



COMMISSION EUROPÉENNE



Document de référence sur les meilleures techniques
disponibles

Incinération des déchets

Août 2006

Ce document est la traduction de la version anglaise publiée par la Commission européenne
qui seule fait foi.

Traduction V 1

RÉSUMÉ

Le document de référence sur les meilleures techniques disponibles (BREF - Best Available Techniques Reference document) intitulé «Incinération des déchets» rend compte de l'échange d'informations mené en application de l'article 16, paragraphe 2, de la directive 96/61/CE du Conseil (directive IPPC). Le présent résumé, qu'il convient de lire à la lumière de la préface du BREF qui en explique les objectifs, l'utilisation et les termes juridiques, décrit les principales constatations faites, les principales conclusions relatives aux MTD (meilleures techniques disponibles) ainsi que les niveaux d'émission et de consommation associés. Il se suffit à lui-même mais, en tant que résumé, il ne rend pas compte de toutes les complexités du texte complet du BREF. Il n'a donc pas vocation à se substituer au BREF intégral en tant qu'outil pour la prise de décisions sur les meilleures techniques disponibles.

Champ d'application du BREF

La portée de ce BREF est définie par les points 5.1 et 5.2 de l'annexe I de la directive IPPC (96/61/CE) relatifs à l'incinération des déchets. Ni les limitations liées à la taille des installations, fixées par la directive IPPC, ni les définitions des déchets, de la valorisation ou de l'élimination données par cette dernière n'ont restreint le champ d'application du BREF. L'objectif était en fait de présenter de manière pragmatique l'ensemble du secteur de l'incinération, en s'attachant plus particulièrement aux installations et aux types de déchets les plus courants. Le champ d'application de la directive sur l'incinération des déchets a également joué un rôle dans la détermination de la portée du BREF. Le contenu du BREF est le reflet des informations qui ont été soumises durant l'échange d'informations mené par le groupe de travail technique.

Ce BREF traite uniquement de l'incinération spécialisée des déchets et ne concerne pas les autres situations dans lesquelles des déchets sont soumis à un traitement thermique, notamment les procédés de coïncinération comme les fours à ciment et les grandes installations de combustion.

L'incinération constitue le thème central du document, mais celui-ci contient également des informations sur les systèmes de pyrolyse et de gazéification des déchets.

Ne relèvent pas du présent BREF :

- les décisions concernant le choix de l'incinération en tant qu'option de traitement des déchets
- la comparaison de l'incinération des déchets avec d'autres options de traitement des déchets.

Incinération des déchets

L'incinération est un traitement appliqué à un très large éventail de déchets. L'incinération proprement dite n'est généralement qu'une partie d'un système complexe de traitement des

déchets qui, globalement, assure la gestion complète de la vaste gamme de déchets générés par la société.

Le secteur de l'incinération a connu une évolution technologique rapide au cours des 10 à 15 dernières années. Cette évolution est en grande partie le fait d'une législation propre au secteur qui a contribué notamment à la réduction des émissions atmosphériques des installations. Les procédés sont en perpétuel développement et le secteur met actuellement au point des techniques qui permettent de limiter les coûts tout en préservant voire en améliorant la performance environnementale.

L'incinération, comme la plupart des traitements des déchets, vise à traiter les déchets de manière à en réduire le volume et les dangers, tout en récupérant (et donc en concentrant) ou en détruisant les substances potentiellement nuisibles. Les procédés d'incinération peuvent également constituer un moyen de valoriser le contenu énergétique, minéral et ou chimique des déchets.

Fondamentalement, l'incinération des déchets consiste en l'oxydation des matières combustibles contenues dans les déchets. Les déchets sont en général des matières extrêmement hétérogènes, consistant principalement en substances organiques, minéraux, verre et eau. L'incinération dégage des effluents gazeux qui contiennent l'essentiel de l'énergie combustible disponible sous forme de chaleur. Les substances organiques présentes dans les déchets brûlent lorsqu'elles ont atteint la température d'inflammation nécessaire et qu'elles entrent en contact avec l'oxygène. La combustion réelle intervient en phase gazeuse en quelques fractions de seconde avec dégagement simultané d'énergie. Si la valeur calorifique des déchets et l'apport en oxygène sont suffisants, il peut s'ensuivre une réaction thermique en chaîne et une combustion auto-entretenue, c'est-à-dire qui ne nécessite pas l'apport d'autres combustibles.

Bien que les approches varient considérablement, le secteur de l'incinération peut être grossièrement subdivisé en plusieurs grands sous-secteurs, comme suit:

- i. Incinération des déchets municipaux en mélange – en règle générale traitement des déchets ménagers mixtes et dans une large mesure non traités, mais contenant parfois certains déchets industriels et commerciaux (les déchets industriels et commerciaux étant aussi incinérés séparément dans des incinérateurs spécialisés pour déchets industriels ou commerciaux non dangereux).
- ii. Incinération des déchets municipaux prétraités ou d'autres déchets prétraités - installations qui traitent des déchets ayant fait l'objet d'une collecte sélective, d'un prétraitement ou d'une préparation quelconque, de sorte que les caractéristiques des déchets diffèrent de celles des déchets en mélange. Les incinérateurs de combustibles issus de déchets ayant fait l'objet d'une préparation spécifique relèvent de ce sous-secteur.
- iii. Incinération des déchets dangereux – comprend l'incinération sur les sites industriels et l'incinération dans les installations commerciales (qui reçoivent généralement des déchets très divers).

- iv. Incinération des boues d'épuration – dans certains endroits, les boues d'épuration sont incinérées séparément des autres déchets, dans des installations spécialisées, alors que dans d'autres, elles sont associées à d'autres déchets (par exemple, déchets municipaux).
- v. Incinération des déchets hospitaliers – des installations spécialisées dans le traitement des déchets hospitaliers, c'est-à-dire générés par les hôpitaux et autres centres de soins de santé, sont implantées sur le site des hôpitaux ou autres. Certains déchets hospitaliers sont parfois traités dans d'autres installations, par exemple avec les déchets municipaux en mélange ou dangereux

D'après les données contenues dans le BREF:

- 20 à 25 % des déchets municipaux solides produits dans l'UE-15 sont traités par incinération (la production totale de déchets municipaux solides est proche de 200 millions de tonnes par an).
- Le pourcentage de déchets municipaux solides traités par incinération dans les différents États membres de l'UE-15 varie entre 0 et 62%.
- Le nombre total d'installations d'incinération des déchets municipaux solides dans l'UE est supérieur à 400.
- La capacité annuelle d'incinération des déchets municipaux solides des différents États membres varie entre 0 et plus de 500 kg par habitant.
- En Europe, la capacité moyenne des incinérateurs de déchets municipaux solides atteint pratiquement 200 000 tonnes par an.
- La capacité moyenne de traitement des installations d'incinération des déchets municipaux solides varie également dans chaque État membre. La moyenne des installations les plus petites est de 60 000 tonnes par an et celle des installations les plus grandes de 500 000 tonnes par an.
- Près de 12 % des déchets dangereux produits dans l'UE-15 sont incinérés (production totale proche de 22 millions de tonnes par an).

Le secteur de l'incinération des déchets municipaux solides est appelé à se développer en Europe au cours des 10 à 15 prochaines années, à mesure que de nouvelles solutions seront proposées pour la gestion des déchets dont la mise en décharge est interdite par la directive sur la mise en décharge des déchets, et à mesure que les États membres, anciens et nouveaux, vont réviser ou mettre en oeuvre leurs stratégies respectives de gestion des déchets en se conformant à cette réglementation.

Principaux problèmes d'environnement

Les déchets et leur gestion posent un sérieux problème d'environnement. Aussi le traitement thermique des déchets peut-il être considéré comme une solution pour parer à la menace que représentent, pour l'environnement, des flux de déchets mal, voire non gérés. L'objectif du traitement thermique est de réduire globalement les incidences des déchets sur l'environnement. Cependant, lors de l'exploitation des installations d'incinération, des substances sont consommées et des émissions générées en plus ou moins grande quantité suivant le type d'installation et son mode de fonctionnement.

Les incidences potentielles des installations d'incinération des déchets proprement dites se répartissent entre les grandes catégories suivantes:

- émissions globales dues aux procédés, dans l'air et dans l'eau (y compris odeurs)
- production globale de résidus due aux procédés
- bruit et vibrations dus aux procédés
- consommation et production d'énergie
- consommation de matières premières (réactifs)
- émissions fugitives, dues essentiellement au stockage des déchets
- réduction des risques liés au stockage, à la manipulation ou au traitement des déchets dangereux.

Les opérations ci-après ont d'autres incidences qui sortent du champ d'application du présent BREF (mais qui jouent un rôle important dans les incidences environnementales globales de l'ensemble de la chaîne de gestion des déchets):

- transport des déchets entrants et des résidus sortants
- traitement complexe des déchets (par exemple, élaboration de combustibles dérivés de déchets)

La mise en œuvre de normes d'émission modernes et l'utilisation de techniques avancées de lutte contre la pollution ont permis de ramener les émissions dans l'air à des niveaux tels que les risques de pollution par les incinérateurs de déchets sont généralement considérés comme très faibles aujourd'hui. Le recours constant et effectif à ces techniques pour limiter les émissions dans l'air est très important pour l'environnement.

Outre le fait d'assurer un traitement efficace des déchets non gérés qui seraient sinon potentiellement polluants, de nombreuses installations d'incinération des déchets jouent un rôle particulier en tant que processus de valorisation du contenu énergétique des déchets. Si des mesures ont été prises pour accroître la capacité de valorisation énergétique des déchets des installations d'incinération (des déchets municipaux, le plus fréquemment), l'exploitation de cette contribution positive pour l'environnement s'en trouve renforcée. Du point de vue de la protection de l'environnement, l'industrie a donc tout intérêt à accroître son potentiel en tant que fournisseur d'énergie.

Procédés et techniques appliqués

Le chapitre 2 du BREF donne une description des procédés et techniques appliqués dans le secteur de l'incinération des déchets. Il est centré sur le traitement thermique d'incinération qui est le plus couramment appliqué, mais fournit également des renseignements sur la gazéification et la pyrolyse. Les principaux domaines et activités ci-après y sont décrits de façon plus ou moins détaillée:

- réception des déchets entrants
- stockage des déchets et des matières premières
- prétraitement des déchets (essentiellement traitements sur site et opérations de mélange)
- chargement des déchets dans le four
- techniques appliquées lors de la phase de traitement thermique (conception du four, etc.)
- phase de valorisation énergétique (par ex. chaudière et fourniture d'énergie)

- techniques d'épuration des gaz de combustion (groupés par substance)
- gestion des résidus d'épuration des gaz de combustion
- surveillance et maîtrise des émissions
- gestion et traitement des eaux résiduaires (par exemple provenant du drainage du site, de l'épuration des gaz de combustion, du stockage)
- gestion et traitement des cendres ou des mâchefers (générés lors de la phase de combustion).

Lorsque les techniques sont spécifiques de certains types de déchets, les parties correspondantes sont subdivisées en fonction des types de déchets.

Consommations et émissions

Les émissions ainsi que les consommations de matières et d'énergie des installations d'incinération des déchets sont décrites dans le chapitre 3. Les données présentées concernent les émissions des installations dans l'air, dans l'eau ainsi que le bruit et les résidus. Des informations sont également fournies sur les consommations de matières premières, une partie étant spécifiquement consacrée à la consommation et à la production d'énergie. La plupart des données sont des données globales sur les installations, qui proviennent de relevés industriels. Des informations sont également fournies sur les techniques appliquées pour parvenir à ces niveaux d'émission.

Bien que certaines installations européennes restent encore à moderniser, les niveaux d'émission relevés dans ce secteur sont généralement conformes voire inférieurs aux valeurs limites d'émission prescrites par la directive 2000/76/CE.

En cas de cogénération ou de production de chaleur (chaleur ou vapeur), il est possible de récupérer une très grande partie de la valeur énergétique des déchets (environ 80% dans certains cas).

Techniques à prendre en considération pour la détermination des MTD

Pour chacune des techniques décrites dans le chapitre 4, les informations disponibles sont fournies, notamment : les niveaux de consommation et d'émission pouvant être atteints en utilisant la technique; une estimation générale des coûts et des effets multi-milieux associés à la technique, et des informations sur l'applicabilité de la technique aux installations requérant une autorisation IPPC, par exemple, les installations nouvelles ou existantes, les grandes ou les petites installations, ainsi qu'aux divers types de déchets.

Les systèmes de gestion, les techniques intégrées et les mesures en fin de chaîne en font partie.

Les techniques prises en compte sont celles qui sont susceptibles de contribuer à un niveau élevé de protection de l'environnement dans le secteur de l'incinération des déchets. Les MTD finalement déterminées par le groupe de travail technique n'apparaissent pas dans le chapitre 4, mais dans le chapitre 5. Le fait qu'une technique figure dans le chapitre 4, mais pas dans le chapitre 5 ne signifie pas que cette technique n'est pas et ne peut pas être considérée comme MTD; le groupe de travail technique peut en effet avoir estimé que cette technique n'a pas une application suffisamment large pour pouvoir être décrite en tant que *MTD en général*. Par ailleurs, comme il n'est pas possible d'être exhaustif et que la situation évolue en permanence, le chapitre 4 ne peut pas présenter absolument toutes les

techniques. D'autres techniques peuvent également permettre d'atteindre des niveaux de performance conformes ou même supérieurs aux critères MTD fixés dans le chapitre 5, et lorsqu'elles sont appliquées localement, ces techniques peuvent présenter des avantages particuliers pour la situation dans laquelle elles sont utilisées.

Les techniques prises en compte sont regroupées à peu près dans l'ordre dans lequel elles interviendraient dans la majorité des installations d'incinération des déchets. Le tableau ci-dessous donne le titre des différentes rubriques du chapitre et indique le groupe dans lequel les techniques sont énumérées.

Numéro de rubrique du chapitre 4	Titre de la rubrique
4.1	Méthodes générales appliquées avant traitement thermique
4.2	Traitement thermique
4.3	Valorisation énergétique
4.4	Traitement des effluents gazeux
4.5	Traitement et contrôle des eaux de traitement
4.6	Techniques de traitement des résidus solides
4.7	Bruit
4.8	Outils de gestion environnementale
4.9	Bonnes pratiques en matière de communication et de sensibilisation de l'opinion publique

Tableau Structure du chapitre 4

Le chapitre 4 est axé sur les techniques qui offrent des avantages particuliers lors de chacune des phases généralement prévues dans les installations d'incinération des déchets. Cette ventilation des techniques en fonction des phases signifie cependant qu'il convient, lors de la lecture des différentes parties du chapitre 4, de prêter une attention particulière à l'aspect important d'intégration globale de toutes les techniques dans l'installation (que le BREF désigne parfois sous le nom de «compatibilité inter-procédés» des techniques). Cette question est généralement abordée dans les paragraphes *Données opérationnelles* et *Applicabilité*. Cette question de la compatibilité globale est aussi examinée au moment de l'élaboration des conclusions relatives aux MTD, dans le chapitre 5.

En règle générale, le chapitre 4 ne décrit pas en détail les techniques qui, bien que permettant d'atteindre un niveau élevé de protection de l'environnement, sont si courantes que leur utilisation peut être considérée comme normale. À titre d'exemple, c'est parce que l'applicabilité des principaux types de fours aux principaux flux de déchets est relativement bien établie que les techniques prises en considération à ce stade sont essentiellement centrées sur :

- la question de savoir si le système de combustion choisi est bien adapté aux déchets qu'il est censé brûler, et
- certains aspects qui visent à améliorer l'efficacité de la combustion, comme par exemple, la préparation des déchets, le réglage du débit d'air, etc.

MTD pour l'incinération des déchets

Le chapitre relatif aux MTD (chapitre 5) recense les techniques que le groupe de travail a retenues comme MTD en général, sur la base des informations fournies dans le chapitre 4, et compte tenu de la définition des meilleures techniques disponibles énoncée au point 11 de l'article 2, ainsi que des éléments de réflexion figurant à l'annexe IV de la directive.

Le chapitre relatif aux MTD ne fixe pas de valeurs limites d'émission et n'en propose pas, mais suggère des valeurs opérationnelles de consommation et d'émission qui sont associées à l'utilisation des MTD. L'introduction du chapitre 5 figurant dans le présent BREF est expressément destinée à préciser certains aspects qui sont considérés comme particulièrement importants pour le secteur de l'incinération des déchets, notamment les liens entre la directive sur l'incinération des déchets et la directive IPPC (voir la préface du BREF). Ces aspects spécifiques supplémentaires comprennent :

- les différences entre les valeurs limites d'émission de la directive sur l'incinération des déchets et les performances liées aux MTD
- le rapport entre les MTD et le choix des sites
- la compréhension et l'utilisation des MTD décrites dans le chapitre 5.

Les paragraphes ci-après récapitulent les principales conclusions relatives aux MTD, mais par **souci d'exhaustivité, il y a lieu de se référer au chapitre consacré aux MTD**. Les MTD génériques sont censées s'appliquer à l'ensemble du secteur (c'est-à-dire incinération, gazéification et pyrolyse des déchets, quel que soit le type de déchets). D'autres MTD sont recensées, qui ne s'appliquent qu'aux sous-secteurs traitant essentiellement des flux spécifiques de déchets. Il faut donc s'attendre à ce qu'une installation donnée applique une combinaison de MTD génériques et de MTD spécifiques de certains déchets, et à ce que les installations qui traitent des mélanges de déchets ou des déchets non précisés appliquent les MTD génériques, plus un choix approprié de MTD spécifiques de certains déchets. D'autres observations relatives à la combinaison des MTD figurent dans l'introduction du chapitre 5.

MTD génériques

Une MTD fondamentale insiste sur la nécessité de choisir un type d'installation adapté aux caractéristiques, tant physiques que chimiques, des déchets qui arrivent dans cette installation. Cette MTD essentielle garantit que l'installation peut traiter les déchets reçus moyennant des perturbations minimales des procédés, perturbations elles-mêmes susceptibles d'avoir des répercussions sur l'environnement. À cet effet, il existe également une MTD permettant de limiter le plus possible les arrêts programmés ou non programmés.

Les contrôles de qualité réalisés sur les déchets entrants font également partie des MTD. Cela permet de s'assurer que les caractéristiques des déchets restent adaptées au type de l'installation réceptrice. Ces procédures de contrôle de la qualité sont compatibles avec l'application d'un système de gestion de l'environnement, ce qui est également considéré comme MTD.

Plusieurs MTD concernent le stockage et les conditions de stockage des déchets entrants, préalablement au traitement, de manière à éviter la pollution et les émanations d'odeurs. Certaines techniques et conditions de stockage spécifiques sont signalées. Une approche

fondée sur l'analyse des risques et tenant compte des propriétés des déchets traités est considérée comme MTD.

Eu égard à la capacité démontrée de certains types d'installations à traiter très efficacement des déchets extrêmement hétérogènes (par exemple, déchets municipaux solides en mélange), ainsi qu'aux risques et effets multi-milieux associés au prétraitement, il est considéré comme MTD de prétraiter les déchets entrants jusqu'au niveau requis pour satisfaire aux spécifications de type de l'installation réceptrice, étant entendu qu'un traitement plus poussé des déchets nécessite de faire la part des choses entre les avantages (éventuellement limités), les facteurs opérationnels et les effets multi-milieux.

La conception et la réalisation de la phase de combustion apparaissent comme un élément important de prévention de la pollution primaire, d'où l'importance de cette phase eu égard aux objectifs de la directive. Il est précisé dans le chapitre relatif aux MTD que la modélisation des flux au stade de la conception peut faciliter la prise de décisions essentielles, en connaissance de cause, en ce qui concerne la conception. Lors de la combustion proprement dite, le recours à plusieurs techniques de régulation de la combustion (par exemple, réglage du débit et de la distribution d'air) est considéré comme MTD. La MTD concernant le choix d'un type d'installation adapté aux déchets à traiter est particulièrement important à ce stade.

En règle générale, l'application, pour ce qui est de la combustion, des conditions d'exploitation énoncées à l'article 6 de la directive 2000/76/CE (incinération des déchets) est considérée comme compatible avec les MTD. Toutefois, le groupe de travail technique a constaté que des conditions plus extrêmes (par exemple, des températures plus élevées) pouvaient entraîner une détérioration globale de la performance environnementale, et qu'il existait plusieurs exemples d'installations de traitement des déchets dangereux qui avaient obtenu une amélioration générale de leurs performance environnementale en appliquant des températures opérationnelles inférieures aux 1100 °C spécifiés pour certains déchets dangereux par la directive sur l'incinération des déchets. La conclusion générale concernant les MTD est que les conditions de combustion (ex. température) doivent être suffisantes pour détruire les déchets, mais qu'elles ne doivent pas être excessives, afin de limiter les effets multi-milieux éventuels. L'emploi d'un ou de plusieurs brûleurs auxiliaires pour parvenir aux conditions d'exploitation et les conserver est considéré comme MTD lors de l'incinération de déchets.

Dans le cas de la gazéification ou de la pyrolyse, il est considéré comme MTD, afin d'éviter la production de déchets par élimination des produits de réaction de ces techniques, de valoriser le contenu énergétique de ces produits en passant par une phase de combustion ou de les récupérer en vue d'une réutilisation. Les niveaux d'émission associés aux MTD en ce qui concerne les émissions dans l'air résultant de la phase de combustion mise en œuvre dans ces installations sont identiques à ceux définis pour les installations d'incinération.

La valorisation énergétique des déchets est une question environnementale essentielle pour le secteur, car c'est un domaine dans lequel ce dernier peut notablement contribuer à la protection de l'environnement. Plusieurs MTD couvrent cet aspect, notamment:

- des techniques spécifiques considérées comme MTD
- l'efficacité attendue des chaudières en matière de transfert de chaleur

- l'utilisation de la cogénération, le chauffage urbain, la fourniture de vapeur à des fins industrielles et la production d'électricité.
- les rendements de récupération possibles.

La cogénération et la fourniture de vapeur ou de chaleur offrant d'une manière générale les meilleures perspectives d'accroissement des taux de valorisation énergétique, les mesures qui agissent sur la demande de fourniture de vapeur/chaleur ont généralement beaucoup plus d'effet sur le rendement pouvant être obtenu dans une installation que la conception précise de cette installation. Pour des raisons essentiellement stratégiques et économiques, la production et la fourniture d'électricité sont souvent l'option de valorisation énergétique retenue au niveau des installations. Les options privilégiant la cogénération, le chauffage urbain et la fourniture de vapeur à des fins industrielles ne sont bien exploitées que dans un petit nombre d'États membres, généralement ceux dans lesquels le prix du chauffage est élevé et/ou qui ont adopté des mesures particulières. La récupération d'énergie pour l'alimentation des systèmes de refroidissement et des usines de dessalement est une option utilisée, mais elle est en général très peu exploitée; cette option peut s'avérer particulièrement intéressante dans les zones climatiques chaudes, et en général elle élargit les possibilités de valorisation énergétique des déchets.

Les traitements des effluents gazeux qui sont appliqués dans les installations d'incinération des déchets ont été mis au point au fil de nombreuses années afin de satisfaire à des normes réglementaires rigoureuses, et sont aujourd'hui des procédés de haute technologie. La conception et la mise en œuvre de ces traitements sont déterminantes pour assurer une bonne maîtrise de toutes les émissions dans l'air. Les MTD recensées:

- couvrent la sélection des systèmes de traitement des effluents gazeux
- décrivent plusieurs techniques spécifiques considérées comme MTD
- décrivent les niveaux de performance escomptés du fait de l'application des MTD.

Le groupe de travail technique dans sa version plénière n'a pas été unanime sur les niveaux de performance approuvés, en particulier un État membre et l'ONG de défense de l'environnement qui estimaient que des valeurs d'émission inférieures aux plages approuvées par le reste du groupe de travail technique pourraient également être considérées comme MTD.

Les MTD concernant la gestion des eaux résiduelles comprennent:

- la recirculation de certains effluents en cours de traitement
- le drainage séparé pour certains effluents
- le traitement sur site des effluents dans le cas des effluents de laveurs
- les niveaux de performance associés aux MTD pour les émissions provenant du traitement des effluents de laveurs.
- l'utilisation de techniques spécifiques.

Les niveaux de performance approuvés par le groupe de travail plénier ont été contestés par un État membre et l'ONG de défense de l'environnement qui sont d'avis que des valeurs d'émission inférieures aux plages définies pourraient également être considérées comme MTD.

Les MTD concernant la gestion des résidus comprennent:

- une teneur en carbone organique total des mâchefers issus de l'incinération inférieure à 3% avec des valeurs normales comprises entre 1 et 2 %
- une liste de techniques qui, adéquatement combinées, permettent d'obtenir ces teneurs
- la gestion séparée des mâchefers et des cendres volantes avec évaluation de chaque flux produit
- l'extraction des métaux ferreux ou non ferreux contenus dans les cendres en vue de leur valorisation (lorsque ces métaux sont présents en quantités suffisante pour que l'opération soit rentable)
- le traitement des mâchefers et autres résidus par certaines techniques – dans la mesure nécessaire pour répondre aux critères d'acceptation du site de valorisation ou d'élimination destinataire.

Outre ces MTD génériques, des MTD plus spécifiques ont été recensées pour les sous-secteurs qui traitent essentiellement les déchets suivants:

- déchets municipaux
- déchets municipaux prétraités ou sélectionnés
- déchets dangereux
- boues d'épuration
- déchets hospitaliers

Le cas échéant, les conclusions de ces MTD spécifiques sont plus détaillées. Ces conclusions abordent les questions ci-après, qui sont spécifiques des flux de déchets :

- gestion, stockage et prétraitement des déchets entrants
- techniques de combustion
- performance de valorisation énergétique.

Techniques nouvelles

Cette partie relative aux techniques nouvelles n'est pas exhaustive. On y retrouvera un certain nombre des techniques proposées par le groupe de travail technique et dont les versions antérieures du présent document faisaient état. Dans la plupart des cas, la démonstration de ces techniques n'a pas dépassé la phase pilote ou expérimentale.

Le niveau de démonstration de la pyrolyse et de la gazéification (mesuré par la capacité globale et les heures d'exploitation) sur les principaux flux de déchets européens est faible comparé à l'incinération, et des difficultés d'exploitation sont signalées dans certaines installations. Cependant, la gazéification comme la pyrolyse sont utilisées dans le secteur et ne peuvent donc pas, en accord avec la définition du BREF, être considérées comme des *techniques nouvelles*. C'est la raison pour laquelle les informations relatives à ces techniques se trouvent dans le chapitre 4.

Conclusions

Échange d'informations

Le présent BREF s'appuie sur plusieurs centaines de sources d'information et sur plus de 7000 contributions de la part des très nombreux membres du groupe de travail. Certaines de

ces informations se recoupent et tous les documents présentés n'ont donc pas été mentionnés dans le BREF. De précieux renseignements ont été fournis, tant par l'industrie que par les États membres. Les données sont généralement de bonne qualité, notamment en ce qui concerne les émissions dans l'air, ce qui autorise dans certains cas des comparaisons valables. Ce n'est toutefois pas toujours le cas, et les données relatives aux coûts sont difficilement comparables du fait de pratiques divergentes en ce qui concerne la collecte et la communication des données. Les données fournies concernant les niveaux de consommation et d'émission sont en général des données globales qui concernent les installations dans leur ensemble ou des groupes de techniques, plutôt que des données individuelles. De ce fait, des conclusions importantes relatives aux MTD sont exprimées sous la forme d'objectifs de performance quantitatifs globaux, avec présentation de certaines options techniques qui, adéquatement combinées, permettent d'atteindre ces performances.

Niveau de consensus

Le niveau général de consensus a été très bon. Les MTD sur le plan technique ont fait l'unanimité. Sur le plan quantitatif, le niveau de consensus a été bon, mais des avis divergents ont été formulés concernant les niveaux d'émission opérationnels associés aux MTD; un État membre et l'ONG de protection de l'environnement ont en effet contesté un grand nombre des niveaux d'émission associés aux MTD en ce qui concerne les rejets dans l'air et dans l'eau.

Recommandations de travaux ultérieurs et projets de R&D

Le présent BREF, qui résulte de l'échange d'informations, est un pas de plus sur la voie de la prévention et du contrôle intégrés de la pollution due à l'incinération des déchets.

D'autres travaux pourraient nous permettre de continuer sur cette voie en fournissant :

- des informations sur les techniques utilisées pour moderniser les installations existantes, et sur le coût de telles opérations; ces informations pourraient découler de l'expérience acquise par la mise en œuvre de la directive sur l'incinération des déchets dans les États membres et pourraient être utilement comparées avec les données relatives aux coûts et aux performances dans les nouvelles installations;
- les informations financières plus précises qui sont nécessaires pour entreprendre une évaluation plus approfondie des différentes techniques utilisables en fonction de la taille de l'installation et du type de déchets;
- des informations sur les petites installations; très peu d'informations ont en effet été fournies sur ces installations;
- des informations sur les installations qui traitent des déchets industriels non dangereux ainsi que sur les conséquences, pour les installations, du traitement de mélanges de déchets (par exemple, boues d'épuration ou déchets hospitaliers avec déchets municipaux solides);
- une évaluation plus détaillée des effets de certaines caractéristiques de conception de la phase de combustion (par exemple, modèle de four avec grille) sur la prévention de la pollution;
- de plus amples informations sur les techniques nouvelles;
- des données sur les niveaux de consommation et d'émission d'ammoniac (essentiellement dans l'air et dans l'eau) pour les différents systèmes de traitement des

fumées (principalement humide, semi-humide et sec) et leur efficacité relative pour la réduction des NOx;

- des informations sur l'effet de la plage de température de dépoussiérage sur les résidus et rejets de dioxines et furannes dans l'air;
- des informations concernant de nouvelles expériences en matière de surveillance continue des émissions de Hg (dans l'air et dans l'eau).

D'autres travaux importants, qui sortent du cadre du présent BREF, mais qui découlent de l'échange d'informations, sont recommandés, notamment :

- une évaluation de l'incidence globale de la concurrence en matière de traitement des déchets, en particulier de la concurrence des industries de coïncinération des déchets; une étude de ce type permettrait d'analyser : la fiabilité relative et les risques inhérents du service de gestion des déchets dans sa globalité; les émissions globales et la valorisation énergétique suivant le niveau de diversification, ainsi que les facteurs de risques essentiels (assurance qualité des déchets).
- Il pourrait s'avérer utile d'évaluer l'incidence sur les stratégies de gestion des déchets adoptées (ex. équilibre entre les technologies utilisées à l'échelle nationale) ainsi que sur le l'efficacité des installations de traitement thermique et sur le degré d'intégration des politiques en matière d'énergie et de traitement des déchets dans les États membres de l'Union européenne (et les autres pays). De telles études pourraient mettre en évidence les interactions entre ces politiques et les illustrer par des exemples tant positifs que négatifs.
- Il est nécessaire de mieux comprendre l'incidence des prix absolus et relatifs de l'énergie (électricité et chaleur) sur le rendement énergétique classique des installations, ainsi que le rôle et l'incidence des subventions et des taxes.
- Il faudrait recenser les obstacles qui s'opposent habituellement à la mise en place de nouvelles installations, ainsi que les approches qui se sont révélées fructueuses.
- Il conviendrait d'envisager la mise au point de normes appropriées pour l'utilisation des mâchefers ; de telles normes se sont révélées utiles pour améliorer les marchés d'utilisation de ces produits.
- il serait utile d'analyser les coûts et les avantages d'une réduction plus poussée des émissions du secteur de l'incinération des déchets par rapport à la réduction des émissions en provenance d'autres sources de pollution industrielles et anthropiques.

Dans le cadre de ses programmes de RDT, la Communauté européenne mène et subventionne une série de projets concernant les technologies propres, les nouvelles techniques de recyclage et de traitement des effluents et les stratégies de gestion en la matière. Ces projets représentent potentiellement une contribution précieuse pour les futurs réexamens du BREF. Les lecteurs sont donc invités à informer le BEPRIP de tout résultat de recherche présentant de l'intérêt pour ce document (voir également la préface du BREF).

PRÉFACE

1. Statut de ce document

Sauf indication contraire, les références à «la directive» faites dans le présent document renvoient à la directive du Conseil 96/61/CE relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution. Comme la directive s'applique sans préjudice aux dispositions communautaires sur la santé et la sécurité sur le lieu de travail, ce document en fait de même.

Le présent document fait partie d'une série de documents qui présentent les résultats d'un échange d'informations entre les États Membres de l'UE et les industries intéressés au sujet des meilleures techniques disponibles (MTD), des prescriptions de contrôle y afférents et de leur évolution. Il est publié par la Commission européenne en application de l'article 16, paragraphe 2, de la Directive et doit donc être pris en considération, conformément à l'annexe IV de la Directive, lors de la détermination des « meilleures techniques disponibles ».

2. Obligations légales prévues par la Directive IPPC et définition de la MTD

Afin de clarifier le contexte juridique entourant la rédaction du présent document, la préface décrit quelques unes des principales dispositions de la directive IPPC et définit notamment le terme « meilleures techniques disponibles ». Cette description ne peut évidemment pas être complète et est donnée à titre purement informatif. Elle n'a aucune valeur juridique, et n'a pas pour effet de modifier ni porter atteinte aux dispositions réelles de la directive.

La directive a pour objet la prévention et la réduction intégrées des pollutions en provenance des activités énumérées dans son annexe I afin de garantir un niveau élevé de protection de l'environnement dans son ensemble. La base juridique de cette directive est liée aux objectifs de protection de l'environnement. Lors de sa mise en œuvre, il conviendra de tenir également compte d'autres objectifs communautaires tels que la compétitivité de l'industrie communautaire, ce qui permettra de contribuer à un développement durable.

Plus spécifiquement, la directive fournit un système d'autorisation pour certaines catégories d'installations industrielles, en vertu duquel les exploitants et les autorités réglementaires sont invités à adopter une approche globale et intégrée en ce qui concerne les risques de pollution et le potentiel de consommation associés à l'installation. L'objectif de cette approche intégrée est d'améliorer la gestion et le contrôle des procédés industriels afin de parvenir à un niveau de protection élevé pour l'environnement dans son ensemble. Le principe général défini à l'article 3 constitue la pierre angulaire de cette approche. Il stipule que les exploitants doivent prendre toutes les mesures de prévention appropriées contre la pollution, notamment en mettant en œuvre les meilleures techniques disponibles afin d'améliorer les performances en matière d'environnement.

L'expression « meilleures techniques disponibles » est définie à l'article 2, paragraphe 11 de la directive comme « le stade de développement le plus efficace et avancé des activités et de leurs modes d'exploitation, démontrant l'aptitude pratique de techniques particulières à constituer, en principe, la base des valeurs limites d'émission visant à éviter et, lorsque cela s'avère impossible, à réduire de manière générale les émissions et l'impact sur l'environnement dans son ensemble ». L'article 2, point 11 précise ensuite cette définition comme suit :

les « techniques » désignent aussi bien les techniques employées que la manière dont l'installation est conçue, construite, entretenue, exploitée et mise à l'arrêt ;

Les techniques « disponibles » correspondent aux techniques mises au point sur une échelle permettant de les appliquer dans le secteur industriel concerné, dans des conditions économiquement et techniquement viables, en prenant en considération les coûts et les avantages, que ces techniques soient utilisées ou mises au point ou non sur le territoire de l'État membre intéressé, pour autant que l'exploitant concerné puisse y avoir accès dans des conditions raisonnables ;

Les « meilleures » techniques renvoient aux techniques les plus efficaces pour atteindre un niveau élevé de protection de l'environnement dans son ensemble.

En outre, l'annexe IV de la directive comporte une liste de « considérations à prendre en compte en général ou dans un cas particulier lors de la détermination des meilleures techniques disponibles compte tenu des coûts et des avantages pouvant résulter d'une action, et des principes de précaution et de prévention ». Ces considérations comprennent les informations publiées par la Commission en vertu de l'article 16, paragraphe 2.

Les autorités compétentes chargées de délivrer des autorisations doivent prendre en compte les principes généraux définis à l'article 3 lorsqu'elles définissent les prescriptions de l'autorisation. Ces prescriptions doivent comporter des valeurs limites d'émission, qui peuvent être complétées ou remplacées, le cas échéant, par des paramètres ou des dispositifs techniques équivalents. Conformément à l'article 9, paragraphe 4 de la directive, ces valeurs limites d'émission, paramètres et dispositifs techniques équivalents doivent, sans préjudice du respect des normes sur la qualité de l'environnement, reposer sur les meilleures techniques disponibles. Elles ne doivent pas prescrire l'utilisation d'une technique ou d'une technologie spécifique, mais tenir compte des caractéristiques techniques de l'installation considérée, de son implantation géographique et des conditions locales de l'environnement. Dans tous les cas, les conditions d'autorisation doivent prévoir des dispositions relatives à la minimisation de la pollution à longue distance ou transfrontière et garantir un niveau élevé de protection de l'environnement dans son ensemble.

En vertu de l'article 11 de la directive, les États membres ont l'obligation de veiller à ce que les autorités compétentes se tiennent informées ou soient informées de l'évolution des meilleures techniques disponibles

3. Objectif de ce document

L'article 16, paragraphe 2 de la directive invite la Commission à organiser «l'échange d'informations entre les États membres et les industries intéressées au sujet des meilleures techniques disponibles, des prescriptions de contrôle y afférentes et de leur évolution» et à publier les résultats des échanges d'informations.

L'objet de l'échange d'informations est défini au considérant 25 de la directive, qui prévoit que les « progrès et les échanges d'informations au niveau communautaire en ce qui concerne les meilleures techniques disponibles permettront de réduire les déséquilibres au plan technologique dans la Communauté, favoriseront la diffusion au plan mondial des valeurs limites et des techniques utilisées dans la Communauté et aideront les États membres dans la mise en œuvre efficace de la présente directive ».

La Commission (DG Environnement) a mis en place un forum d'échange d'informations (IEF) pour faciliter les travaux entrepris en application de l'article 16, paragraphe 2. Un certain nombre de

groupes de travail techniques ont par ailleurs été créés sous les auspices de l'IEF. L'IEF comme les groupes de travail techniques sont composés de représentants des États membres et de l'industrie, comme le prévoit l'article 16, paragraphe 2.

La présente série de documents a pour objet de refléter précisément l'échange d'informations qui a eu lieu conformément à l'article 16, paragraphe 2 et de fournir des informations de référence à l'instance chargée

de la délivrance des autorisations pour qu'elle les prenne en compte lors de la définition des prescriptions des autorisations. En rendant disponibles les informations pertinentes relatives aux meilleures techniques disponibles, ces documents doivent devenir des outils précieux pour l'amélioration des performances en matière d'environnement.

4. Sources d'information

Le présent document est le résumé des informations recueillies à partir d'un certain nombre de sources, y compris notamment l'expertise des groupes mis en place pour assister la Commission dans son travail, puis vérifiées par les services de la Commission. Il convient de remercier ici les auteurs de toutes ces contributions.

5. Comment comprendre et utiliser ce document

Les informations contenues dans le présent document sont prévues pour servir de base pour la détermination des MTD dans des cas particuliers. Lors de la détermination de ces MTD et de la fixation des prescriptions d'autorisation, l'objectif global, qui est de parvenir à un niveau élevé de protection de l'environnement dans son ensemble, ne doit jamais être perdu de vue.

Les chapitres 1 et 2 contiennent des informations générales sur le secteur industriel concerné et sur les processus industriels utilisés dans ce secteur.

Le chapitre 3 contient des données et des informations relatives aux niveaux d'émission et de consommation actuels qui reflètent la situation dans les installations existantes au moment de la rédaction

Le chapitre 4 décrit de manière plus détaillée les techniques de réduction des émissions et d'autres techniques considérées comme les plus pertinentes pour la détermination des MTD et des prescriptions d'autorisation fondées sur les MTD. Ces informations incluent les niveaux de consommation et d'émission qu'il est possible d'atteindre avec la technique considérée, donnent une estimation des coûts et des effets cross média associés à la technique et précisent dans quelle mesure la technique est applicable aux installations nécessitant des autorisations IPPC, par exemple aux installations nouvelles, existantes, de petite ou de grande dimension. Les techniques généralement considérées comme dépassées ne sont pas incluses.

Le chapitre 5 présente les techniques et les niveaux d'émission et de consommation jugés compatibles avec les MTD au sens général. Le but est ainsi d'apporter des indications générales sur les niveaux d'émission et de consommation qu'il est possible de considérer comme des valeurs de référence appropriées pour servir de base à la détermination de prescriptions d'autorisation reposant sur les MTD ou à l'établissement des prescriptions générales prévues à l'article 9, paragraphe 8. Il faut cependant souligner que ce document ne propose pas de valeurs limites d'émission. La détermination des conditions d'autorisation appropriées supposera la prise en compte de facteurs locaux inhérents au site, tels que les caractéristiques techniques de l'installation concernée, son

implantation géographique et les conditions locales de l'environnement. Dans le cas des installations existantes, il faut en outre tenir compte de la viabilité économique et technique de leur amélioration. Le seul objectif consistant à assurer un niveau élevé de protection de l'environnement dans son ensemble impliquera déjà souvent de faire des compromis entre différents types d'impacts sur l'environnement et ces compromis seront souvent influencés par des considérations locales.

Bien que ce document cherche à aborder certains des problèmes évoqués, il ne pourra pas les traiter tous de manière exhaustive. Les techniques et niveaux présentés dans les chapitres sur les MTD qui seront ajoutées ne seront donc pas forcément appropriés pour toutes les installations. Par ailleurs, l'obligation de

garantir un niveau élevé de protection de l'environnement, y compris la réduction de la pollution à longue distance ou transfrontière, suppose que les prescriptions d'autorisation ne pourront pas être définies uniquement sur la base de considérations purement locales. C'est pourquoi il est de la plus haute importance que les autorités chargées de délivrer les autorisations tiennent compte de toutes les informations présentées dans le présent document.

Étant donné que les meilleures techniques disponibles sont modifiées au fil du temps, le présent document sera révisé et mis à jour, en conséquence. Toutes les éventuelles observations et propositions peuvent être envoyées au Bureau européen IPPC de l'Institut de prospective technologique, à l'adresse suivante:

Edificio Expo, c/Inca Garcilaso, s/n, E-41092 Séville, Espagne Téléphone: +34 95 4488 284 Fax: +34 95 4488 426 e-mail: jrc-ipts-eippcb@ec.europa.eu Internet: <http://eippcb.jrc.es>

6. Interface entre l'IPPC et les Directives sur l'Incinération des Déchets

La présentation des points qui suit concerne l'interface entre la Directive 2000/76/EC du 4 décembre 2000 sur l'incinération des déchets (Directive WI) et la directive 96/61/EC du 24 septembre 1996 concernant la prévention et le contrôle intégrés de la pollution (Directive IPPC).

Il convient de noter que l'interprétation finale du droit communautaire relève de la Cour de justice européenne et donc il ne peut pas être exclu que l'interprétation par la Cour peut soulever de nouvelles questions à l'avenir. La Directive WI contient, parmi d'autres, la référence explicite suivante à la directive IPPC :

Alinéa 13 de la Directive sur l'Incinération des Déchets déclare que « *Le respect des valeurs limites d'émission fixées par la présente directive devrait être considéré comme une condition nécessaire mais non suffisante pour assurer le respect des exigences de la directive 96/61/CE* ». « *Il pourrait être nécessaire, aux fins du respect de ces exigences, de restreindre encore les valeurs limites d'émissions pour les substances polluantes visées par la présente directive, d'imposer des valeurs limites d'émission pour d'autres substances et d'autres milieux, et de prendre d'autres mesures appropriées.* »

L'alinéa stipule clairement que le respect des valeurs limites d'émission établies dans la Directive sur l'Incinération des Déchets n'enlève pas l'obligation de fonctionner conformément à toutes les dispositions de la Directive IPPC, y compris une autorisation contenant les valeurs d'émission ou paramètres équivalents et mesures techniques déterminés selon les dispositions de l'Article 9-paragraphe 4 ou de l'Article 9-paragraphe 8 de cette dernière. Tel que présenté dans la préface standard du BREF, une certaine flexibilité est ancrée dans les dispositions de l'Article 9-paragraphe 4 de la Directive IPPC ainsi que dans la définition des MTD. Cependant, si des conditions plus

strictes, comparées aux conditions de la Directive sur l'Incinération des Déchets, sont déterminées par une autorité compétente ou par des règles obligatoires générales qui doivent être nécessaires pour remplir les exigences de la Directive IPPC pour une autorisation particulière, ces conditions plus strictes s'appliqueront.

Document sur les Meilleures Techniques Disponibles en matière d'Incinération des Déchets

RÉSUMÉ.....	i
PRÉFACE	xiii
1. INFORMATIONS GÉNÉRALES SUR L'INCINÉRATION DES DÉCHETS.....	1
1.1. But de l'incinération et théorie de base.....	1
1.2 Vue d'ensemble de l'incinération en Europe.....	2
1.3. Tailles des usines	7
1.4 Vue d'ensemble de la législation	8
1.5 Composition des déchets et conception des processus	9
1.6 Problèmes environnementaux clé	12
1.6.1 Émissions de processus dans l'air et l'eau.....	12
1.6.2 Production de résidus de l'installation.....	13
1.6.3 Bruit et vibration du processus	15
1.6.4 Production et consommation d'énergie.....	15
1.6.5 Consommation de matériaux bruts et d'énergie par l'installation	17
1.7 Informations économiques.....	18
2. TECHNIQUES APPLIQUÉES	23
2.1 Vue d'ensemble et introduction	23
2.2 Techniques de prétraitement, de stockage et de manipulation.....	25
2.2.1 Déchets Solides Urbains	25
2.2.1.1 Collecte et prétraitement hors de l'usine d'incinération des déchets solides urbains.....	25
2.2.1.2 Prétraitement des déchets solides urbains dans l'usine d'incinération	26
2.2.1.3 Livraison et stockage des déchets	26
2.2.1.3.1 Contrôle des déchets	26
2.2.1.3.2 Bunker.....	27
2.2.2 Déchets dangereux	27
2.2.2.1 Brève description du secteur.....	27
2.2.2.2 Acceptation des déchets.....	29
2.2.2.3 Stockage.....	30
2.2.2.3.1 Stockage des déchets solides dangereux.....	31
2.2.2.3.2 Stockage des déchets solides dangereux pouvant être pompés.....	31
2.2.2.3.3 Stockage des conteneurs et de conteneurs citernes.....	31
2.2.2.4 Alimentation et prétraitement	31
2.2.3 Boue d'épuration.....	33
2.2.3.1 Composition des boues d'épuration.....	33
2.2.3.2 Prétraitement des boues d'épuration.....	34
2.2.3.2.1 Assèchement physique.....	34
2.2.3.2.2. Séchage	35
2.2.3.2.3 Digestion des boues	36
2.2.4 Déchets hospitaliers	36
2.2.4.1 Nature et composition des déchets hospitaliers	36
2.2.4.2 Manipulation, prétraitement et stockage des déchets hospitaliers	37
2.3 L'étape de traitement thermique	37

2.3.1 Incinérateurs à grilles	39
2.3.1.1 Distributeur de déchets.....	40
2.3.1.2 Grille d'incinération.....	41
2.3.1.2.1 Grilles basculantes	42
2.3.1.2.2 Grilles à va-et-vient.....	42
2.3.1.2.3 Grilles passantes.....	43
2.3.1.2.4 Grilles à rouleaux	44
2.3.1.2.5 Grilles refroidies	44
2.3.1.3 Déchargeur de mâchefer	44
2.3.1.4 Chambre d'incinération et chaudière	45
2.3.1.5 Alimentation en air d'incinération	47
2.3.1.6 Brûleur auxiliaire	48
2.3.1.7 Température d'incinération, temps de résidence, teneur minimum en oxygène	48
2.3.1.8 Incinération des boues d'épuration dans les usines d'incinération de déchets solides urbains.....	48
2.3.1.9 Ajout de déchets hospitaliers dans l'incinérateur de déchets urbains.....	49
2.3.2 Fours rotatifs	50
2.3.2.1 Fours et chambres de post-combustion pour l'incinération des déchets dangereux	51
2.3.2.2 Four à tambour avec une chambre de post-combustion pour l'incinération des déchets dangereux.....	52
2.3.3 Bains fluidisés.....	54
2.3.3.1 Incinération à bain fluidisé stationnaire (ou bouillonnant)	56
2.3.3.2 Lit fluidisé circulant (LFC) pour les boues d'épuration.....	58
2.3.3.3 Four à foyer à projection.....	59
2.3.3.4 Bain fluidisé rotatif	60
2.3.4 Systèmes de pyrolyse et gazéification.....	60
2.3.4.1 Introduction à la gazéification et pyrolyse	60
2.3.4.2 Gazéification	62
2.3.4.2.1 Exemples de processus de gazéification	64
2.3.4.3 Pyrolyse.....	66
2.3.4.3.1 Exemple de processus de pyrolyse.....	68
2.3.4.3.2 Exemple de pyrolyse combinée à une centrale électrique	69
2.3.4.4 Processus de combinaison.....	71
2.3.4.4.1 Pyrolyse – incinération.....	72
2.3.4.4.2 Pyrolyse - gazéification.....	75
2.3.4.4.3 Gazéification - combustion	77
2.3.5 Autres techniques	79
2.3.5.1 Fourx à foyer étagés et statiques	79
2.3.5.2 Fourx à sole multiple.....	79
2.3.5.3 Four à soles étagées à bain fluidisé.....	81
2.3.5.4 Systèmes modulaires.....	82
2.3.5.5 Chambres d'incinération pour les déchets liquides et gazeux	83
2.3.5.6 Chambre d'incinération cycloïde pour les boues d'épuration.....	84
2.3.5.7 Exemple de processus pour l'incinération de déchets chlorés liquides et gazeux avec recyclage de HCl	85

2.3.5.8 Exemple d'un processus pour l'incinération de déchets liquides fortement chlorés avec recyclage de chlorure	86
2.3.5.9 Incinération des eaux usées.....	87
2.3.5.10 Technologies à plasma	91
2.3.5.11 Diverses techniques pour l'incinération de boues d'épuration	93
2.4 L'étape de recyclage de l'énergie	95
2.4.1 Introduction et principes généraux.....	95
2.4.2 Facteurs externes affectant l'efficacité énergétique.....	96
2.4.2.1 Type et nature des déchets	96
2.4.2.2 Influence de l'emplacement de l'usine sur le recyclage d'énergie	99
2.4.2.3 Facteurs pris en compte lors du choix de la conception du cycle de l'énergie	100
2.4.3 Efficacité énergétique des incinérateurs de déchets.....	101
2.4.3.1 Entrées d'énergie vers les incinérateurs de déchets	101
2.4.3.2 Sortie d'énergie des incinérateurs de déchets	102
2.4.4 Techniques appliquées pour l'amélioration du recyclage de l'énergie.....	103
2.4.4.1 Prétraitement des déchets alimentés	103
2.4.4.2 Chaudières et transfert de chaleur.....	103
2.4.4.2.1 Corrosion dans les chaudières.....	106
2.4.4.3 Préchauffage de l'air de combustion.....	108
2.4.4.4 Grilles refroidies à l'eau.....	109
2.4.4.5 Condensation des gaz brûlés	109
2.4.4.6 Pompes à chaleur	111
2.4.4.6.1 Pompes à chaleur à compresseur	111
2.4.4.6.2 Pompes à chaleur à absorption.....	111
2.4.4.6.3 Pompes à chaleur ouvertes.....	111
2.4.4.6.4 Exemple de données sur les différentes pompes à chaleur	112
2.4.4.7 Recirculation des gaz brûlés	112
2.4.4.8 Réchauffage des gaz brûlés à la température de fonctionnement des dispositifs de FGT	113
2.4.4.9 Réduction de la visibilité du panache	113
2.4.4.10 Améliorations du cycle de la vapeur d'eau: effet sur l'efficacité et autres aspects	113
2.4.5 Générateurs de vapeur et refroidissement par trempe pour les incinérateurs de déchets dangereux	114
2.4.6 Exemples de recyclage d'énergie depuis les incinérateurs à bains fluidisés	115
2.5 Traitement de gaz brûlés et systèmes de contrôle appliqués	116
2.5.1 Résumé de l'application des techniques de FGT	116
2.5.2 Vue d'ensemble de toutes les options combinées de système FGT.....	118
2.5.3 Techniques pour réduire les émissions particulaires.....	119
2.5.3.1 Dépoussiéreurs électrostatiques	119
2.5.3.2 Dépoussiéreurs électrostatiques humides.....	120
2.5.3.3 Dépoussiéreur électrostatique à condensation	120
2.5.3.4 Épurateurs humides à ionisation	122
2.5.3.5 Filtres à manchon	122
2.5.3.6 Cyclones et multi-cyclones	123
2.5.4 Techniques pour la réduction des gaz acides (par ex. émissions de HCl, HF et SOX)	124

2.5.4.1 Retrait du dioxyde de soufre et des halogènes	124
2.5.4.2 Désulfurisation directe	127
2.5.5 Techniques pour la réduction des émissions d'oxydes d'azote	128
2.5.5.1 Techniques primaires de réduction de NOx.....	128
2.5.5.1.1 Alimentation d'air, mélange des gaz et contrôle de la température	129
2.5.5.1.2 Recirculation des fumées (FGR)	129
2.5.5.1.3 Injection d'oxygène.....	129
2.5.5.1.4 Combustion étagée	129
2.5.5.1.5 Injection de gaz naturel (re-brûlage)	129
2.5.5.1.6 Injection d'eau dans le four/flamme	130
2.5.5.2 Techniques secondaires de réduction de NOx	130
2.5.5.2.1 Processus de Réduction Non-Catalytique Sélective (SNCR)	130
2.5.5.2.2 Processus de Réduction Catalytique Sélective (SCR)	132
2.5.6 Techniques pour la réduction des émissions de mercure	133
2.5.6.1 Techniques primaires	133
2.5.6.2 Techniques secondaires.....	133
2.5.7 Techniques pour la réduction d'autres émissions de métaux lourds.....	135
2.5.8 Techniques pour la réduction des émissions de composés de charbon organique	135
2.5.8.1 Absorption sur des réactifs de carbone activé dans un système à flux entraîné	136
2.5.8.2 Systèmes de SCR	136
2.5.8.3 Filtres à manchon catalytiques	136
2.5.8.4 Rebrûlage des absorbants au charbon	136
2.5.8.5 Utilisation de plastiques imprégnés de charbon pour l'adsorption des PCDD/F	137
2.5.8.6 Filtres à bain statique	137
2.5.8.7 Trempage rapide des gaz brûlés	138
2.5.9 Réduction des gaz à effet de serre (CO ₂ , N ₂ O).....	138
2.5.9.1 Prévention des émissions d'oxyde nitreux	139
2.5.10 Vue d'ensemble des traitements des gaz brûlés appliqués dans les incinérateurs de déchets dangereux	139
2.5.11 Traitement des gaz brûlés pour les incinérateurs de boue.....	141
2.6 Traitement et techniques de contrôle des eaux usées.....	141
2.6.1 Sources potentielles d'eaux usées	141
2.6.2 Principes de base de conception pour le contrôle des eaux usées.....	143
2.6.3 Influence des systèmes de traitement des gaz brûlés sur les eaux usées.....	144
2.6.4 Traiter les eaux usées issues des systèmes de traitement des gaz brûlés	144
2.6.4.1 Traitement physico-chimique	144
2.6.4.2 Application de sulfures	146
2.6.4.3 Application de technologie à membrane.....	146
2.6.4.4 Séparation de l'ammoniaque.....	146
2.6.4.5 Traitement séparé des eaux usées de la première et la dernière étape du système d'épurateur	147
2.6.4.6 Traitement biologique anaérobie (conversion des sulfates en soufre élémentaire).....	147
2.6.4.7 Systèmes d'évaporation pour les eaux usées de processus	148
2.6.4.7.1 Évaporation en ligne	148

2.6.4.7.2 Évaporation séparée	149
2.6.4.8 Exemple de processus produisant de l'acide chlorhydrique avec le nettoyage en aval	150
2.6.5 Traitement des eaux usées dans les incinérateurs de déchets dangereux	150
2.7 Traitement des résidus solides et techniques de contrôle	152
2.7.1 Types de résidus solides	152
2.7.2 Traitement et recyclage des résidus solides	155
2.7.3 Traitements appliqués aux résidus de traitement des gaz brûlés	156
2.7.3.1 Solidification et stabilisation chimique des résidus de FGT	156
2.7.3.2 Traitement thermique des résidus de FGT	156
2.7.3.3 Extraction et séparation des résidus de FGT	157
2.7.3.4 Stabilisation chimique des résidus de FGT	158
2.7.3.5 Autres méthodes ou pratiques pour les résidus de FGT	158
2.8 Techniques de surveillance et de contrôle	158
2.8.1 Systèmes de contrôle de l'incinération	158
2.8.2 Vue d'ensemble de la surveillance réalisée des émissions	159
2.8.3 Expériences avec un prélèvement en continu des émissions de dioxines	160
2.8.4 Expériences avec la mesure en continue des émissions de mercure	161
2.8.5 Vue d'ensemble des dispositifs de sécurité et des mesures	162
3. ÉMISSIONS ET CONSOMMATIONS	164
3.1 Introductimissions et consommations dans des incinérateurs de déchets sont principalement influencés par :	164
3.1.1 Partition des substances dans l'incinération des déchets	165
3.1.2 Exemple de l'équilibre des dioxines pour l'incinération des déchets solides urbains	167
3.1.3 Composition des gaz brûlés bruts dans des usines d'incinération de déchets ...	169
3.1.4 Émissions de gaz concernant le changement climatique	171
3.2 Émissions dans l'air:	171
3.2.1 Substances émises dans l'air	171
3.2.2 Usines d'incinération de déchets urbains	178
3.2.2.1 Résumé des données pour les émissions dans l'air par les incinérateurs de déchets solides urbains	178
3.2.2.2 Données d'enquête européenne sur les émissions dans l'air par les incinérateurs de déchets solides urbains	180
3.2.2.3 Émissions dans l'air des incinérateurs à bain fluidisé	185
3.2.3 Usines d'incinération des déchets dangereux	185
3.2.3.1 Résumé des émissions dans l'air provenant des incinérateurs de déchets dangereux	185
3.2.3.2 Données d'enquête européenne sur les émissions dans l'air par les incinérateurs de déchets dangereux	186
3.3 Émissions dans l'eau	199
3.3.1. Volumes d'eau usée provenant des traitements de gaz brûlés	199
3.3.2 Autres sources potentielles d'eau usée des usines d'incinération des déchets ...	199
3.3.3 Installation sans rejets d'eau de processus	200
3.3.4 Usines avec traitement physico-chimique de l'eau usée	200
3.3.5 Usines d'incinération de déchets dangereux – données d'enquête européennes	206

3.3.5.1 Vue générale des émissions dans l'eau de l'incinération de déchets dangereux européenne.....	206
3.3.5.2 Vue générale par paramètre des émissions dans l'eau de l'incinération de déchets dangereux européenne.....	207
3.4 Résidus solides.....	213
3.4.1 Flux de masse de résidus solide dans les incinérateurs de déchets solides urbains.....	213
3.4.2 Composition du mâchefer et lixiviation.....	214
3.5 Consommation et production d'énergie.....	219
3.5.1 Calcul d'efficacité énergétique pour les installations d'incinération de déchets.....	220
3.5.2 Calcul de la valeur calorifique nette des déchets.....	221
3.5.3 Facteurs d'équivalence.....	221
3.5.4 Données sur le recyclage de l'énergie à partir des déchets.....	222
3.5.4.1 Données de recyclage de l'électricité.....	223
3.5.4.2 Données de recyclage de la chaleur.....	224
3.5.4.3 Données sur la production combinée de chaleur et d'électricité.....	225
3.5.5 Données sur la consommation d'énergie par le processus.....	226
3.5.6 Données comparant l'énergie requise par l'installation et la production de l'installation.....	227
3.6 Bruit.....	228
3.7 Autres ressources opérationnelles.....	229
3.7.1 L'eau.....	229
3.7.2 Autres ressources de fonctionnement.....	230
3.7.2.1 Neutralisateurs.....	231
3.7.2.2 Agents de retrait du NOx.....	231
3.7.2.3 Fioul et gaz naturel.....	231
3.7.2.4 Données d'enquête d'usine à incinérateur de déchets dangereux marchand.....	231
4 TECHNIQUES À PRENDRE EN CONSIDÉRATION POUR LA DÉTERMINATION DES MTD.....	233
4.1 Pratiques générales mises en œuvre avant le traitement thermique.....	235
4.1.1 Adéquation de la technique de traitement aux déchets reçus.....	235
4.1.2 Mesures générales concernant l'ordre et la propreté du site.....	236
4.1.3 Contrôle de la qualité des déchets entrants.....	236
4.1.3.1 Fixer les limites en déchets entrants et identifier les risques clés.....	236
4.1.3.2 Communication avec les apporteurs de déchets afin d'améliorer les contrôles sur la qualité des déchets entrants.....	238
4.1.3.3 Contrôle sur site de la qualité des déchets alimentant le four.....	239
4.1.3.4 Vérification, échantillonnage et tests sur les déchets entrants.....	240
4.1.3.5 Détecteurs de radioactivité.....	242
4.1.4 Stockage des déchets.....	244
4.1.4.1 Surfaces étanches, drainage contrôlé et protection contre les intempéries.....	244
4.1.4.2 Gestion du temps de stockage.....	246
4.1.4.3 Mise en balles ou autre conditionnement de déchets solides.....	247
4.1.4.4 Extraction de l'air des zones de stockage de déchets pour le contrôle des odeurs, des émissions de poussières et des dégagements fugitifs.....	248
4.1.4.5 Séparation entre types de déchets pour assurer une sécurité de traitement.....	250

4.1.4.6	Étiquetage des déchets reçus en containers.....	252
4.1.4.7	Systèmes de détection et de lutte contre les incendies.....	252
4.1.5	Prétraitement des déchets entrants.....	254
4.1.5.1	Prétraitement et mélange des déchets.....	254
4.1.5.2	Broyage des déchets municipaux.....	257
4.1.5.3	Broyage des déchets dangereux conditionnés en fûts et des déchets dangereux emballés.....	258
4.1.5.4	Système d'homogénéisation d'alimentation en déchets dangereux solides.....	260
4.1.5.5	Extraction des métaux recyclables avant combustion.....	261
4.1.5.6	Prétraitement et préparation ciblée de déchets solides en vue de la combustion.....	263
4.1.6	Transfert et chargement des déchets.....	264
4.1.6.1	Positionnement et vue de l'opérateur.....	264
4.1.6.2	Arrangement de zones de stockage spécifiques aux éléments retirés des déchets.....	264
4.1.6.3	Injection directe de déchets dangereux liquides et gazeux dans les fours tournants.....	264
4.1.6.4	Réduction des entrées d'air parasites dans la chambre de combustion lors de l'alimentation en déchets.....	265
4.2	Traitement thermique.....	266
4.2.1	Choix de la technique de combustion.....	266
4.2.2	Utilisation de la modélisation des écoulements.....	274
4.2.3	Conception de la chambre de combustion.....	275
4.2.4	Design pour augmenter la turbulence dans la chambre de combustion secondaire.....	277
4.2.5	Fonctionnement en continu plutôt qu'en discontinu.....	279
4.2.6	Choix et utilisation de systèmes et de paramètres de contrôle de la combustion.....	280
4.2.7	Utilisation de caméras infrarouge pour le contrôle de la combustion.....	282
4.2.8	Optimisation de la stœchiométrie de l'alimentation en air de combustion.....	285
4.2.9	Optimisation et distribution de l'alimentation en air primaire.....	286
4.2.10	Préchauffage de l'air primaire et secondaire.....	288
4.2.11	Optimisation et distribution de l'injection d'air secondaire.....	289
4.2.12	Remplacement d'une partie de l'air secondaire par des gaz de combustion recirculés.....	291
4.2.13	Utilisation d'air enrichi en oxygène.....	293
4.2.14	Refroidissement de la grille.....	296
4.2.15	Refroidissement à l'eau des fours tournants.....	298
4.2.16	Incinération à températures plus élevées (fusion des mâchefers).....	300
4.2.17	Augmentation de l'agitation et du temps de séjour des déchets dans le four.....	303
4.2.18	Ajustement du débit d'alimentation en déchets de façon à maintenir de bonnes conditions de combustion et un bon niveau d'imbrûlés.....	305
4.2.19	Optimisation du temps de séjour, de la température et de la turbulence des gaz dans la zone de combustion, ainsi que des concentrations en oxygène.....	306
4.2.20	Utilisation de brûleurs auxiliaires à fonctionnement automatique.....	310
4.2.21	Réduction des fines sous grille et/ou réintroduction des fines sous grilles refroidies dans la chambre de combustion.....	311

4.2.22 Protection des parois membranes du four et du premier parcours de la chaudière à l'aide de réfractaires ou d'autres matériaux	313
4.2.23 Utilisation de vitesses faibles des gaz dans le four et mise en place de parcours vides avant la section de convection de la chaudière	316
4.2.24 Détermination du pouvoir calorifique des déchets et utilisation de cette donnée comme paramètre de contrôle de la combustion.....	317
4.2.25 Brûleurs à bas NOx pour l'incinération de déchets liquides.....	318
4.2.26 Gazéification à lit fluidisé	318
4.2.27 Combustion à hautes températures du syngaz issu d'un process de gazéification, avec fusion des cendres	322
4.3 Valorisation énergétique	324
4.3.1 Optimisation de l'efficacité énergétique globale et de la valorisation énergétique	324
4.3.2 Réduction des pertes d'énergie : pertes sur fumées	334
4.3.3 Amélioration de la combustion des déchets.....	336
4.3.4 Réduction de l'excès d'air.....	336
4.3.5 Autres mesures de réduction des pertes d'énergie	336
4.3.6 Réduction de la consommation énergétique du process	338
4.3.7 Choix de la turbine	341
4.3.8 Augmentation des paramètres de la vapeur et utilisation de matériaux spéciaux permettant de diminuer la corrosion dans la chaudière.....	343
4.3.9 Réduction de la pression du condenseur (c.-à-d. augmenter la dépression)	347
4.3.10 Choix du système de refroidissement	349
4.3.11 Optimisation de l'architecture de la chaudière.....	351
4.3.12 Utilisation d'un ensemble four-chaudière intégré.....	353
4.3.13 Utilisation de murs d'eau dans le premier passage (vide) de la chaudière	354
4.3.14 Utilisation de surchauffeurs à panneaux radiatifs de type platten.....	354
4.3.15 Réduction de la température des gaz de combustion en sortie chaudière	356
4.3.16 Utilisation de laveurs-condenseurs	358
4.3.17 Utilisation de pompes à chaleur dans le but d'accroître la récupération de chaleur	360
4.3.18 Configurations spéciales du cycle eau/vapeur avec des centrales électriques externes	362
4.3.19 Nettoyage efficace des faisceaux convectifs.....	365
4.4 Traitement des fumées	367
4.4.1 Facteurs à prendre en compte lors du choix du système de traitement des fumées	367
4.4.1.1 Eléments généraux	367
4.4.1.2 Optimisation en terme d'énergie	367
4.4.1.3 Optimisation globale et approche consistant à considérer le système de traitement des fumées dans son ensemble.....	368
4.4.1.4 Choix de la technique de traitement des fumées sur des installations nouvelles ou existantes.....	368
4.4.2 Réduction des émissions de poussières.....	369
4.4.2.1 Mise en œuvre d'une étape de pré-dépoussiérage.....	369
4.4.2.2 Mise en œuvre d'un système de « finition » de l'épuration des gaz	374
4.4.2.3 Mise en œuvre d'une double filtration par filtres à manches.....	377
4.4.2.4 Choix du média filtrant utilisé pour les filtres à manches.....	380

4.4.3 Réduction des émissions de gaz acides.....	381
4.4.3.1 Systèmes de lavage humide	381
4.4.3.2 Systèmes de lavage semi-humide	386
4.4.3.3 Systèmes intermédiaires avec un faible ajout d'eau et une recirculation des résidus (systèmes « <i>flash dry</i> »)	391
4.4.3.4 Systèmes secs de traitement des fumées	394
4.4.3.5 Choix du réactif alcalin	398
4.4.3.6 Ajout d'un laveur humide en tant que système de « finition » de l'épuration des gaz	401
4.4.3.7 Recirculation des résidus de traitement des fumées à l'intérieur du système de traitement des fumées	402
4.4.3.8 Ajout de réactifs alcalins directement dans les déchets (désulfuration directe)	404
4.4.3.9 Mise en œuvre d'un suivi des gaz acides en vue d'optimiser le système de traitement des fumées	405
4.4.4 Réduction des émissions d'oxydes d'azote	407
4.4.4.1 Réduction catalytique sélective (SCR, de l'anglais <i>Selective Catalytic Reduction</i>)	407
4.4.4.2 Réduction non catalytique sélective (SNCR, de l'anglais <i>Selective Non Catalytic Reduction</i>)	415
4.4.4.3 Optimisation du choix du réactif dans le cas de l'utilisation d'une dé-NOx SNCR	420
4.4.4.4 Remplacement d'une partie de l'air secondaire par des gaz de combustion recirculés	422
4.4.5 Réduction des émissions de PCDD/F	422
4.4.5.1 Techniques primaires pour la prévention des PCDD/F	422
4.4.5.2 Prévention de la reformation des PCDD/F à l'intérieur du système de traitement des fumées	423
4.4.5.3 Destruction des PCDD/F en utilisant un système SCR	425
4.4.5.4 Destruction des PCDD/F en utilisant des filtres à manches catalytiques ...	428
4.4.5.5 Destruction des PCDD/F par re-combustion des adsorbants	430
4.4.5.6 Adsorption des PCDD/F par injection de charbon actif ou d'autres réactifs	431
4.4.5.7 Adsorption des PCDD/F dans des filtres à lit fixe	433
4.4.5.8 Utilisation de matériaux imprégnés de carbone pour l'adsorption des PCDD/F dans les laveurs humides	436
4.4.5.9 Utilisation d'une suspension de charbon actif en suspension dans les laveurs humides	438
4.4.6 Réduction des émissions de mercure	439
4.4.6.1 Lavage humide à faible pH et ajout d'additifs	439
4.4.6.2 Injection de charbon actif pour l'adsorption du Hg	441
4.4.6.3 Utilisation de laveurs-condenseurs pour la finition de l'épuration des gaz	444
4.4.6.4 Séparation du mercure en utilisant un filtre à résine	446
4.4.6.5 Injection de chlorite pour le contrôle du Hg métallique	446
4.4.6.6 Ajout de peroxyde d'hydrogène (eau oxygénée) dans les laveurs humides	447
4.4.6.7 Utilisation de filtres à lit de coke ou de charbon actif	448
4.4.7 Autres techniques et substances	448

4.4.7.1 Utilisation de réactifs spécifiques pour la réduction de l'iode et du brome	448
4.5 Traitement et contrôle des effluents aqueux	451
4.5.1 Généralités	451
4.5.2 Mise en œuvre d'une technologie d'incinération optimale.....	451
4.5.3 Utilisation d'une technologie de traitement des fumées sans rejet d'effluents..	451
4.5.4 Recirculation des effluents pollués à l'intérieur des systèmes de traitement des fumées humides.....	453
4.5.6 Utilisation de l'eau de purge des chaudières pour l'alimentation des laveurs ..	454
4.5.7 Traitement des effluents de laboratoire dans le laveur.....	455
4.5.8 Recirculation des effluents à l'intérieur du process, plutôt que leur rejet.....	455
4.5.9 Evacuation séparée des eaux pluviales provenant des toitures et d'autres surfaces propres.....	457
4.5.10 Capacité de stockage tampon des effluents.....	458
4.5.11 Mise en œuvre d'un traitement physico-chimique des effluents du laveur humide et des autres effluents contaminés issus de l'installation	459
4.5.12 Extraction de l'ammoniac présent dans les effluents.....	460
4.5.13 Traitement séparé des effluents provenant de différents étages du laveur humide	461
4.5.14 Évaporation des effluents du laveur humide à l'intérieur du process d'incinération	462
4.5.15 Évaporation hors ligne des effluents du laveur humide.....	462
4.5.16 Récupération du HCl présent dans les effluents du laveur humide	463
4.5.17 Récupération du gypse présent dans les effluents du laveur humide.....	464
4.6 Techniques de traitement des résidus solides.....	465
4.6.1 Amélioration du degré de combustion des mâchefers	466
4.6.2 Séparation des mâchefers et des résidus de traitement des fumées	468
4.6.3 Séparation entre l'étape de dépoussiérage et les autres étapes de traitement des fumées	469
4.6.4 Mâchefers - séparation des métaux	470
4.6.5 Criblage et broyage des mâchefers	473
4.6.6 Traitement des mâchefers par maturation	474
4.6.7 Traitement des mâchefers par des systèmes de traitement sec	477
4.6.8 Traitement des mâchefers par des systèmes de traitement humide.....	479
4.6.9 Traitement des mâchefers par des systèmes de traitement thermique	482
4.6.10 Four tournant à haute température (clinkerisation).....	484
4.6.11 Traitements des résidus de traitement des fumées	484
4.6.11.1 Solidification au ciment des résidus de traitement des fumées.....	484
4.6.11.2 Vitrification et fusion des résidus de traitement des fumées.....	486
4.6.11.3 Extraction acide des cendres sous chaudière et des cendres volantes.....	489
4.6.11.4 Traitement des résidus issus des systèmes de traitement des fumées secs utilisant du bicarbonate de soude, en vue d'une utilisation en industrie de production de carbonate de soude	491
4.6.11.5 Traitement, avec des liants hydrauliques, des résidus issus des systèmes de traitement des fumées secs utilisant du bicarbonate de soude	493
4.7 Bruit	494
4.8 Outils de management de l'environnement.....	495
4.9 Bonnes pratiques pour la sensibilisation du public et pour la communication au public.....	503

5 MEILLEURES TECHNIQUES DISPONIBLES.....	505
5.1 MTD génériques pour tout type d'incinération de déchets.....	510
5.2 MTD spécifiques à l'incinération des déchets municipaux	528
5.3 MTD spécifiques à l'incinération des déchets municipaux prétraités ou sélectionnés	529
5.4 MTD spécifiques à l'incinération des déchets dangereux	530
5.5 MTD spécifiques à l'incinération des boues de stations d'épuration	532
5.6 MTD spécifiques à l'incinération des DASRI (Déchets d'Activités de Soin à Risque Infectieux)	532
6. TECHNIQUES ÉMERGEANTES.....	534
6.1 Utilisation de la vapeur comme agent de pulvérisation dans brûleurs de post combustion à la place de l'air	534
6.2 Application impliquant le réchauffage de la vapeur de turbine	534
6.3 Autres mesures dans la zone des gaz brûlés bruts pour la réduction des émissions	535
6.4 Épurateur d'huile pour la réduction des hydrocarbures polyhalogénés aromatiques et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les gaz brûlés provenant des usines d'incinération	535
6.5 Utilisation du CO ₂ dans les gaz brûlés pour la production de carbonate de soude	536
6.6. Température de bain accru, contrôle de la combustion et ajout d'oxygène dans l'incinérateur à grille	537
6.7 Le processus de combinaison PECK pour le traitement des déchets solides urbains	538
6.8 Stabilisation du FeSO ₄ des résidus de FGT.....	544
6.9 Stabilisation du CO ₂ des résidus de FGT	545
6.10 Vue d'ensemble d'autres techniques émergentes de traitement des résidus de FGT	546
6.11 Application de la technologie des membranes pour son utilisation dans les usines de traitement des eaux usées pour les effluents d'épurateur humide.....	547
6.12 Combinaison du bicarbonate de sodium sec + système SCR + système d'épurateur de FGT	548
7. REMARQUES DE CONCLUSION	552
7.1 Timing du travail.....	552
7.2 Sources d'informations et lacunes	552
7.3 Degré de Consensus atteint.....	555
7.4 Autres remarques et problèmes spécifiques.....	555
7.4.1 Existence d'installations avec des niveaux d'émission opérationnels inférieurs à ceux conclus comme MTD	555
7.4.2 Étendue du Tableau 5.3 sur les critères de choix pour les systèmes FGT (BAT 37)	555
7.4.3 Utilisation des systèmes secs de FGT dans certains incinérateurs de déchets dangereux (BAT75)	556
7.4.4 Impacts de la fixation des prix et de la politique sur l'efficacité énergétique	556
7.4.5 Concurrence et impacts de normalisation à travers les secteurs industriels traitant des déchets	556
7.4.6 Développement et exécution des stratégies de déchets.....	557
7.4.7 Marchés et normes pour le mâchefer et autres résidus	557
7.4.8 Éducation et démonstration coordonnées des impacts sanitaires/environnementaux.....	558

7.5 Thèmes suggérés pour de futurs projets de R&D	559
9 GLOSSAIRE.....	561
10 ANNEXES.....	568
10.1 Vue économique générale de l'incinération de déchets solides urbains – informations des États Membres.....	568
10.2 Vue générale des données économiques - quelques aspects technologiques de l'incinération de déchets solides urbains.....	584
10.2.1 Coûts d'évacuation et de stockage pour l'incinération de déchets solides urbains.....	586
10.2.2 Système d'allumage et coûts de chaudière pour l'incinération de déchets solides urbains.....	587
10.2.3 Coûts du cycle eau-vapeur pour l'incinération des déchets solides urbains....	589
10.2.4 Coûts pour certaines combinaisons de traitement des gaz brûlés utilisés dans l'incinération de déchets solides urbains.....	596
10.2.4.1 Nettoyage à sec des gaz brûlés.....	597
10.2.4.2 Usine d'absorption et adsorption pour la séparation du HCl, HF et SO ₂	599
10.2.4.3 Épurateur de NaOH.....	601
10.2.4.4 Réduction secondaire de NO _x utilisant la SCR ou SNCR.....	602
10.2.4.5 Post traitement des systèmes de polissage des gaz brûlés.....	603
10.2.5 Estimations de coûts pour certaines usines complètes d'incinération de déchets solides urbains.....	605
10.2.6 Coûts de la combustion à bain fluidisé pour les déchets solides urbains.....	611
10.2.7 Coûts des systèmes de gazéification et pyrolyse pour les déchets solides urbains.....	613
10.3 Descriptions d'exemples d'installations	615
10.3.1 Exemples d'incinération de déchets urbains.....	615
10.3.1.1 L'incinérateur à grille avec la SCR et la distribution de vapeur.....	615
10.3.1.2 Incinérateur à grille avec SCR et PCCE	621
10.3.1.3 Incinérateur à grille avec SCR, PCCE et traitement des mâchefers	628
10.3.1.4 Incinérateur à grille avec dé-NO _x de SNCR, double filtration combinée avec l'épuration humide	632
10.3.1.5 Incinérateur à grille avec FGT semi-humide, injection de carbone actif, recyclage des cendres, traitement du mâchefer et (surtout à génération d'électricité	635
10.3.1.6 Incinérateur à grille avec dé-NO _x de SNCR, FGT semi humide, injection de carbone actif et paramètres élevés de vapeur (60 bar/380 °C) génération d'électricité.....	636
10.3.1.7 Incinérateur à grille avec SNCR (NH ₃), chaux semi-humide, carbone actif et génération d'électricité.....	637
10.3.1.8 Incinérateur à grille avec SNCR (NH ₃), chaux semi-humide, carbone actif et génération d'électricité.....	638
10.3.2 Exemples d'installations de déchets dangereux.....	640
10.3.2.1 Four rotatif à recyclage de chaleur, SNCR, EP, épurateur humide et filtre statique à coke.....	640
10.3.3 Exemples d'installations de boues d'épuration.....	648
10.3.3.1 Lit fluidisé bouillonnant avec recyclage de chaleur, SNCR, EP, épuration humide et filtre à coke statique	648

10.3.3.2 Lit fluidisé bouillonnant avec PCCE, SNCR, recyclage des gaz brûlés, EP, épuration humide et filtres à manchon avec injection de coke/carbonate de calcium	652
10.3.3.3 Unité à lit fluidisé bouillonnant avec PCCE, EP et épuration humide	654
10.3.4 Exemples d'incinération combinée de déchets divers	656
10.3.4.1 LF circulant pour les déchets sélectionnés/prétraités avec recyclage de chaleur, FGT sec et humide, SCR et traitement des cendres	656
10.3.4.2 Usine à bain fluidisé pour les déchets dangereux et non dangereux avec recyclage de la chaleur, EP, séparateur à tissu, épurateur humide et SCR	662
10.3.4.3 Four à grille refroidie à l'eau avec PCCE, dépoussiérage cyclone, SNCR et SCR de-NOx à forte poussière, et séparateur à tissu sec	667
10.3.4.4 Incinérateur à grille traitant des déchets solides urbains, boue d'épuration et déchets cliniques avec la SNCR (urée), FGT de bicarbonate de Na sec, injection de C activé et génération d'électricité	670
10.3.4.5 Incinérateur à grille traitant les déchets solides urbains et déchets industriels avec EP, épuration humide, évaporation d'effluent, SCR et génération d'électricité à vapeur haute pression	671
10.3.4.6 Incinérateur traitant les déchets urbains, IW, boue d'épuration et tri des ordures avec la SNCR, EP, épuration humide (évaporation en ligne de l'effluent), filtres à manchon et PCCE	672
10.3.4.7 Incinérateur à grille traitant les déchets solides urbains, déchets industriels et commerciaux avec la SNCR et FGT semi-humide et 20 bars 260°C vers le réseau de chauffage urbain	674
10.3.4.8 Incinérateur à grille traitant des déchets solides urbains, IW et déchets cliniques avec la SNCR, FGT sec et génération d'électricité	676
10.3.4.9 Incinérateur à grille traitant des déchets solides urbains, résidus de triage des déchets et boues avec la SNCR, FGT sec et fourniture de chaleur au chauffage urbain et centrale électrique locale	677
10.4 Méthodologie de calcul de l'énergie et exemple de calcul	678
10.4.1 Explications générales des termes et limite du système de calcul de l'énergie	678
10.4.2 Exemple de calcul de PCI utilisé par le sous groupe sur l'énergie	680
10.4.3 Données fonctionnelles de base pour trois exemples de calcul d'énergie	681
10.4.4 Formules de calcul de l'énergie avec des données opérationnelles	685
10.4.5 Équations pour calculer l'efficacité de l'usine (PI ef)	690
10.5 Exemple d'évaluation multi critères utilisée pour le choix des systèmes de FGT	691

Liste des figures

Figure 1.1: Capacité d'incinération de déchets urbains par tête	7
Figure 1.2: Mâchefer recyclé et mis en dépôt des incinérateurs de déchets solides urbains en 1999	14
Figure 1.3: Production d'énergie par les incinérateurs de déchets urbains en Europe (1999).....	16
Figure 2.1: Exemple d'agencement d'une usine d'incinération de déchets solides urbains	23
Figure 2.2: Exemple de certains systèmes de prétraitement de déchets dangereux utilisés dans certains incinérateurs de déchets dangereux marchands.....	33
Figure 2.3: Étapes de grilles, four et recyclage de chaleur d'un exemple d'usine d'incinération de déchets urbains.....	40
Figure 2.4: Différents types de grilles	42
Figure 2.5: Exemple d'un type de retireur de cendres utilisé dans un incinérateur à grille.....	45
Figure 2.6: Exemple de chambre d'incinération	46
Figure 2.7: Différentes conceptions de fourx avec une direction différente du flux des gaz brûlés et des déchets.....	47
Figure 2.8: Exemples d'étapes de systèmes de chargement de déchets hospitaliers utilisés dans un incinérateur de déchets urbains	50
Figure 2.9: Dessin schématique d'un système d'incinération à four rotatif.....	51
Figure 2.10: Four à tambour avec chambre de post-combustion.....	52
Figure 2.11: Exemple d'usine à four à tambour pour l'incinération de déchets dangereux	54
Figure 2.12: Diagramme schématique illustrant le prétraitement de déchets solides urbains avant combustion du bain fluidisé.....	55
Figure 2.13: Principaux composants d'un bain fluidisé stationnaire/bouillonnant.....	57
Figure 2.14: Principaux composants d'un bain fluidisé circulant	59
Figure 2.15: Représentation d'un gazéifieur à bain à garnissage et d'un gazéifieur à débit de courant.....	63
Figure 2.17: Gazéifieur à bain fluidisé ayant un four de scorification à haute température.....	65
Figure 2.18: Structure d'une usine à pyrolyse pour le traitement des déchets urbains.....	67
Figure 2.19: Schéma de processus d'unité de « pyrolyse » d'ATM	69
Figure 2.20: Équilibre de l'énergie et évaluation du poids de l'usine ConTherm.....	71
Figure 2.21: La pyrolyse sur grille avec incinération à haute température directement connectée	73
Figure 2.22: Processus de RCP	73
Figure 2.23: Exemple d'une usine d'incinération à pyrolyse de déchets hospitaliers, ZAVIN, Pays-Bas	75
Figure 2.24: Diagramme schématique d'un pyrolyseur à poussoir (exemple présenté exploité par Thermoselect).....	77
Figure 2.25: Gazéification à bain fluidisé combinée et processus de combustion à haute température	78
Figure 2.26: Fonction principale d'un four à soles étagées	80
Figure 2.27: Exemple d'une usine d'incinération de boues d'épuration avec un four à soles étagées.....	81
Figure 2.28: Fonction principale d'un four à soles étagées à bain fluidisé	82
Figure 2.29: Principe de la chambre d'incinération pour les déchets liquides et gazeux	84
Figure 2.30: Illustration d'un four cycloïde	84
Figure 2.31: Diagramme d'une usine d'extraction de HCl des gaz résiduels et des déchets halogènes liquides	85
Figure 2.32: Schéma de processus d'une unité de recyclage de chlorure exploité par Akzo Nobel	87
Figure 2.33: Exemple d'un incinérateur d'eaux usées avec une unité d'évaporation (concentration) des eaux usées.....	88
Figure 2.34: Schéma de processus d'une usine de traitement d'eau caustique par AVR.....	90
Figure 2.35: Graphique montrant la variation enregistrée en PCI des déchets dans un incinérateur de déchets solides urbains sur 4 années	97
Figure 2.36: Illustration de zones de terrain de chaleur individuel dans un générateur de vapeur.....	104
Figure 2.37: Systèmes basiques de flux de la chaudière	105
Figure 2.38: Vue d'ensemble de divers systèmes de chaudière: horizontale, combinaison, et, verticale.....	106
Figure 2.39: Contrôle de la pollution et recyclage de chaleur supplémentaire par condensation de la vapeur d'eau des gaz brûlés dans l'installation de cogénération à allumage de déchets.....	110
Figure 2.40: Vue d'ensemble de combinaisons potentielles de systèmes FGT	119
Figure 2.41: Principe de fonctionnement d'un dépoussiéreur électrostatique.....	120
Figure 2.42: Dépoussiéreur électrostatique à condensation	121
Figure 2.43: Exemple d'un séparateur à tissu	123

Figure 2.44: Diagramme schématique d'un système FGT sec avec injection de réactif vers la canalisation de FG et filtration à manchon en aval.....	125
Figure 2.45: Principe de fonctionnement d'un absorbeur à pulvérisation	126
Figure 2.46: Diagramme d'un épurateur humide à deux étapes avec dépoussiérage en amont.	127
Figure 2.47: Dépendance à la température de plusieurs mécanismes de formation de NOx dans l'incinération des déchets	128
Figure 2.48: Principe de fonctionnement de la SNCR.....	131
Figure 2.49: Relation entre la réduction de NOx, la production de NOx, le glissement d'ammoniac et la température de réaction pour le processus de SNCR.....	131
Figure 2.50: Principe de fonctionnement de la SCR.....	133
Figure 2.51: Relation entre les émissions de Hg et la teneur en chlorure des gaz bruts dans l'usine d'incinération de déchets dangereux.....	135
Figure 2.52: Schéma de processus pour le traitement physico-chimique des eaux usées issues d'un système de traitement de gaz brûlés	145
Figure 2.53: Évaporation en ligne des eaux usées issues de l'épuration humide.....	148
Figure 2.54: Évaporation séparée de l'effluent d'épurateur issu de l'épuration humide	149
Figure 2.55: Vue d'ensemble de systèmes appliqués de traitement d'eaux usées dans les incinérateurs de déchets dangereux marchands	151
Figure 2.56: Exemple d'une installation de traitement des eaux usées dans le secteur de l'incinération des déchets dangereux.....	152
Figure 3.1: Graphique d'émissions annuelles de NOx dans l'air et technique d'abattement appliquées dans les incinérateurs de déchets dangereux européens	189
Figure 3.2: Graphique d'émissions annuelles de poussière dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	190
Figure 3.3: Graphique d'émissions annuelles de HCl dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens	191
Figure 3.4: Graphique des émissions annuelles moyennes de dioxyde de soufre dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	193
Figure 3.5: Graphique des émissions annuelles moyennes de Hg dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens	194
Figure 3.6: Émissions annuelles moyennes d'autres métaux dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	195
Figure 3.7: Graphique d'émissions moyennes de Cd et Tl dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	196
Figure 3.8: Graphique d'émissions annuelles moyenne de PCDD/F dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens	197
Figure 3.9: Réductions des émissions de CO réalisées après l'introduction de techniques de prétraitement dans un incinérateur de déchets dangereux.....	198
Figure 3.10: Graphique d'évacuations annuelles moyennes de solides en suspension dans l'eau et technique d'abattement appliquées dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	208
Figure 3.11: Graphique des évacuations annuelles moyennes de mercure dans l'eau et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens	209
Figure 3.12: Graphique des évacuations annuelles moyennes des divers métaux dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens	210
Figure 3.13: Graphique des évacuations annuelle moyennes d'arsenic dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	211
Figure 3.14: Graphique des évacuations annuelle moyennes de plomb dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	211
Figure 3.15: Graphique des évacuations annuelles moyennes de cadmium dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	211
Figure 3.16: Graphique des évacuations annuelles moyennes de chrome dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	212
Figure 3.17: Graphique des évacuations annuelles moyennes de cuivre dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	212
Figure 3.18: Graphique des évacuations annuelles moyennes de nickel dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	212
Figure 3.19: Graphique des évacuations annuelles moyennes de zinc dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens.....	213

Figure 3.20: Graphique présentant l'augmentation de la consommation électrique de l'installation avec un PCI de déchets croissants	227
Figure 4.1: An example of the components of furnace control system	283
Figure 4.2 Composants de base d'un four de fusion de syngaz à haute température	322
Figure 4.3: Diagramme schématique d'un surchauffeur du type « platten »	355
Figure 4.4: Combinaison d'une usine d'incinération de déchets à une usine à turbine à gaz	363
Figure 4.5: Usine à incinérateur de déchets urbains en combinaison avec une centrale électrique à houille	364
Figure 4.6: Diagramme montrant la conception typique d'un système semi-humide de FGT	386
Figure 4.7: Diagramme d'un système SCR en aval d'un FGT non humide présentant l'échange de chaleur et les profils de températures typiques	410
Figure 4.8: Diagramme d'un système SCR en aval d'un système FGT humide présentant des profils d'échange de chaleur et de température supplémentaires	410
Figure 4.9: Effet du vieillissement sur la lixiviation des métaux choisis: fonction du pH (gauche) effet sur le pH ; (droite) lixiviation comme une fonction du pH	476
Figure 6.1: Exemple de réchauffage de la vapeur	534
Figure 6.2: Schéma d'une usine d'incinération de déchets avec un épurateur d'huile en aval pour le dépôt de dioxines	536
Figure 6.3: Composants basiques du processus PECK	539
Figure 6.4: Traitement des cendres volantes dans le processus PECK	540
Figure 6.5: Traitement du mâchefer dans le processus PECK	541
Figure 6.6: Comparaison des métaux distribués entre un processus conventionnel à grille d'incinération de déchets solides urbains et un processus PECK	542
Figure 6.7: équilibre massique de flux de matériau pour le processus PECK	543
Figure 10.1: Cycle eau-vapeur, option 1	590
Figure 10.2: Cycle eau-vapeur, options 2 et 6	591
Figure 10.3: Cycle eau-vapeur, option 3	592
Figure 10.4: Cycle eau-vapeur, options 4,5, 7 et 8	593
Figure 10.5: Impact de la taille d'usine et de l'utilisation de l'énergie sur les coûts spécifiques de traitement des déchets de nouvelles installations d'incinération de déchets solides urbains	606
Figure 10.6: Impact des divers systèmes de FGT et tailles d'usines sur les coûts de traitement de nouvelles installations d'incinération de déchets solides urbains utilisant les mêmes techniques d'utilisation de l'énergie	607
Figure 10.7: Schéma de processus de flux de l'usine d'incinération des déchets de Flötzersteig	617
Figure 10.8: Schéma de processus de flux de l'usine d'incinération des déchets de Spittelau	622
Figure 10.9: Schéma de processus de flux de l'usine d'incinération de déchets de Wels – ligne 1	629
Figure 10.10: Schéma de flux de processus des fours rotatifs de l'usine Simmeringer Haide	641
Figure 10.11: Schéma de flux de processus de réacteurs à bain fluidisé de l'usine Simmeringer Haide	649
Figure 10.12: Schéma de flux de processus de AVE-Reststoffverwertung Lenzing	658
Acceptation, traitement et stockage des déchets	658
Figure 10.13: Schéma de flux de processus des réacteurs à bain fluidisé à Arnoldstein	663
Figure 10.14: résumé des entrées et sorties du système d'énergie utilisé par BREF ESG	679

Liste de tableaux

Tableau 1.1: But de composants variés d'un incinérateur de déchets.....	2
Tableau 1.2: Les quantités de déchets urbains, de déchets dangereux et de boue d'épuration dans les EM de l'UE des 15, et leur traitement.....	5
Tableau 1.3: Quantités annuelle de déchets urbains et dangereux générés et nombre d'usines d'incinération dans quelques Pays candidats à l'accession	6
Tableau 1.4: Distribution géographique des usines d'incinération pour les déchets urbains et dangereux et les boues d'épuration	7
Tableau 1.5: Capacité moyenne des usines d'incinération de déchets solides urbains par pays.....	8
Tableau 1.6: Etendue typique du débit des technologies de traitement thermique	8
Tableau 1.7: Composition typique des déchets en Allemagne	11
Tableau 1.8: Frais de porte dans les usines d'incinération des déchets solides urbains et dangereux européennes	19
Tableau 1.9: Coûts comparatifs de l'incinération de déchets solides urbains dans différents EM	20
Tableau 1.10: Coûts d'infrastructure spécifiques pour une nouvelle installation d'incinération des déchets solides urbains liés à la capacité annuelle et certains types de FGT en Allemagne	20
Tableau 1.11: Exemple d'éléments de coûts individuels comparatifs pour les usines d'incinération des déchets solides urbains et des déchets dangereux.....	21
Tableau 2.1: Conditions de réactions typiques et produits des processus de pyrolyse, gazéification et incinération.....	24
Tableau 2.2: Premier impact de la sélection et du traitement des déchets sur les déchets résiduels.....	25
Tableau 2.3: Résumé des différences entre les opérateurs sur le marché de l'incinération de déchets dangereux discussions avec le TWG.....	29
Tableau 2.4: Composition moyenne de boues d'épuration urbaines asséchées après assèchement.....	34
Tableau 2.5: Résumé de l'application réussie actuelle des techniques de traitement thermiques pour les principaux déchets thermiques des installations dédiées	39
Tableau 2.6: Propriétés de différentes fractions de CTD (combustibles dérivés de déchets) traitées dans des bains fluidisés.	56
Tableau 2.7 : Principaux critères de fonctionnement pour les bains fluidisés stationnaires	58
Tableau 2.8: Critère opérationnel pour un four à soles étagées	81
Tableau 2.9: Comparaison des systèmes de four pour l'incinération de boues d'épuration	94
Tableau 2.10: Gammes et valeurs calorifiques nettes typiques pour certains déchets entrants de l'incinérateur	97
Tableau 2.11: Valeurs de PCI calculées pour les déchets traités dans 50 usines d'incinération de déchets solides urbains	98
Tableau 2.12: Efficacités de conversion potentielle de l'énergie pour les différents types d'usines d'incinération de déchets	99
Table 2.13: Facteurs pris en compte lors du choix de la conception du cycle de l'énergie pour les usines d'incinération des déchets.....	101
Tableau 2.14: Exemple de données illustrant la variation de la production de chaleur et d'électricité lors de l'utilisation de différents types de pompes à chaleur.....	112
Tableau 2.15: Améliorations du cycle de la vapeur d'eau: effet sur l'efficacité et autres aspects.....	114
Tableau 2.16: Résumé des principales différences entre le refroidissement par trempé et le recyclage de chaleur	115
Tableau 2.17: Résumé des principaux systèmes de FGT appliqués pour les incinérateurs de déchets solides urbains en Europe en 2000/2001	117
Tableau 2.18: Test des dispositifs de mesure de fonctionnement pour les mesures des émissions de mercure	162
Tableau 3.1: Distribution de différentes substances dans un exemple d'installation d'incinération de déchets solides urbains (en % masse).....	166
Tableau 3.2: Pourcentage (%) de la distribution des métaux lourds dans le processus d'incinération des déchets dangereux.....	167
Tableau 3.3: Conditions moyennes de fonctionnement lors des tests de partition dans une installation d'incinération de déchets dangereux.....	167
Tableau 3.4: équilibre de la PCDD/PCDF pour une usine d'incinération de déchets urbains en Allemagne.	168

Tableau 3.5: Exemple de données de charge de PCDD/F pour un incinérateur de déchets solides urbains en France.....	168
Tableau 3.6: concentrations des gaz brûlés après la chaudière (gaz brûlés bruts) dans différentes usines d'incinération de déchets (valeur de référence de O ₂ 11 %).....	169
Tableau 3.7: Émissions totales pertinentes avec le changement climatique en Allemagne en 1999 comparé avec celles générées par l'incinération des déchets	171
Tableau 3.8: Gamme des niveaux d'émissions de fonctionnement des gaz propres rapportée par quelques usines européennes d'incinération de déchets solides urbains.	179
Tableau 3.9: Niveaux d'émissions de fonctionnement dans l'air par les incinérateurs de déchets solides urbains exprimés en tonne de déchets solides urbains incinérés	179
Tableau 3.10: Enquête sur les émissions de HCl d'incinérateurs de déchets solides urbains européens.	180
Tableau 3.11: Enquête sur les émissions de HF d'incinérateurs de déchets solides urbains européens.	181
Tableau 3.12: Enquête sur les émissions de dioxyde de soufre d'incinérateurs de déchets solides urbains européens	181
Tableau 3.13: Enquête sur les émissions de poussières des incinérateurs de déchets solides urbains européens.	182
Tableau 3.14 : Enquête sur les émissions d'oxydes d'azote des incinérateurs européens de déchets solides urbains.....	182
Tableau 3.15: Enquête sur les émissions de carbone organique total des incinérateurs européens de déchets solides urbains.....	182
Tableau 3.16: Enquête sur les émissions de PCDD/F (TEQ) des incinérateurs européens de déchets solides urbains.....	183
Tableau 3.17: Enquête sur les émissions de mercure des incinérateurs de déchets solides urbains européens.	184
Tableau 3.18: Émissions de Cd et Hg combinées d'incinérateurs de déchets solides urbains en France	184
Tableau 3.19: Résultats d'émissions et techniques appliquées pour le contrôle du Hg dans les incinérateurs européens de déchets solides urbains	184
Tableau 3.20: Gamme typique des émissions de gaz propres dans l'air par les usines d'incinération des déchets dangereux	186
Tableau 3.21: Données d'enquête des émissions moyennes annuelles dans l'air par les incinérateurs de déchets dangereux en Europe.....	187
Tableau 3.22: données d'enquête de flux de masse et des émissions annuelles du secteur dans l'air par les incinérateurs de déchets dangereux en Europe.....	187
Tableau 3.23: Valeurs typiques de la quantité d'eau d'épuration générée par le FGT dans des usines d'incinération de déchets traitant des déchets à faible teneur en chlorure.....	199
Tableau 3.24: Autres sources possibles d'eau usées, et leurs quantités approximatives, des usines d'incinération des déchets	199
Tableau 3.25: Contamination typique de l'eau usée provenant d'équipements humides de FGT des usines d'incinération de déchets avant traitement.....	201
Tableau 3.26: Rejets vers l'eau de surface et les égout provenant des incinérateurs de déchets hollandais en 1999 [2, infomil, 2002]	203
Tableau 3.27: Qualité de l' eau usée (après traitement avec du Trimercaptotriazine) – comparaison entre l'eau usée brutes et traitée et les diverses normes	205
Tableau 3.28: Gamme de valeurs annuelles moyennes des concentrations d'émissions dans l'eau après traitement des installations des déchets dangereux marchandes qui évacuent l'eau usée	206
Tableau 3.29: Flux de masse des émissions dans l'eau des incinérateurs de déchets dangereux marchands étudiés en Europe	207
Tableau 3.30: Données typiques sur les quantités de résidus produits par les usines d'incinération de déchets urbains.....	214
Tableau 3.31: Flux massiques de résidus solides des incinérateurs de déchets solides urbains exprimés par tonne de déchets solides urbains incinérés	214
Tableau 3.32: Gamme de valeurs de la concentration des composés organiques dans le mâchefer, la cendre de chaudière et de filtre.....	215
Tableau 3.33: Les concentrations de PCDD/F dans les résidus d'incinération des incinérateurs de déchets solides urbains aux NL (données 2000-20004)	215
Tableau 3.34: Gamme de valeur des concentrations de PCDD/F dans les résidus d'incinérateur de déchets solides urbains (sauf les valeurs de pointe élevées et faibles)	215

Tableau 3.35 : Propriétés de lixiviation du mâchefer traité mécaniquement, mesuré en utilisant le NEN7343	216
Tableau 3.36: Quantités des principaux flux de déchets produits par les incinérateurs de déchets dangereux (données d'enquête européenne)	217
Tableau 3.37: Valeurs typique de lixiviation du mâchefer des usines d'incinération de déchets dangereux, mesuré en utilisant le DIN-S4	218
Tableau 3.38: Certains facteurs et leur influence sur les options de recyclage d'énergie	220
Tableau 3.39: Facteurs de conversion d'équivalence de l'énergie	222
Tableau 3.40: Production d'électricité et taux d'exportation par tonne de déchets solides urbains	224
Tableau 3.41: Production d'électricité et données d'exportation par tonne de déchets solides urbains pour l'incinération de déchets solides urbains en France	224
Tableau 3.42: Production de chaleur et taux d'exportation par tonne de déchets solides urbains	224
Tableau 3.43: Production de chaleur et taux d'exportation par tonne de déchets solides urbains pour l'incinération de déchets solides urbains en France	224
Tableau 3.44: Efficacité moyenne en pourcentage de la PCCE (calculée sous forme d'équivalents énergétiques) pour 50 usines d'incinération de déchets solides urbains	225
Tableau 3.45: Valeurs moyennes de recyclage de PCCE par tonne de déchets solides urbains pour l'incinération de déchets solides urbains en France	225
Tableau 3.46: Données d'enquête des efficacités de chaudière d'incinération de déchets solides urbains	226
Tableau 3.47: Données sur la demande en électricité, chaleur et énergie totale pour 50 incinérateurs de déchets solides urbains européens étudiés par tonne de déchets traités	227
Tableau 3.48: Ratio d'énergie exportée et consommé pour divers incinérateurs de déchets	228
Tableau 3.49: Sources de bruit dans les usines d'incinération	229
Tableau 3.50: Calcul stœchiométrique des quantités de chaux utilisée pour l'absorption lors du nettoyage des gaz brûlés (réactifs exprimés à une concentration et pureté à 100%)	231
Tableau 3.51: Quantité d'additifs utilisé par les processus d'incinération de déchets dangereux marchands	232
Tableau 4.1 : Organisation des informations du chapitre 4	233
Tableau 4.2: Détail du type d'informations fournies pour chaque technique décrite dans le chapitre 4	234
Tableau 4.3: Quelques techniques de vérification et d'échantillonnage appliquées à divers types de déchets	242
Tableau 4.4: Quelques exemples de techniques de stockage appliquées à différents types de déchets	245
Tableau 4.5: Principales techniques pour réduire les dégagement fugitifs d'odeurs et les émissions de gaz à effet de serre	249
Tableau 4.6: Quelques techniques de séparation pour différents types de déchets	251
Tableau 4.7 : Comparaison des techniques de combustion et de traitement thermique les plus souvent utilisées, ainsi que des facteurs affectant leur applicabilité (tableau 1/3)	268
Tableau 4.8: Comparaison des techniques de combustion et de traitement thermique les plus souvent utilisées, ainsi que des facteurs affectant leur applicabilité (tableau 2/3)	270
Tableau 4.9: Comparaison des techniques de combustion et de traitement thermique les plus souvent utilisées, ainsi que des facteurs affectant leur applicabilité (tableau 3/3)	273
Tableau 4.10: Comparaison des caractéristiques de conception de différentes géométries de fours	276
Tableau 4.11: Mesures sur gaz de combustion bruts dans une installation-test en fonctionnement classique / avec caméra infrarouge / avec air de combustion enrichi en O ₂	285
Tableau 4.12: Quelques spécifications appliquées à l'incinération	306
Tableau 4.13 : Lien entre les émissions de N ₂ O et les températures de process sur une installation équipée de fours à lit fluidisé dense incinérant des boues de stations d'épuration	308
Tableau 4.14 : Impacts financiers estimés relatifs à la modification des paramètres de combustion	310
Tableau 4.15: Données issues des investigations du sous-groupe « Energie » du TWG sur la production et la demande d'énergie d'incinérateurs de déchets municipaux européens (valeurs fournies par tonne de déchets traités)	330
Tableau 4.16 : Techniques de réduction de diverses pertes d'énergie rencontrées sur des incinérateurs	337
Source adaptée de	337
Tableau 4.17 : Lien entre capacité de l'installation et consommation énergétique du process pour des incinérateurs de déchets municipaux allemands	340
Tableau 4.18 : Exemple de niveaux de productions d'énergies et recettes associées selon plusieurs paramètres de vapeur pour un incinérateur de déchets municipaux réalisant une co-génération et utilisant des pressions de vapeur élevées	346

Tableau 4.19 : Relation entre la température du fluide de refroidissement renvoyé par le réseau de chauffage urbain et le rendement énergétique supplémentaire obtenu	358
Tableau 4.20 : Effets croisés associés à l'utilisation de différents pré-dépoussiéreurs	371
Tableau 4.21 : Données d'exploitation associées à l'utilisation de systèmes de pré-dépoussiérage	372
Tableau 4.22 : Comparaison des différents systèmes de dépoussiérage	373
Tableau 4.23 : Évaluation de l'applicabilité de la technique de pré-dépoussiérage	373
Tableau 4.24 : Niveaux d'émissions associés à la mise en œuvre d'un dépoussiérage final par filtres à manches	375
Tableau 4.25 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un système de « finition » de l'épuration des gaz	375
Tableau 4.26 : Données d'exploitation associées à l'utilisation des systèmes de « finition » de l'épuration des gaz	376
Tableau 4.27 : Évaluation de l'applicabilité de l'étape de « finition » de l'épuration des gaz	377
Tableau 4.28 : Effets croisés associés à la mise en œuvre d'une double filtration	378
Tableau 4.29 : Données d'exploitation associées à la mise en œuvre d'une double filtration	379
Tableau 4.30 : Évaluation de l'applicabilité de la technique de double filtration	379
Tableau 4.31 : Données d'exploitation pour différents médias filtrants	380
Tableau 4.32 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation de laveurs humides	382
Tableau 4.33 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un laveur humide	383
Tableau 4.34 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système humide de traitement des fumées	384
Tableau 4.35 : Évaluation de l'applicabilité des systèmes humides de traitement des fumées	385
Tableau 4.36 : Coûts d'investissement estimés pour divers composants d'un système de traitement des fumées humide	385
Tableau 4.37 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système semi-humide	387
Tableau 4.38 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un traitement des gaz acides semi-humide	388
Tableau 4.39 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système de traitement des fumées semi-humide	389
Tableau 4.40 : Évaluation de l'applicabilité des systèmes de traitement des fumées semi-humides	390
Tableau 4.41 : Coûts d'investissement estimés pour divers composants d'un système typique de traitement des fumées semi-humide	390
Tableau 4.42 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système « flash dry »	392
Tableau 4.43 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un système « flash dry »	393
Tableau 4.44 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système « flash dry »	393
Tableau 4.45 : Évaluation de l'applicabilité des systèmes « flash dry »	394
Tableau 4.46 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système sec dont le réactif alcalin est de la chaux	395
Tableau 4.47 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système sec dont le réactif alcalin est du bicarbonate de soude	395
Tableau 4.48 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un système de traitement des fumées sec	396
Tableau 4.49 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système de traitement des fumées sec	397
Tableau 4.50 : Évaluation de l'applicabilité des systèmes de traitement des fumées secs	397
Tableau 4.51 : Comparaison des caractéristiques de divers réactifs alcalins	399
Tableau 4.52 : Évaluation de l'applicabilité de divers réactifs alcalins	400
Tableau 4.53 : Données d'exploitation associées à la mise en œuvre d'une recirculation des résidus	403
Tableau 4.54 : Évaluation de l'applicabilité de la recirculation des résidus	404
Tableau 4.55 : Évaluation de l'applicabilité de la mise en œuvre d'un suivi des gaz acides sur les gaz de combustion bruts en vue d'optimiser le système de traitement des fumées	407
Tableau 4.56 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système SCR	408
Tableau 4.57 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un système SCR	411
Tableau 4.58 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système SCR	412
Tableau 4.59 : Évaluation de l'applicabilité du système SCR	413
Tableau 4.60 : Coûts d'investissement estimés de divers composants de systèmes typiques de traitement des fumées semi-humides utilisant des technologies SCR ou SNCR	414
Tableau 4.61 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système SNCR	416
Tableau 4.62 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un système SNCR	417
Tableau 4.63 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système SNCR	418
Tableau 4.64 : Évaluation de l'applicabilité du système SNCR	419
Tableau 4.65 : Avantages et inconvénients de l'utilisation d'urée et d'ammoniac pour un système SNCR	420

Tableau 4.66 : Évaluation de l'applicabilité des techniques de prévention de la reformation des PCDD/F ...	424
Tableau 4.67 : Évaluation de l'applicabilité du système SCR pour l'abattement des PCDD/F	427
Tableau 4.68 : Données relatives à l'efficacité de destruction des PCDD/F par des filtres à manches catalytiques, calculées sur 21 mois de fonctionnement	429
Tableau 4.69 : Évaluation de l'applicabilité des filtres à manches catalytiques	429
Tableau 4.70 : Évaluation de l'applicabilité de la re-combustion des absorbants	430
Tableau 4.71 : Évaluation de l'applicabilité de l'abattement des PCDD/F par injection de charbon actif	432
Tableau 4.72 : Effets croisés associés à l'utilisation de filtres à lit fixe	433
Tableau 4.73 : Données d'exploitation associées à l'utilisation de filtres à lit fixe de coke	435
Tableau 4.74 : Évaluation de l'applicabilité des filtres à lit fixe de coke	435
Tableau 4.75 : Données d'exploitation associées à l'utilisation de matériaux imprégnés de carbone dans les laveurs humides	437
Tableau 4.76 : Évaluation de l'applicabilité de l'utilisation de matériaux imprégnés de carbone dans les laveurs humides	437
Tableau 4.77 : Évaluation de l'applicabilité de la technique de lavage humide pour la réduction du mercure	441
Tableau 4.78 : Évaluation de l'applicabilité de l'injection de charbon actif pour la captation du Hg	443
Tableau 4.79 : Évaluation de l'applicabilité de l'injection de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ pour l'abattement des halogènes	450
Tableau 4.80 : Quantité de HCl (30 %) récupéré par tonne de déchets	463
Tableau 4.81 : Quantités de gypse récupéré par tonne de déchets traités	465
Tableau 4.82 : Données relatives aux concentrations en métaux (mg/kg) des mâchefers après traitement pour un exemple d'installation de traitement de mâchefers	478
Tableau 4.83 : Données relatives aux éluats ($\mu\text{g/l}$) des mâchefers après traitement pour un exemple d'installation de traitement de mâchefers	478
Tableau 4.84 : Répartition des différentes fractions produites lors d'un traitement humide des mâchefers ...	480
Tableau 4.85 : Exemple de résultats de lixiviation des granulats produits	480
Tableau 4.86 : Données relatives aux concentrations en métaux (mg/kg) des mâchefers après traitement pour un exemple d'installation de traitement de mâchefers	481
Tableau 4.87 : Données relatives aux éluats ($\mu\text{g/l}$) des mâchefers après traitement pour un exemple d'installation de traitement de mâchefers	481
Tableau 4.88 : Coûts relatifs d'un certain nombre de techniques de traitement des résidus	483
Tableau 4.89 : Variations, entre plusieurs pays, des traitements par solidification des résidus de traitement des fumées	486
Tableau 4.90 : Process de vitrification des résidus de traitement des fumées utilisés aux Etats-Unis et au Japon	489
Tableau 4.91 : Exemples d'installations utilisant le process d'extraction acide pour traiter les résidus de traitement des fumées	491
Tableau 4.92 : Caractéristiques de certains process d'extraction acide utilisés pour traiter les résidus de traitement des fumées	491
Tableau 5.1 : Comment combiner les MTD génériques et spécifiques pour un cas particulier	509
Tableau 5.2 : Plages de niveaux d'émissions en exploitation associés à la mise en œuvre des MTD pour les rejets atmosphériques des incinérateurs de déchets	519
Tableau 5.3 : Un exemple d'évaluation d'un certain nombre de critères pertinents vis-à-vis de l'IPPC qui peuvent être pris en compte lors du choix entre les différentes options de traitement des fumées (humide / semi-humide / sec)	521
Tableau 5.4 : Niveaux d'émissions en exploitation associés aux MTD pour les rejets d'eaux de l'installation de traitement des effluents du laveur	525
Tableau 6.1 : Qualité des résidus en utilisant le système SYNCOM	538
Tableau 6.2 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation du bicarbonate de sodium sec combiné au système de SCR de FGT	549
Tableau 6.3 : Effets cross média associés à l'utilisation du bicarbonate de sodium sec combiné au système de SCR de FGT	550
Tableau 6.4 : Données opérationnelles associées à l'utilisation du bicarbonate de sodium sec combiné au système de SCR de FGT	550
Tableau 6.5 : Évaluation de l'applicabilité du bicarbonate de sodium sec combiné au système de SCR de FGT	551
Tableau 9.1 : Codes des pays et monnaies	567

Tableau 10.1: Coûts de traitement pour un incinérateur à grille de déchets solides urbains d'une capacité variable	570
Tableau 10.2: Coûts d'un incinérateur à grille de déchets solides urbains de 200 000 t/an en Allemagne	572
Tableau 10.3: Coût estimé pour construire et faire fonctionner une usine d'incinération de masse de déchets solides urbains d'une capacité de 200 000 tonnes en Irlande	573
Tableau 10.4: Coûts d'un incinérateur en Italie basé sur des calculs types	576
Tableau 10.5: Frais et quantités attendues de déchets à incinérer à l'usine SIDOR, Luxembourg	577
Tableau 10.6: Coûts spécifiques de fonctionnement de l'incinérateur de déchets solides urbains SIDOR au Luxembourg en 1998 et 1999	578
Tableau 10.7: Extrait du budget de SIDOR pour les exercices 1998 et 1999	579
Tableau 10.8: Investissement en capital et coûts du traitement pour l'incinération des déchets solides urbains au NL	579
Tableau 10.9: Détail des coûts pour divers incinérateurs en Suède	581
Tableau 10.10: Frais de porte au UK pour différentes capacité d'incinérateurs et productions d'énergie	582
Tableau 10.11: Décompte des coûts estimés de l'incinérateur du Royaume Uni	583
Tableau 10.12: Coûts spécifiques pour les installations de déchargement et de stockage comme une fonction de débit quand les déchets sont livrés par des véhicules de collecte de déchets	587
Tableau 10.13: Coûts spécifiques pour les installations de déchargement et de stockage comme une fonction de débit quand les déchets sont livrés par train	587
Tableau 10.14: Coûts spécifiques pour un système à de feu à grille et la chaudière des usines d'incinération de déchets comme une fonction de débit	588
Tableau 10.15: Coûts spécifique d'un cycle eau-vapeur avec un découplage de chaleur pure et alimentation dans les systèmes de chauffage urbains comme une fonction de débit de déchets	590
Tableau 10.16: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant une turbine d'extraction de vapeur comme une fonction de débit de déchets	591
Tableau 10.17: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant une turbine d'extraction de vapeur combinée à un système de vapeur d'une centrale électrique adjacente comme une fonction de débit de déchets	592
Tableau 10.18: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant la cogénération (PCCE) et des paramètres de vapeur faibles comme une fonction de débit de déchets	593
Tableau 10.19: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant la cogénération (PCCE) et des paramètres de vapeur élevés comme une fonction de débit de déchets	594
Tableau 10.20: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant une turbine d'extraction de vapeur (paramètres de vapeur normaux) comme une fonction de débit de déchets quand l'énergie peut être substituée	594
Tableau 10.21: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant la cogénération (PCCE - paramètres de vapeur normaux) comme une fonction de débit de déchets quand l'énergie peut être substituée	594
Tableau 10.22: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant la cogénération (PCCE - paramètres de vapeur élevés) comme une fonction de débit de déchets quand l'énergie peut être substituée	595
Tableau 10.23: Étude de revenu spécifique des différentes option du cycle eau-vapeur comme une fonction de débit de déchets	595
Tableau 10.24: Coûts spécifiques pour le dépoussiérage avec un dépoussiéreur électrostatique comme fonction de débit des déchets	598
Tableau 10.25: Coûts spécifiques pour le dépoussiérage humide comme fonction de débit des déchets	598
Tableau 10.26: Coûts spécifiques d'un système de nettoyage des gaz brûlés avec séparateur à tissu comme fonction du débit de déchets	599
Tableau 10.27: Coûts spécifiques d'un système sec de nettoyage des gaz brûlés comme fonction du débit de déchets	600
Tableau 10.28: Coûts spécifiques pour un épurateur de gypse comme fonction de débit des déchets	601
Tableau 10.29: Coûts spécifiques pour un épurateur avec précipitation comme fonction de débit des déchets	601
Tableau 10.30: Coûts spécifiques d'un épurateur de NaOH comme fonction de débit des déchets	602
Tableau 10.31: Coûts spécifiques de SCR comme fonction de débit des déchets	603
Tableau 10.32: Coûts spécifiques de SNCR comme fonction de débit des déchets	603
Tableau 10.33: Coûts spécifiques d'un absorbeur de flux d'injection comme fonction de débit des déchets	604
Tableau 10.34: Coûts spécifiques de coke activée comme fonction de débit des déchets	605

Tableau 10.35: Option 1: Coûts d'un système de feu à grille incorporant la livraison par train traitement des gaz brûlés sec, humide et catalytique et avec cycle de vapeur connecté à celui d'une centrale électrique adjacente comme fonction de débit	608
Tableau 10.36: Option 2: Coûts d'un système de feu à grille incorporant la livraison en train, le traitement sec, humide et catalytique des gaz brûlés avec la génération électrique comme fonction de débit	608
Tableau 10.37: Option 3: Coûts d'un système de feu à grille incorporant la livraison en train, le traitement sec, humide et catalytique des gaz brûlés avec la cogénération (PCCE) comme fonction de débit.....	609
Tableau 10.38: Option 4: Coûts de système de feu à grille incorporant la livraison en train, le dépoussiéreur électrostatique, l'épurateur de NaOH, l'absorbeur de flux d'injection et l'unité catalytique avec la génération électrique comme fonction de débit.....	609
Tableau 10.39: Option 5: Coûts de système de feu à grille incorporant la livraison en train, le dépoussiéreur électrostatique, la précipitation, l'absorbeur à coke activée et l'unité catalytique avec la génération électrique comme fonction de débit	610
Tableau 10.40: Option 6: Coûts de système de feu à grille incorporant la livraison en train, l'absorption sèche, l'absorbeur à coke activée et l'unité catalytique avec la génération électrique comme fonction de débit.....	610
Tableau 10.41: Coût pour le système de feu et de chaudière des usines d'incinération des déchets à combustion à bain fluidisé comme fonction du débit (ne comprend pas les coûts de prétraitement des déchets)	612
Tableau 10.42: Coûts spécifiques du cycle eau-vapeur comprenant une turbine d'extraction de vapeur (paramètres de vapeur normaux) comme fonction du débit de déchets.....	613
Tableau 10.43: Des coûts et revenus spécifiques du traitement des déchets, feu, chaudière et utilisation d'énergie.....	613
Tableau 10.44: Coûts d'infrastructure et de fonctionnement de l'usine de gazéification de CTD de Lahti, Finlande	614
Tableau 10.45: Calculs de coûts hypothétiques pour une usine à pyrolyse dans la Région des Flandres de Belgique.....	615
Tableau 10.46: Données générales de l'usine d'incinération de Flötzersteig (année de référence : 2000).....	616
Tableau 10.47: Flux d'entrée et sortie de l'usine d'incinération de Flötzersteig (année de référence : 2000)	617
Tableau 10.48: Émissions dans l'air de l'usine d'incinération de déchets de Flötzersteig (année de référence : 2000).....	619
Tableau 10.49: Paramètres d'eau usée de l'usine d'incinération de Flötzersteig après traitement de l'eau usée (année de référence : 2000).....	620
Tableau 10.50: Données chimiques des déchets de l'usine d'incinération de Flötzersteig (année de référence : 2000).....	621
Tableau 10.51: Tests de lixiviation; usine d'incinération de déchets de Flötzersteig (année de référence : 2000).....	621
Tableau 10.52: Données générales de l'usine d'incinération de Spittelau (année de référence : 2000)	622
Tableau 10.53: Flux d'entrée et sortie de l'usine d'incinération de Spittelau (année de référence : 2000)	623
Tableau 10.54: Émissions dans l'air de l'usine d'incinération de déchets de Spittelau (année de référence : 2000).....	625
Tableau 10.55: Paramètres d'eau usée de l'usine d'incinération de déchets de Spittelau après traitement (année de référence : 2000).....	626
Tableau 10.56: Données chimiques des fractions de déchets de l'usine d'incinération de déchet de Spittelau (Année de référence : 2000).....	627
Tableau 10.57: Tests de lixiviation; usine d'incinération de déchets de Spittelau (année de référence : 2000)	628
Tableau 10.58: Données générales de l'usine d'incinération de Wels (année de référence : 2000)	628
Tableau 10.59: Flux d'entrée et sortie de l'usine d'incinération de déchets de Wels (année de référence : 2000).....	629
Tableau 10.60: Émissions dans l'air de l'usine d'incinération de déchets de Wels (année de référence : 2000)	631
Traitement de l'eau usée et émissions dans l'eau	631
Tableau 10.61: Paramètres d'eau usée de l'usine d'incinération de Wels après traitement de l'eau usée (année de référence : 2000)	632
Tableau 10.62: Valeurs moyennes mesurées dans les gaz propres (valeurs optionnelles)	633
Tableau 10.63: Qualité des scories	634
Utilisation de l'énergie (année de référence 2000)	634
Tableau 10.64: Ratio d'efficacité énergétique (valeur calorifique moyenne supposée ≈ 9500 kJ/kg).....	635

Tableau 10.65: Types de déchets et quantités de déchets incinérés dans les fours rotatifs de Plant Simmeringer Haide (année de référence : 2000).....	640
Tableau 10.66: Données générales des fours rotatifs de l'usine Simmeringer Haide (année de référence : 2000)	641
Tableau 10.67: Entrées et sorties des fours rotatifs de l'usine Simmeringer Haide (année de référence : 2000)	642
Tableau 10.68: Émissions dans l'air des fours rotatifs de l'Usine Simmeringer Haide (année de référence :2000)	644
Tableau 10.69: Paramètres des eaux usées des fours rotatifs de l'Usine Simmeringer Haide après traitement des eaux usées (année de référence : 2000).....	644
Tableau 10.70: Données chimiques des déchets des fours rotatifs (année de référence : 2000)	645
Tableau 10.71: Tests de lixiviation (selon l'ÖNORM S 2115) des fours rotatifs de l'Usine Simmeringer Haide (Année de référence : 2000) 2000).....	646
Tableau 10.72: Valeurs moyennes mesurées dans les gaz propres (valeurs optionnelles).....	647
Tableau 10.73: Données générales de réacteurs à bain fluidisé de l'Usine Simmeringer Haide (2000)	649
Tableau 10.74: Flux d'entrée et sortie des réacteurs à bain fluidisé (année de référence : 2000)	650
Tableau 10.75: Émissions dans l'air des réacteurs à bain fluidisé (année de référence : 2000)	651
Tableau 10.76: Données chimiques des déchets des réacteurs à bain fluidisé (année de référence : 2000)....	652
Tableau 10.77: Tests de lixiviation selon l'ÖNORM S 2115 - réacteurs à bain fluidisé (année de référence : 2000)	652
Tableau 10.78: Caractérisation des matériaux d'incinération	653
Tableau 10.79: Valeurs moyennes mesurées dans les gaz propres (valeurs optionnelles) – MTD 5	653
Tableau 10.80: Caractérisation des matériaux d'incinération	654
Tableau 10.81: Valeurs moyennes mesurées dans les gaz propres (valeurs optionnelles) – MTD 6	655
Tableau 10.82: Valeurs d'émissions des eaux usées du système de nettoyage des déchets avant mélange (MTD 6)	655
Tableau 10.83: Types de déchets et quantités de déchets traitées à AVE - Reststoffverwertung Lenzing (Année de référence : 2000)	656
Tableau 10.84: Données générales du réacteur à bain fluidisé de AVE-RVL Lenzing.....	657
Tableau 10.85: Émissions dans l'air à partir du réacteur à bain fluidisé de AVE	661
Tableau 10.86: Données générale sur le réacteur à bain fluidisé de l'usine d'incinération des déchets d'Arnoldstein (année de référence : 2001)	662
Tableau 10.87: Flux de processus des réacteurs à bain fluidisé de l'usine d'incinération des déchets d'Arnoldstein (année de référence : 2001)	663
Tableau 10.88: Émissions dans l'air de l'usine d'incinération de déchets d'Arnoldstein (année de référence : 2001)	665
Tableau 10.89: Paramètres d'eau usée (échantillon composite) de l'usine d'incinération de Arnoldstein après traitement de l'eau usée (année de référence : 2001)	666
Tableau 10.90: Données chimiques de la cendre à partir de la combustion à bain fluidisé de l'usine d'incinération de Arnoldstein (année de référence : 2001)	666
Tableau 10.91: Concentration de polluants dans l'éluât de cendre de l'usine d'incinération de Arnoldsstein (année de référence : 2001)	667
Tableau 10.92: Valeurs moyennes mesurées dans les gaz propres (valeurs optionnelles).....	668
Tableau 10.93: Dispositifs de mesure utilisés pour la mesure continue	668
Tableau 10.94: Degrés de dépôt dans l'épuration des effluents gazeux	668
Tableau 10.95: Ratio d'efficacité énergétique (valeur calorifique moyenne supposée $H_u \approx 11\,500$ kJ/kg) ...	669
Tableau 10.96 : Qualité de scorie MTD2	669
Tableau 10.97: Check-list de données de calcul d'efficacité d'énergie	683
Tableau 10.98: Check-list 2 de données de calcul d'efficacité d'énergie	684
Tableau 10.99: Check-list 3 de données de calcul d'efficacité d'énergie	685
Tableau 10.100: Exemple d'évaluation multi-critère du choix de système FGT	693
Tableau 10.101: Exemple d'évaluation de coût multi critères utilisé pour comparer les options de systèmes de FGT	693

PORTÉE

Les commentaires suivants concernent la portée de ce document:

1. La portée de ce document est principalement influencée par la portée des informations fournies par les membres du Groupe de Travail Technique (TWG) et leurs décisions sur l'incinération des déchets, ainsi que le temps et les ressources disponibles.
2. L'Annexe 1 de la Directive IPPC 596/61/EC) fournit le point de départ de la portée de ce document de référence sur les MTD, où il inclut les sections suivantes:

5.1. Installations pour l'élimination ou la valorisation des déchets dangereux de la liste visée à l'article 1er paragraphe 4 de la directive 91/689/CEE, telles que définies aux annexes II A et II B (opérations R 1, R 5, R 6, R 8 et R 9) de la directive 75/442/CEE et par la directive 75/439/CEE du Conseil, du 16 juin 1975, concernant l'élimination des huiles usagées (3), avec une capacité de plus de 10 tonnes par jour.

5.2. Installations pour l'incinération des déchets municipaux, telles que définies par la directive 89/369/CEE du Conseil, du 8 juin 1989, concernant la prévention de la pollution atmosphérique en provenance des installations nouvelles d'incinération des déchets municipaux (4) et la directive 89/429/CEE du Conseil, du 21 juin 1989, concernant la réduction de la pollution atmosphérique en provenance des installations existantes d'incinération des déchets municipaux (5), d'une capacité supérieure à 3 tonnes par heure.

Le TWG qui a travaillé sur ce document a décidé lors d'une première étape que le document ne devrait pas être limité par les limitations de taille dans ces sections de la directive IPPC, ni par les définitions des déchets, et le recyclage ou l'évacuation incluse ici. Ceci étant le cas, la portée choisie du document visait à refléter une vue pragmatique à travers le secteur de l'incinération dans son ensemble, avec une attention particulière sur ces installations et les types de déchets les plus courants. La portée de la directive 76/2000/EC sur l'Incinération de Déchets était aussi un facteur pris en compte par le TWG lors de la prise de décision sur la portée du document.

3. Le document cherche à fournir des informations concernant les installations d'incinération de déchets dédiées. Il ne couvre pas d'autres situations où les déchets sont traités thermiquement, par ex. les processus de co-incinération tels que quelques fours à ciment et de grandes usines de combustion – ces situations sont (ou seront) couvertes par le BREF qui traite spécifiquement de ces industries. Tandis que certaines des techniques qui sont incluses ici peuvent être techniquement applicables à d'autres industries (c-à-d. celles qui ne sont pas des incinérateurs dédiés) qui incinèrent des déchets, ou une proportion des déchets, si les techniques identifiées ici, ou les niveaux de performance qu'elles provoquent, sont MTD pour ces secteurs, n'a pas été une partie de la portée de ce document.
4. Bien que l'incinération soit le centre d'intérêt principal de ce document, trois principales techniques de traitement thermique sont décrites, en général car elles concernent des flux de déchets courants. Celles-ci sont les suivantes :
 - incinération
 - pyrolyse
 - gazéification.

Des techniques d'incinération variées sont couvertes. L'incinération est appliquée au traitement d'une très grande variété de déchets. La pyrolyse et la gazéification sont moins

largement appliquées aux déchets, et généralement à un éventail plus étroits de déchets.

Il est aussi fait référence aux combinaisons d'incinération, la pyrolyse et la gazéification. Chacune des techniques et combinaisons de techniques sont couvertes dans ce document dans le contexte de leur application au traitement de déchets variées (bien que ceci ne s'applique à aucune définition de la signification de *déchet* – voir aussi le commentaire 5 ci-dessous)

5. En plus des étapes du traitement thermique de l'installation ce document couvre aussi (à des degrés variés):
 - la réception des déchets, la manipulation et le stockage
 - l'effet du prétraitement des déchets sur le choix et le fonctionnement de processus d'incinération des déchets (dans certains cas ceci implique une description des techniques appliquées)
 - les techniques de traitement des gaz brûlés appliquées
 - les techniques de traitements des résidus appliquées (pour les résidus principaux couramment produits)
 - les techniques appliquées de traitement des eaux usées
 - quelques aspects du recyclage d'énergie, la performance réalisée et les techniques utilisées (détails d'équipement de génération d'électricité etc. ne sont pas compris).
6. S'il est fait référence à une installation ou si elle est incluse dans ce document ceci n'a aucune conséquence juridique. Ceci ne signifie pas que l'installation est classée juridiquement comme un *incinérateur* et ceci n'implique pas non plus que le matériau étant traité est juridiquement classé comme un *déchet*.
7. Aucun seuil de taille n'a été appliqué en recueillant l'information. Cependant, on note que, jusqu'ici, des informations limitées ont été appliquées concernant des processus d'incinération plus petit.
8. Ce document ne traite pas des décisions concernant le choix d'incinération comme option de traitement des déchets. Ni l'un, ni l'autre, ne compare l'incinération à d'autres traitements des déchets.
9. Un autre BREF traite du « Traitements des déchets ». Il a une grande portée et couvre de nombreuses autres installations et techniques qui s'appliquent au traitement des déchets.

1. INFORMATIONS GÉNÉRALES SUR L'INCINÉRATION DES DÉCHETS

1.1. But de l'incinération et théorie de base

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003] L'incinération est utilisée comme un traitement pour un éventail très large de déchets. L'incinération en elle-même n'est couramment qu'une partie d'un système complexe de traitement des déchets qui, ensemble, assure une gestion d'ensemble du large éventail de déchets que la société génère.

Le secteur de l'incinération a connu un développement technologique rapide au cours des 10-15 dernières années. Beaucoup de ce changement a été motivé par une législation spécifique à l'industrie et ceci a réduit, en particulier, les émissions dans l'air des installations individuelles. Le développement de processus continuel est en cours, avec le secteur développant maintenant des techniques qui limitent les coûts, tout en gardant ou en améliorant la performance environnementale.

L'objectif de l'incinération des déchets est de traiter les déchets de manière à réduire leur volume et dangerosité, tout en capturant (et donc en concentrant) ou en détruisant les substances potentiellement nocives qui sont, ou peuvent être, rejetées lors de l'incinération. Les processus d'incinération peuvent aussi fournir un moyen pour permettre le recyclage de l'énergie, de la teneur en minéraux et/ou éléments chimiques des déchets.

En fait, l'incinération des déchets est l'oxydation des matériaux combustibles contenus dans les déchets. Les déchets sont généralement des matériaux hautement hétérogènes, composé essentiellement de substances organiques, de minéraux, de métaux et d'eau. Lors de l'incinération, des gaz brûlés sont générés lesquels contiendront la majorité de l'énergie combustible disponible sous forme de chaleur.

Les substances organiques combustibles dans les déchets brûleront lorsqu'elles auront atteint la température d'inflammation nécessaire et seront rentrées en contact avec l'oxygène. Le réel processus de combustion a lieu lors de la phase gazeuse en quelques secondes et rejette simultanément de l'énergie lorsque la valeur calorifique des déchets et l'apport en oxygène sont suffisantes ; ceci peut conduire à une réaction thermique en chaîne et une combustion autosuffisante, c'est-à-dire qu'il n'y a pas besoin d'ajouter d'autres carburants.

Les étapes principales du processus d'incinération sont :

1. **séchage et dégazage** – ici, le contenu volatil évolue (par ex. les hydrocarbures et eau) à des températures généralement situées entre 100 et 300 °C. Le processus de séchage et de dégazage n'ont pas besoin d'agents oxydants et dépendent seulement de la chaleur apportée.
2. **pyrolyse et gazéification** – la pyrolyse est la décomposition supplémentaire des substances organiques en l'absence d'agent oxydant à environ 250 - 700 °C. La gazéification des résidus carbonés est la réaction des résidus avec la vapeur d'eau et le CO₂ à des températures, typiquement entre 500 – 1000 °C, mais peut se produire à des températures allant jusqu'à 1600 °C. Ainsi, la matière organique solide est transférée vers la phase gazeuse. En plus de la température, l'eau, la vapeur et l'oxygène supportent cette réaction
3. **oxydation** – les gaz combustibles créés lors des étapes précédentes sont oxydés, selon la méthode d'incinération choisie, à des températures de gaz brûlés généralement entre 800 et 1450 °C.

Ces différentes étapes se chevauchent généralement, ce qui signifie que la séparation spatiale et

temporelle de ces étapes lors de l'incinération peut seulement être possible jusqu'à un degré limité. En effet, les processus se produisent en partie en parallèle et s'influencent les uns les autres. Néanmoins, il est possible, en utilisant des mesures techniques dans le four, d'influencer ces processus de sorte de réduire les émissions polluantes. De telles mesures incluent la conception du four, la distribution d'air et l'automatique.

En incinération entièrement oxydante les constituants principaux des gaz brûlés sont : la vapeur d'eau, l'azote, le dioxyde carbone et l'oxygène. Selon la composition du matériau incinéré et des conditions de fonctionnement, des quantités plus petites de CO, HCl, HF, HBr, HI, NO_x SO₂, VOCs, PCDD/F, PCB et composés de métaux lourds (entre d'autres) sont formés ou restent. Selon les températures de combustion lors des phases principales de l'incinération, les métaux lourds volatils et les composés inorganiques (par ex. les sels) sont totalement ou partiellement évaporés. Ces substances sont transférées à partir des déchets entrants vers les gaz brûlés et les cendres volantes qu'ils contiennent. Une cendre volante de résidu minéral (poussière) et une cendre solide plus lourde (mâchefer) sont créées. Dans les incinérateurs de déchets urbains, la mâchefer est approximativement de 10% du volume et environ de 20 à 30% du poids des déchets solides entrants. Les quantités de cendres volantes sont bien plus faibles, généralement seulement un faible pourcentage des entrées. Les proportions de résidus solides varient fortement selon le type de déchets et la conception détaillée du processus.

Pour une combustion oxydante efficace, un apport suffisant en oxygène est essentiel. Le nombre "n" de ratio d'air d'incinération fourni à l'air chimiquement (ou stoechiométrique) nécessaire à l'incinération, s'étend habituellement de 1,2 à 2,5, selon que le carburant est gazeux, liquide ou solide, et selon le système de four.

L'étape de combustion est uniquement une étape de l'ensemble de l'installation d'incinération. Les incinérateurs comprennent généralement un lot complexe de composants techniques qui interagissent entre eux, qui, lorsqu'on les considère ensemble, effectuent le traitement global des déchets. Chacun de ces composants a un but principal différent, tel que décrit dans le Tableau 1.1 ci-dessous :

Objectif	Responsabilité du
<ul style="list-style-type: none"> destruction des substances organiques évaporation de l'eau évaporation des métaux lourds volatils et des sels inorganiques production de scorie potentiellement exploitable réduction du volume de résidus 	Four
<ul style="list-style-type: none"> recyclage d'énergie utilisable 	système de recyclage d'énergie
<ul style="list-style-type: none"> retrait et concentration de métaux lourds volatils et de matière inorganique dans les résidus solides par ex. les résidus de nettoyage des gaz brûlés, boues du traitement des eaux usées minimiser les émissions vers tous les medias 	Nettoyage des gaz brûlés

Tableau 1.1: But de composants variés d'un incinérateur de déchets

Source [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

1.2 Vue d'ensemble de l'incinération en Europe

L'échelle de l'utilisation de l'incinération comme une technique de gestion des déchets varie grandement d'un endroit à un autre. Par exemple, dans les États Membres européens l'incinération

pour le traitement des déchets urbains varie de zéro à 62 pourcent.

[9, VDI, 2002] Dans les États Membres (EM) de l'UE-15 une quantité annuelle d'environ 200 million de tonnes de déchets peut être considérée appropriée pour le traitement thermique des déchets. Cependant, la capacité totale installée d'usines de traitement thermique des déchets est uniquement de l'ordre de 50 millions de tonnes.

Le tableau 1.2 ci-dessous donne une estimation du traitement des déchets générés de chaque EM pour les déchets urbains, déchets dangereux et boue d'épuration. Les déchets déposés sont inclus car une proportion considérable de ces déchets peut, dans le futur, être détournée vers d'autres méthodes de traitement des déchets, y compris l'incinération.

Remarque : Comme les définitions et catégories de déchets diffèrent d'un pays à un autre, certaines des valeurs données peuvent ne pas être directement comparables.

Pays	Déchets Solides Urbains				Déchets dangereux					Boue d'épuration
	Production estimée total de déchets solides urbains (en 10 ⁶ tonnes)	année de source de données	% mis en décharge (ou quantité en 10 ⁶ tonnes)	% incinéré (ou quantité en 10 ⁶ tonnes)	Production estimée total de déchets dangereux (en 10 ⁶ tonnes)	année de source de données	Quantité mise en décharge (en 10 ⁶ tonnes)	Quantité incinérée (en 10 ⁶ tonnes)	Production estimée totale de boue d'épuration (en 10 ⁶ tonnes en solides secs)	Année de source de données
Autriche	1.32	1999	51	35	0.97	1999	<i>Pas fournie</i>	0.11	0.39	1999
Belgique	4.85	1997	42	35	2.03	1997	0.79	0.14	0.85	1997
Danemark	2.77	1996	15	56	0.27	1996	0.09	0.1	0.15	1997
Finlande	0.98	1997	77	2	0.57	1997	0.28	0.1	0.14	1997
France	48.5	2000	55	26	<i>Pas fournie</i>	1997 2001	<i>Pas fournie</i>	0.77 (remarque 5)	0.82	1997
Allemagne	45	2000	30	29	9.17	2000	2.7	0.85	2.48	1998
Grèce	3.20	1993	93	0	<i>Pas fournie</i>	1993	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>
Irlande	1.80	1998	100	0	0.23	1995	0.03	0.03	0.39	1997
Italie	25.40	1995	85	8	<i>Pas fournie</i>	1995	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>
Luxembourg	0.30	1995	24	48	0.14	1995	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>
Portugal	4.6	2002	71	20	0.25	2001	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>	0.24	2000
Espagne	17	1997	85	10	2	1997	<i>Pas fournie</i>	0.03	<i>Pas fournie</i>	<i>Pas fournie</i>
Suède	3.80	1999 (remarque 1)	24 (0.92)	38 (1.44)	0.27	1999	<i>Pas fournie</i>	0.1		1997
Pays Bas	10.2	2002	11	76	2.7	2002	0.6	0.28	0.69	1999
Royaume Uni	27.20	1999	85	6	2.37	1996	0.86	0.24	1.2	1999 (remarque 3)
Totaux de l'UE-15 (remarque 6)	196.92				21.92		5.35	2.72	7.58	
Remarques 1. Gestion des déchets suédois 2000 (RVF) 2. 3. Rapport de fin 312, janvier 2001 (les chiffres comprennent la co-incinération (50%/50%)) 4. L'équilibre à 100% pour les méthodologies de traitement est par ex. due à la récupération et au recyclage										

5. Les déchets dangereux incinérés dans des unités externes dédiées

6. Les totaux donnés sont une simple addition des chiffres fournis et par conséquent sont issus d'années différentes. Les pourcentages mis en décharge etc. dont les moyennes ne sont pas calculées ont peu d'intérêt sans les données de masse réelle.

Tableau 1.2: Les quantités de déchets urbains, de déchets dangereux et de boue d'épuration dans les EM de l'UE des 15, et leur traitement

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Le tableau 1.3 montre les quantités de certains déchets générés et un certain nombre d'usines d'incinérateur de déchets dans d'autres Pays européens :

Pays	Année de données	Déchets urbains en 106 tonnes	Nombre total d'incinérateur de déchets urbains	Incinérateur de déchets urbains (>3 t/h)	Déchets dangereux en 106 tonnes	Nombre total d'incinérateur de déchets dangereux	Incinérateur de déchets dangereux (>10 t/d)
Bulgarie	1998	3.199	0	0	0.548	0	0
République Tchèque	1999	4.199	3	3	3.011	72	14
Estonie	1999	0.569	0	0	0.06	1	0
Hongrie	1998	5	1	1	3.915	7	<i>Pas fournie</i>
Lettonie	1998	0.597	0	0	0.0411	0	0
Lituanie	1999	1.211	0	0	0.2449	0	0
Pologne	1999	12.317	4	1	1.34	13	4
Roumanie	1999	7.631	0	0	2.323	3	3
Slovaquie	1999	3.721	2	2	1.7376	<i>Pas fournie</i>	1
Slovénie	1995	1.024	0	0	0.025	0	0
Totaux		39.468	10	7	13.2456	96	22
Remarque : Les totaux sont de simple totaux de colonne et par conséquent comprennent des données d'années différentes							

Tableau 1.3: Quantités annuelle de déchets urbains et dangereux générés et nombre d'usines d'incinération dans quelques Pays candidats à l'accession

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Le tableau 1.4 montre le nombre et la capacité totale des usines d'incinération existantes (sans compter les sites en prévision) pour des types de déchets variés :

Pays	nombre total d'incinérateurs de déchets solides urbains	Capacité Mt/an	Nombre total d'incinérateurs de déchets solides urbains	Capacité Mt/an	Nombre total d'incinérateurs dédiés de boue d'épuration	Capacité Mt/an (solides secs)
Autriche	5	0.5	2	0.1	1	
Belgique	17	2.4	3	0.3	1	0.02
Danemark	32	2.7	2	0.1	5	0.3
Finlande	1	0.07	1	0.1		
France	210 ₁	11.748	20 ₃	1.0		
Allemagne	59	13.4	31 ₂	1.23	23	0.63
Grèce	0		0			
Irlande	0		11			
Italie	32	1.71	6	0.1		
Luxembourg	1	0.15	0			
Portugal	3	1.2	0			
Espagne	9	1.13	1	0.03		
Suède	30	2.5	1	0.1		
Pays Bas	11	5.3	1	0.1	2	0.19
Royaume Uni	17	2.97	3	0.12	11	0.42
Norvège	11	0.65				

Suisse	29	3.29	11	2	14	0.1
Totaux	467	49.7	93	5.28	57	1.66
1. Le 6 janvier 2003, 123 incinérateurs de déchets solides urbains fonctionnaient avec une capacité combinée de 2000t/h						
2. Le chiffre comprend les installations utilisées dans l'industrie chimique						
3. Uniquement les sites commerciaux dédiés (c-à-d sans compter les usines maison)						

Tableau 1.4: Distribution géographique des usines d'incinération pour les déchets urbains et dangereux et les boues d'épuration

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

La Figure 1.1 montre la variation de la capacité par tête pour l'incinération des déchets urbains

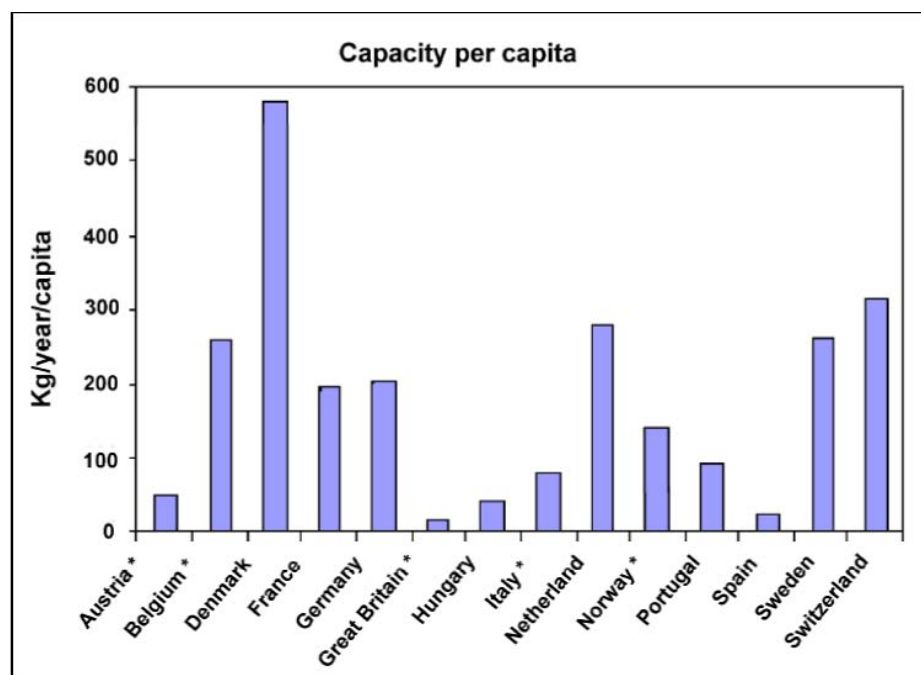


Figure 1.1: Municipal waste incineration capacity per capita

Figure 1.1: Capacité d'incinération de déchets urbains par tête

* signifie que les données sont partielles [42, ISWA, 2002], [64, TWGComments, 2003]

1.3. Tailles des usines

La taille des installation varie grandement au travers l'Europe. Les variation en taille peuvent être observées pour les mêmes ou entre les technologies et les types de déchets. La plus grande usine de déchets solides urbains en Europe a une capacité supérieure à 1 million de tonnes de déchets par an. Le tableau 1.5 ci-dessous montre la variation de la capacité moyenne des incinérateurs de déchets solides urbains par pays:

Pays	Capacité moyenne des incinérateurs de déchets solides urbains (k tonnes/an)
Autriche	178
Belgique	141
Danemark	114
France	132
Allemagne	257

Italie	91
Pays Bas	488
Portugal	390
Espagne	166
Suède	136
Royaume Uni	246
Norvège	60
Suisse	110
MOYENNE	193

Tableau 1.5: Capacité moyenne des usines d'incinération de déchets solides urbains par pays

[11, Assure, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Le tableau 1.6 ci-dessous montre l'étendue typique de l'application des principales technologies d'incinération :

Technologie	étendue typique de l'application (tonnes/jour)
grille mobiles (brûlage de masse)	120 - 720
Bains fluidisés	36 – 200
Four Rotatif	10 – 350
Modulaire (en carence d'air)	1 – 75
Pyrolyse	10 - 100
Gazéification	250 - 500
Remarque : les valeurs sont pour des étendues typiques appliquées - chacune est aussi appliquée hors de l'étendue montrée.	

Tableau 1.6: Etendue typique du débit des technologies de traitement thermique

[10, Juniper, 1997], [64, TWGComments, 2003]

1.4 Vue d'ensemble de la législation

Le secteur de l'incinération des déchets a été le sujet d'exigences législatives extensives au niveau national, régional et européen pendant plusieurs années.

En plus des exigences de la Directive IPPC, le secteur de l'incinération (et associé) est aussi soumis à des exigences de législation spéciale. Aujourd'hui, les directives de l'UE suivantes sont en vigueur pour les usines d'incinération des déchets:

- 89/369/EEC pour les nouvelles usines d'incinération des déchets urbains
- 89/429/EEC pour les usines d'incinération des déchets urbains existantes
- 94/67/EC pour l'incinération des déchets dangereux (y compris la co-incinération)
- 2000/76/EC pour l'incinération des déchets (y compris la co-incinération)
- Règlement (EC) No. 1774/2002 du Parlement européen et du conseil du 3 octobre 2002, établissant les règles sanitaires concernant les sous-produits animaux non destinés à la consommation humaine.

Il faut noter que la Directive 2000/76/EC abroge progressivement les trois premières directives. Cette directive établit les exigences minimum concernant les émissions permises, la surveillance et certaines conditions de fonctionnement. L'étendue de la 2000/76/EC est large (certaines exclusions sont spécifiquement listées en Article 2) et n'a pas de limite de capacité inférieure.

La Directive 2000/76/EC exige que ses normes soient adoptées comme suit:

- nouvelles usines d'incinération de déchets, à partir 28 décembre 2002
- usines d'incinération de déchets existantes, d'ici au 28 décembre 2005 au plus tard

Entre temps, les usines d'incinération des déchets doivent se conformer aux Directives 89/369/EEC, 89/429/EEC et 94/67/EC. [2, Infomil, 2002]

1.5 Composition des déchets et conception des processus

La conception précise d'une usine d'incinération de déchets changera selon le type de déchets traités. Les paramètres suivants et leur disponibilité sont des moteurs clé :

- composition des déchets chimiques
- composition physique des déchets, par ex. taille des particules
- caractéristiques thermiques des déchets, par ex. valeur calorifique, niveaux d'humidité, etc.

Les processus conçus pour un éventail étroit d'entrées spécifiques peuvent généralement être optimisés plus que ceux qui reçoivent des déchets avec une variabilité plus grande. Ceci alternativement peut permettre à des améliorations d'être apportées à la stabilité du processus et la performance environnementale, et peut permettre une simplification des opérations en aval tel que le nettoyage des gaz brûlés. Comme le nettoyage des gaz brûlés contribue souvent de manière importante à l'ensemble des coûts (c-à-d environ 15 à 35 % de l'investissement total en capital) ceci peut alors conduire à des coûts de traitement réduits dans l'incinérateur. Cependant, les coûts externes (c-à-d ceux généralement au-delà de la limite de l'évaluation de l'autorisation de l'IPPC) du prétraitement, ou la collecte choisie de certains déchets, peuvent s'ajouter de manière significative à l'ensemble des coûts de la gestion des déchets et aux émissions de l'ensemble du système de gestion des déchets. Souvent, des décisions concernant la plus grande gestion des déchets (c-à-d la génération complète des déchets, la collecte, le transport, le traitement, l'évacuation, etc.) prennent en compte un grand nombre de facteurs. Le choix du processus d'incinération peut faire partie d'un processus plus large.

La collecte des déchets et les systèmes de prétraitement utilisés peuvent avoir un grand impact sur le type et la nature des déchets qui seront finalement reçus à l'incinérateur (par ex. les déchets urbains mélangés ou RDF) et par conséquent sur le type d'incinérateur qui est le mieux adapté à ces déchets. Réaliser une collecte séparée de fractions diverses de déchets ménagers peut avoir une grande influence sur la composition moyenne des déchets reçus à l'incinérateur de déchets solides urbains. Par exemple, la collecte séparée de certaines batteries et amalgames dentaires peut réduire significativement les apports en mercure à l'usine d'incinération. [64, TWGComments, 2003]

Le coût des processus utilisés pour la gestion des résidus générés à l'incinérateur et pour la distribution et l'utilisation de l'énergie recyclée joue aussi un rôle dans le choix du processus dans son ensemble.

Dans bien des cas, les incinérateurs de déchets ont vraisemblablement un contrôle limité sur le contenu précis des déchets qu'ils reçoivent. Ceci a alors comme conséquence le besoin pour quelques installations d'être conçues de sorte qu'elles soient assez flexibles pour faire face à un large éventail de déchets entrants qu'elles pourraient recevoir. Ceci s'applique à l'étape de combustion et

aux étapes de nettoyage des gaz brûlés suivantes.

Les principaux types de déchets auxquels l'incinération est appliquée comme un traitement sont:

- les déchets urbains (déchets résiduels – non prétraités)
- déchets urbains prétraités (par ex. fractions sélectionnées ou RDF)
- déchets industriels non dangereux et emballés
- déchets dangereux
- boues d'épuration
- déchets hospitaliers

[64, TWGComments, 2003] De nombreuses usines d'incinération acceptant plusieurs de ces types de déchets. Les déchets eux-mêmes sont couramment classifiés dans maintes manières différentes:

- par origine, par ex. ménagers, commerciaux, industriels, etc.
- par leur nature, par ex. putrescibles, dangereux, etc.
- par la méthode utilisée pour leur gestion, par ex. collectés séparément, matériaux recyclables, etc.

Ces différentes classes se chevauchent. Par exemple, les déchets d'origines variées peuvent contenir des fractions putrescibles ou dangereuses.

Le tableau 1.7 ci-dessous fournit des données concernant le contenu des déchets générés en Allemagne. Le terme *déchets dangereux* réfère à ces déchets classifiés comme dangereux par la directive 91/689/EC. Les boues d'épuration comprennent les boues du traitement des eaux usées des communautés et des industries.

Paramètre	Déchets urbains	Déchets dangereux	Boues d'épuration
Valeur calorifique (supérieure) (MJ/kg)	7 – 15	1 – 42	2 – 14
Eau (%)	15 – 40	0 – 100	3 – 97
Cendres	20 – 35	0 – 100	1 – 60
Charbon (%m.s.)	18 – 40	5 – 99	30 – 35
Hydrogène (% m.s.)	1 – 5	1 – 20	2 – 5
Azote (% m.s.)	0.2 – 1.5	0 – 15	1 – 4
Oxygène (% m.s.)	15 -22	<i>Pas fournie</i>	10 – 25
Soufre (% m.s.)	0.1 -0.5	<i>Pas fournie</i>	0.2 -1.5
Fluorure (% m.s.)	0.01 – 0.035	0 -50	0.1 -1
Chlorure (% m.s.)	0.1 – 1	0 -80	0.05 -4
Brome (% m.s.)	<i>Pas fournie</i>	0 -80	Pas de données
Iode (%m.s.)		0 -50	Pas de données
Plomb mg/kg m.s.	100 – 2000	0 -200000	4 - 1000
Cadmium mg/kg m.s.	1 – 15	0 – 10000	0.1 – 50
Cuivre mg/kg m.s.	200 – 700	<i>Pas fournie</i>	10 – 1800
Zinc mg/kg m.s.)	400 – 1400	<i>Pas fournie</i>	10 – 5700
Mercurure mg/kg m.s.	1 – 5	0 – 40000	0.05 – 10
Thallium mg/kg m.s.	<0.1	<i>Pas fournie</i>	0.1 – 5
Manganèse mg/kg m.s.)	250	<i>Pas fournie</i>	300 – 1800
Vanadium mg/kg m.s.)	4 – 11	<i>Pas fournie</i>	10 – 150
Nickel mg/kg m.s.)	30 – 50	<i>Pas fournie</i>	3 – 500
Cobalt mg/kg m.s.)	3 – 10	<i>Pas fournie</i>	8 – 35

Arsenic mg/kg m.s.)	2 – 5	<i>Pas fournie</i>	1 – 35
Chrome mg/kg m.s.)	40 - 200	<i>Pas fournie</i>	1 – 800
Sélénium mg/kg m.s.)	0.21 - 15	<i>Pas fournie</i>	0.1 – 8
PCB mg/kg m.s.)	0.2 – 0.4	jusqu'à 60%	0.01 – 0.13
PCDD/PCDF (ng I-TE/kg)	50 – 250	10 – 10000	8.5 – 73
Remarques : % m.s. signifie le pourcentage de solides secs la valeur calorifique pour les boues d'épuration concerne les boues sèches de >97 % m.s. Les sous fractions de déchets dangereux peuvent montrer des variations au-delà de ces écarts de valeurs.			

Tableau 1.7: Composition typique des déchets en Allemagne
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

L'éventail des conceptions d'installations est presque aussi large que les compositions des déchets. Les nouvelles usines ont l'avantage qu'une solution technologique spécifique peut être conçue pour répondre à la nature spécifique des déchets qui seront traités dans l'usine. Elles bénéficient aussi d'années de développement de l'industrie et de la connaissance de l'application pratique des techniques, et peut alors être conçue pour des normes environnementales élevées, tout en restreignant les coûts.

Les usines existantes ont beaucoup moins de flexibilité lors du choix des options de modernisation. Leur conception peut être le produit de 10 à 20 années d'évolution de processus. Souvent, en Europe, ceci aura été motivé par les exigences pour réduire les émissions dans l'air. Ensuite, la prochaine étape du développement des processus dépendra souvent grandement (voire complètement) de la conception existantes. Il peut exister de nombreuses solutions locales propre à un site dans ce secteur. Beaucoup d'entre elles seraient probablement construites différemment si elles étaient complètement refaites. [6, EGTEI, 2002]

1.6 Problèmes environnementaux clé

Les déchets et leur gestion sont tous deux un problème environnemental important. Le traitement thermique des déchets peut par conséquent être vu comme une réponse aux menaces sur l'environnement posées par des flux de déchets mal ou non gérés.

Le but du traitement thermique (voir aussi la section 1.1) est d'assurer une réduction d'ensemble de l'impact environnemental qui pourrait autrement surgir des déchets. Cependant, au cours du fonctionnement des installations d'incinération, surviennent des émissions et des consommations dont l'existence ou la magnitude sont influencées par la conception et la fonctionnement de l'installation. Par conséquent, cette section résume brièvement les principaux problèmes environnementaux qui surviennent directement des installations d'incinération (c-à-d elle ne comprend pas les plus grands impacts ou avantages de l'incinération). Pour l'essentiel, ces *impacts directs* entrent dans les principales catégories suivantes:

- émissions de processus globales dans l'air et l'eau ainsi que l'odeur
- production globale de résidus de processus
- bruit et vibration du processus
- consommation et production d'énergie
- consommation de matériaux (réactifs) bruts
- émissions fugitives – principalement issues du stockage des déchets
- réduction des risques de stockage/manipulation/traitement des déchets dangereux

D'autres impacts au-delà de la portée de ce document BREF (mais qui peuvent avoir un impact important sur l'impact global environnemental d'un projet entier) résultent des opérations suivantes:

- transport des déchets entrants et résidus sortants
- prétraitement extensif des déchets (par ex. préparation de carburant de récupération secondaire et traitement associé d'ordures)

1.6.1 Émissions de processus dans l'air et l'eau

Les émissions dans l'air ont été longtemps le centre d'attention pour les usines d'incinération des déchets. Des avancées importantes dans les technologies pour le nettoyage des gaz brûlés en particulier ont conduit à des réductions importantes des émissions dans l'air.

Cependant, le contrôle des émissions dans l'air reste un problème important pour le secteur. Comme le processus entier d'incinération est généralement sous une pression légèrement négative (en raison de l'inclusion commune d'un ventilateur négatif), des émissions de routine dans l'air se produisent généralement depuis la cheminée. [2, Infomil, 2002]

Un résumé des émissions principales dans l'air depuis les rejets de la cheminée (celles-ci sont décrites plus en détail en Section 3.2.1) est présenté ci-dessous:

- matière particulaire, - matière particulaire – tailles variées de particules
- gaz acides et autres, - y compris HCl, HF, HBr, HI, SO₂, NO_x, NH₃ parmi d'autres
- métaux lourds, - y compris Hg, Cd, Tl, As, Ni, Pb, parmi d'autres
- comp. de carbone (non-GHG), - y compris, CO, hydrocarbures (COV), PCDD/F,

PCD, parmi d'autres

D'autres rejets dans l'air peuvent comprendre, s'il n'y a aucune mesure pour les réduire :

- odeur, - de la manipulation et le stockage de déchets non traités
- gaz à effet de serre (GHG) - de la décomposition de déchets stockés, par ex. le méthane, CO₂
- poussières, - de la manipulation de réactifs secs et des zones de stockage des déchets

Les sources principales potentielles de rejets dans l'eau (selon le processus) sont :

- effluents de dispositifs de contrôle de la pollution de l'air, par ex. les sels, les métaux lourds
- évacuations d'effluents finaux des usines de traitement des eaux usées, par ex. les sels, métaux lourds
- eau de la chaudière - purge sous pression, par ex. les sels
- eau de refroidissement - des systèmes de refroidissement humides, par ex. les sels, les biocides
- drainage des routes et autres surfaces, par ex. les lixiviats des déchets dilués
- stockage des déchets entrants, zones de manipulation et de transfert, par ex. les déchets entrants dilués
- zones de stockage des matériaux bruts, par ex. les produits chimiques de traitement
- manipulation des résidus, zones de traitement et de stockage, par ex. les sels, métaux lourds, substances organiques.

L'eau usée produite à l'installation peut contenir un large éventail de substances potentiellement polluantes selon sa source réelle. Le rejet réel dépendra grandement des systèmes de traitement et de contrôle appliqués.

1.6.2 Production de résidus de l'installation

La nature et la quantité des résidus produits sont un problème clé pour le secteur. Ceci est dû au fait qu'ils fournissent tous deux: (1) une mesure de la perfection du processus d'incinération, et (2) qu'ils représentent généralement le plus grand potentiel de génération de déchets à l'installation.

[64, TWGComments, 2003], [1, UBA, 2001] Bien que les types et quantités de résidus générés varient grandement selon la conception de l'installation, son fonctionnement et les déchets entrants, les principaux flux de déchets suivants sont couramment produits lors du processus d'incinération:

- cendres et/ou scories
- cendres de la chaudière
- poussière de filtre
- autres résidus du nettoyage des gaz brûlés (par ex. calcium ou chlorure de sodium)
- boue du traitement des eaux usées

Dans certains cas, les flux de déchets ci-dessus sont ségrégués; dans d'autres cas, ils sont combinés dans ou hors du processus.

Quelques résidus du traitement thermique (plus couramment des scories vitrifiées issues de

processus à très hautes températures) peuvent être utilisés directement sans traitement. Les substances qui peuvent être obtenues après traitement du mâchefer sont:

- des matériaux de construction
- des métaux ferreux
- des métaux non ferreux

De plus, quelques usines utilisant des processus de FGC humides avec de l'équipement spécifique supplémentaire récupèrent :

- sulfate de calcium (Gypse)
- acide chlorhydrique
- carbonate de soude
- chlorure de sodium

Par ces productions, bien que celles-ci dépendent du type de déchets, les mâchefers sont généralement produits en grandes quantités. Dans de nombreux endroits, souvent selon la législation locale et la pratique, le mâchefer est traité pour son recyclage en remplacement de l'agrégat.

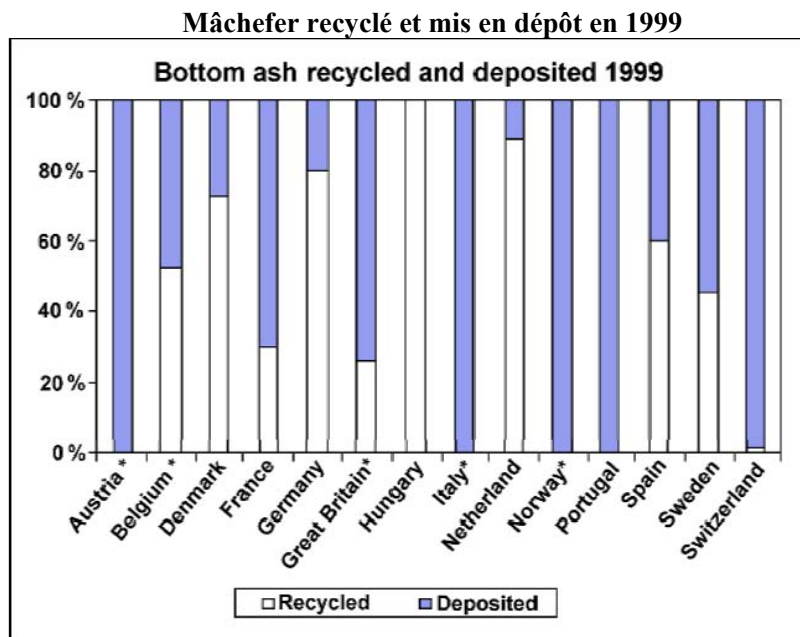


Figure 1.2: Bottom ash recycled and deposited from MSWI in 1999

*means incomplete data [42, ISWA, 2002]

recyclé mis en dépôt

Figure 1.2: Mâchefer recyclé et mis en dépôt des incinérateurs de déchets solides urbains en 1999

*signifie des données incomplètes (42, ISWA, 2002)

Les résidus produits du nettoyage des gaz brûlés sont une source importante de production de déchets. La quantité et la nature de ceux-ci varient, surtout selon les types de déchets étant incinérés et la technologie employée.

1.6.3 Bruit et vibration du processus

[2, infomil, 2002] Les aspects du bruit de l'incinération des déchets sont comparables à d'autres industries lourdes et aux centrales de génération électrique. C'est une pratique courante pour les nouvelles usines d'incinération de déchets urbains d'être installées dans un/des bâtiment(s) complètement clos, dans la mesure du possible. Ceci comprend normalement les opérations tels que le déchargement des déchets, le prétraitement mécanique, le traitement des gaz brûlés, et le traitement des résidus. Habituellement, seulement des parties des systèmes de nettoyage des gaz brûlés (tuyaux, canalisations, SCR, échangeurs de chaleurs, etc.), les équipements de refroidissement et le stockage sur le long terme du mâchefer sont effectués directement à l'air libre.

Les sources les plus importantes de bruit extérieur sont :

- les camions utilisés pour le transport de déchets, de produits chimiques et de résidus
- le prétraitement mécanique des déchets, par ex. le déchiquetage, la mise en balles, etc.
- les ventilateurs aspirants, aspirants les gaz brûlés du processus d'incinération et produisant du bruit à la sortie de la cheminée
- le bruit lié au système de refroidissement (du refroidissement de l'évaporation et surtout du refroidissement à air)
- bruit des turbogénérateurs (haut niveau de bruit généralement placés dans des bâtiments insonorisés)
- purges sous pression d'urgence de la chaudière (qui nécessitent un rejet direct dans l'atmosphère pour des raisons de sécurité de la chaudière)
- les compresseurs pour l'air comprimé
- le bruit lié au transport et au traitement du mâchefer (si sur le même site)

Les système de SCR et les canalisations de gaz brûlés génèrent du bruit et sont souvent hors des bâtiments. D'autres parties de l'installation sont généralement peu importantes dans la production de bruit externe mais peuvent contribuer à une production de bruit extérieur par les bâtiments de l'usine.

1.6.4 Production et consommation d'énergie

Les incinérateurs de déchets produisent et consomment de l'énergie. Dans la grande majorité des cas, la valeur énergétique des déchets dépasse les besoins du processus. Ceci peut résulter en une exportation nette d'énergie. C'est souvent le cas avec les incinérateurs de déchets urbains en particulier.

Étant donné les quantités totales de déchets générés, et leur augmentation sur plusieurs années, l'incinération des déchets peut être vue comme une potentielle source grande d'énergie. Dans certains EM, cette source d'énergie est déjà bien exploitée. C'est particulièrement le cas où le PCCE est utilisé. Les problèmes d'énergie sont discutés plus en détail plus loin dans ce document (voir Sections 3.5 et 4.3). [64, TWGComments, 2003]

La figure 1.3 ci-dessous montre la production de chaleur et d'électricité des usines d'incinération de déchets urbains pour différent pays en 1999 :

Production d'énergie en 1999

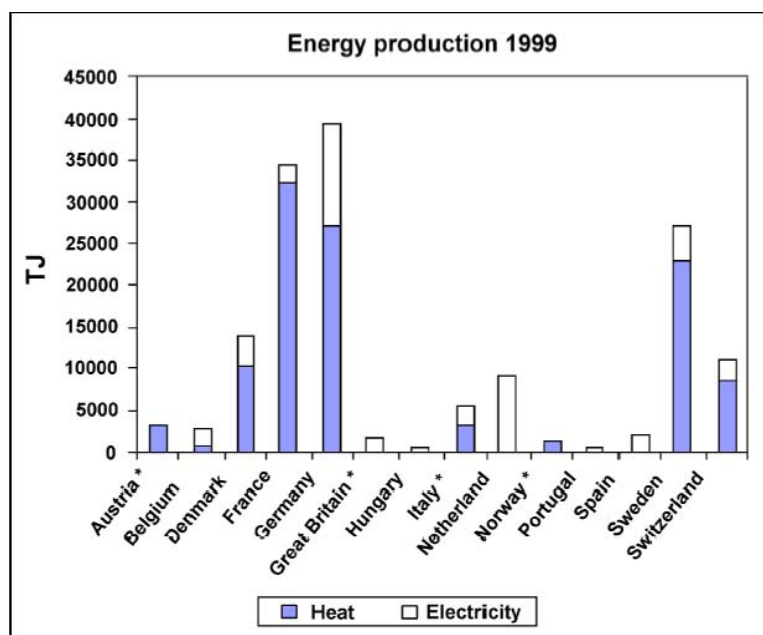


Figure 1.3: Energy production by municipal waste incinerators in Europe (1999)

Figure 1.3: Production d'énergie par les incinérateurs de déchets urbains en Europe (1999)

* signifie que les données sont incomplètes [42, ISWA, 2002]

La plupart des déchets contiennent de la biomasse (à des degrés différents). Dans ces cas-ci, l'énergie dérivée de la fraction de biomasse peut être considérée pour se substituer au carburant fossile et ainsi l'énergie recyclée de cette fraction est considérée pour contribuer à une réduction des émissions globales en dioxyde de carbone de la production d'énergie. Dans certains pays, ceci attire des subventions et des réduction d'impôts. [64, TWGComments, 2003]

Les apports en énergie vers le processus d'incinération peuvent inclure :

- déchets
- carburant de soutien, (par ex. diesel, gaz naturel):
 - pour le démarrage et l'arrêt
 - pour garder les températures nécessaires avec des déchets à faibles PCI
 - pour le réchauffage des gaz brûlés avant traitement ou rejet
- électricité importée:
 - pour les phases de démarrage et d'arrêt quand les lignes sont stoppées et pour les usines sans génération d'électricité

(Remarque : certains des apports en énergie ci-dessus contribuent à la production de vapeur/chaueur où des chaudières sont utilisées et l'énergie est donc partiellement recyclée dans le processus.)

La production d'énergie, l'autoconsommation et l'exportation peuvent comprendre :

- l'électricité
- la chaleur (sous forme de vapeur ou d'eau chaude)
- le syngaz (pour les usines à pyrolyse et gazéification qui ne brûlent pas le syngaz sur site).

Le recyclage efficace de l'énergie contenue dans les déchets est généralement considéré comme un problème clé pour l'industrie.[74, TWGComments, 2004]

1.6.5 Consommation de matériaux bruts et d'énergie par l'installation

Les usines d'incinération des déchets (selon le processus) peuvent consommer ce qui suit :

- électricité, pour le fonctionnement de l'usine de processus
- chaleur, pour les besoins de processus spécifiques
- carburants, carburant de soutien (par ex. gaz, huiles légères, houille, charbon)
- eau, traitement des gaz brûlés, opération de refroidissement et de la chaudière
- réactifs de traitement des gaz brûlés, par exemple la soude caustique, la chaux, le bicarbonate de sodium, le sulfure de sodium, le peroxyde d'hydrogène, le carbone activé, l'ammoniaque et l'urée
- réactifs de traitement de l'eau, par ex. les acides, les alcalins, tri-mercapto triazine, sulfure de sodium, etc.
- air à haute pression, pour les compresseurs [74, TWGComments, 2004]

1.7 Informations économiques

[43, Eunomia, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Les aspects économiques de l'incinération variant grandement entre les régions et les pays, pas seulement à cause des aspects techniques mais aussi selon les politiques de traitement des déchets. Une étude [43, Eunomia, 2001] de ces aspects fournie au TWG donne des informations sur la situation dans les EM de l'UE – des informations de cette études ont été incluses dans l'annexe de ce document.

Les coûts de l'incinération sont généralement affectés par les facteurs suivants :

- coûts d'acquisition du terrain
- échelle (il peut souvent y avoir des inconvénients importants pour le fonctionnement de petite échelle)
- taux d'utilisation de l'usine
- les exigences réelles pour le traitement des gaz brûlés/effluents, par exemple les valeurs limites d'émissions imposées peuvent motiver le choix de technologies particulières qui dans certaines circonstances imposent des coûts d'infrastructure et de fonctionnement supplémentaires importants.
- le traitement et l'évacuation/recyclage des résidus de cendres, par exemple le mâchefer peuvent souvent être utilisés pour la construction, dans ce cas, le coût de mise en décharge est évité. Les coûts de traitement des cendres volantes varient de manière importante, à cause des approches et des réglementation différentes appliquées concernant le besoin de traitement avant le recyclage ou l'évacuation, et la nature du site d'évacuation.
- l'efficacité du recyclage de l'énergie, et le revenu perçu pour l'énergie livrée. Le prix unitaire de l'énergie livrée, et selon que les revenus sont perçus seulement pour la chaleur ou l'électricité sont tous deux des déterminants importants des coûts nets.
- recyclage de métaux et revenus perçus
- taxes ou subventions reçues pour l'incinération et/ou imposées sur les émissions – des subventions directes et indirectes peuvent influencer les frais de porte de manière importante c'est-à-dire de l'ordre de 10 à 75%
- exigences architecturales
- développement de la zone environnante pour permettre la livraison des déchets et autres infrastructures
- exigence de disponibilité, par exemple la disponibilité peut être accrue en doublant chaque pompe mais ceci implique des coûts d'infrastructure supplémentaires
- planification et coût de construction/périodes de dépréciation, taxes et subventions, marché des capitaux financiers
- frais d'assurance
- administration, personnel, coûts des salaires

Les propriétaires et exploitants des usines d'incinération peuvent être des organes municipaux, ainsi que des compagnies privées. Des partenariats publics/privés sont aussi courants. Le coût financier d'investissement en capitaux peut varier selon la propriété.

Les usines d'incinération des déchets reçoivent des honoraires pour le traitement des déchets. Elles peuvent aussi produire et vendre de l'électricité, de la vapeur, et de la chaleur, et recycler d'autres produits, tels que les mâchefer pour l'utiliser dans les matériaux de construction, de la ferraille d'acier et de la ferraille non ferreuse pour les utiliser dans l'industrie du métal, le HCl, le sel ou le gypse. Le prix payé pour ces marchandises, et l'investissement nécessaire pour les produire, a un impact important sur le coût de fonctionnement de l'installation. Il peut également être décisif quand on considère les investissements techniques spécifiques et les conception de processus selon que la chaleur peut être vendue à un prix qui justifie

l'investissement nécessaire pour la fournir). Les prix payés pour ces marchandises varient d'un EM à un autre ou même d'un endroit à un autre.

De plus, des différences importantes se produisent à cause des variations dans les exigences sur les émissions, les coûts des salaires et les périodes de dépréciation, etc. Pour ces raisons, les frais de porte dans le Tableau 1.8 sont seulement comparables dans une certaine limite :

États membres	Frais de porte en EUR/t des usines d'incinération	
	Déchets urbains	Déchets dangereux
Belgique	56 – 130	100 – 1500
Danemark	40 – 70	100 – 1500
France	50 – 120	100 – 1500
Allemagne	100 – 350	50 – 1500
Italie	40 – 80	100 – 1000
Pays Bas	90 – 180	50 – 5000
Suède	20 – 50	50 -2500
Royaume Uni	20 – 40	Pas disponible

Tableau 1.8: Frais de porte dans les usines d'incinération des déchets solides urbains et dangereux européennes
[1, UBA, 2001]

Il est important de ne pas confondre le coût réel du frais de porte 'nécessaire' pour payer pour l'investissement et le fonctionnement, et le prix du marché qui est adopté pour traiter avec la compétition. La compétition avec des méthodes alternatives en matière de gestion des déchets (par ex. mises en décharge, production de carburant, etc. .) ainsi que les coûts d'investissement et dépenses opérationnelles ont un effet sur les frais de porte finaux aux usines d'incinération. Les prix de la compétition varient grandement d'un EM ou d'un endroit à un autre.

Le tableau 1.9 présente (sauf là où c'est mentionné) la variation des coûts d'incinération des déchets urbains dans les EM. Il faut noter que les coûts présentés dans le tableau 1.9 sont différents de ceux du tableau 1.8 ci-dessus (qui présente les données sur les *frais de porte*) :

	Coûts avant taxe ^c nets des revenus en EUR par tonne de déchets entrants	Taxe (pour une usine avec recyclage d'énergie)	Revenus de la fourniture d'énergie (EUR par kWh)	Coûts de traitement des cendres (EUR par tonne de cendres sauf spécifications spéciales)
A	326 @ 60 kt/an 159 @150 kt/an 97 @ 300 kt/an		Électricité: 0.036 Chaleur : 0.018	mâchefer: 63 Résidus des gaz brûlés 363
B	72 de moyenne	EUR 12,7/t (Flandres)	Électricité: 0.025	Pas disponible
DK	30 – 45	EUR 44/t	Électricité: 0.05	mâchefer: 34 Traitement des gaz brûlés résidus : 80
FIN	Aucun		Pour la gazéification, électricité 0,034 Chaleur 0,017	
F	86 -101 @ 37.5 kt/an 80 -90 @ 75 kt/an 67 -80 @ 150 kt/an		électricité 0.033 - 0.046 Chaleur : 0.0076 - 0.023	mâchefer: EUR 13 – 18 par tonne d'entrée

D	250 (50 kt/an et moins) ₁ 105 (200 kt/an) ₁ 65 @ 600 kt/an ₁		électricité 0.015 – 0.025	Mâchefer: 25 - 30 Résidus du contrôle de la cendre volante/pollution de l'air 100 - 250
EL	Aucun		Inconnu	Inconnu
IRL	Aucun		Inconnu	Inconnu
I	41.3 – 93 (350 kt, selon les revenus de l'énergie et le recyclage d'emballage)		Électricité: 0.14 (ancienne) 0.04 (marché) 0.05 (cert. vert)	mâchefer: 75 Résidus du contrôle de la cendre volante et de la pollution de l'air 29
L	97 (120 kt)		Électricité: 0.025 (estimé)	Mâchefer EUR 16/t de déchets entrants Résidus des gaz brûlés EUR 8/t de déchets entrants
NL	71 – 110 ₁ 70 – 134 ₁		Électricité: 0.027 - 0.04 (estimé)	
P	46 – 76 (est.)			Pas de données
E	34 – 56		Électricité: 0.036	
S	21 – 53		Électricité: 0.03 Chaleur : 0.02	
UK	69 @ 100kt/an 47 @ 100kt/an		Électricité: 0.032	Mâchefer recyclé (coût net de l'exploitant) cendre volante vers 90
Remarques : 1. Ces chiffres sont les frais de porte, pas les coûts 2. Le coût avant taxe réfère aux coûts sans aucune taxe.				

Tableau 1.9: Coûts comparatifs de l'incinération de déchets solides urbains dans différents EM [43, Eunomia, 2001, 64, TWGComments, 2003]

Le tableau suivant illustre comment les coûts d'infrastructures d'une nouvelle installation complète d'incinération de déchets solides urbains peuvent varier avec les processus de traitement des gaz brûlés et des résidus appliqués :

Type de nettoyage des gaz brûlés	Coûts d'infrastructure spécifiques (EUR/tonne de déchets entrant/an)			
	100 ktonnes/an	200 ktonnes/an	300 ktonnes/an	600 ktonnes/an
Sec	670	532	442	347
Sec et humide	745	596	501	394
Sec et humide avec le traitement des résidus	902	701	587	457

Tableau 1.10: Coûts d'infrastructure spécifiques pour une nouvelle installation d'incinération des déchets solides urbains liés à la capacité annuelle et certains types de FGT en Allemagne [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Le Tableau 1.1 présente quelques exemples de coûts d'incinération spécifique moyens (1999) pour les déchets urbains et dangereux d'usines d'incinération (toutes des usines nouvelles). Les données indiquent que les coûts spécifiques pour l'incinération dépendent fortement des coûts de financement du capital et, de ce fait, par les coûts d'investissement et la capacité de l'usine. Des changements importants de coûts peuvent avoir lieu et dépendent de la disposition, tel que la période de dépréciation, les coûts d'intérêts, etc. L'utilisation de l'usine peut aussi avoir une influence importante sur les coûts d'incinération.

structure de coût	usine d'incinération pour	
	Les déchets urbains avec une capacité de 250 ktonnes/an en EUR 10 ⁶	les déchets dangereux avec une capacité de 70 ktonnes/an en EUR 10 ⁶
Planification/accord Pièces machines Autres composants Travaux d'électricité Travaux d'infrastructure Durée de construction	3.5 70 28 18 14 7	6 32 28 20 13 7
Coûts d'investissement total	140	105
Coût de financement en capital Personnel Entretien Administration Ressources/énergie de fonctionnement Évacuation des déchets Autres	14 4 3 0.5 3 3.5 1	10 6 8 0.5 2.5 1.5 0.5
Coûts de fonctionnement total	29	12.5
Coûts d'incinération spécifique (sans revenu)	Environ EUR 115/tonne	Environ EUR 350/tonne
Remarque : Les données fournissent un exemple pour illustrer les différences entre l'incinération des déchets solides urbains et l'incinération des déchets dangereux. Les coûts de chacun et le différentiel entre eux varient.		

Tableau 1.11: Exemple d'éléments de coûts individuels comparatifs pour les usines d'incinération des déchets solides urbains et des déchets dangereux
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Prix de l'énergie:

[43, Eunomia, 2001] Les revenus sont perçus pour les ventes d'énergie. Le niveau de support par kWh pour l'électricité et/ou la génération de la chaleur varie grandement. Par exemple, en Suède et au Danemark, les frais de porte sont plus faibles, au moins en partie à cause du revenu gagné des ventes de l'énergie thermique ainsi que l'électricité. En effet, en Suède, la génération de l'électricité, n'est pas souvent mise en oeuvre face aux revenus considérables pour le recyclage de la chaleur.

Dans d'autres pays, le soutien pour la production d'électricité a encouragé la recyclage de l'électricité plutôt que le recyclage de la chaleur. Au RU, en Italie et en Espagne, parmi d'autres, ont à certaines étapes, soutenu l'incinération par des prix élevés pour l'électricité générée par les incinérateurs. Dans d'autres EM, la structure des incitations disponibles pour soutenir l'énergie renouvelable peut aussi affecter les prix concernant les traitements de déchets alternatifs et par conséquent les prix de la concurrence. Les revenus potentiels de la vente d'énergie dans les installations d'incinération de déchets constituent une incitation pour toutes les parties concernées y compris les débouchés pour l'énergie dans les phases de planification pour les équipements d'incinération. [64, TWGComments, 2003].

Revenus reçus pour le recyclage de matériaux d'emballage :

[43, Eunomia, 2001] Ceux-ci ont aussi influencé les prix relatifs. Par exemple, en Italie et au RU, les incinérateurs ont reçu des revenus associés au recyclage de matériaux d'emballage.

Il faut noter que les jugements législatifs concernant le recyclage et l'évacuation peuvent influencer si les incinérateurs peuvent légalement bénéficier de ces revenus [64, TWGComments, 2003]

Taxes sur l'incinération:

[43, Eunomia, 2001] Au Danemark, la taxe sur l'incinération est spécialement élevée. Par conséquent, bien que les coûts sous-jacents tendent à être faibles (dû essentiellement à l'échelle, et les prix reçu pour l'énergie), les coûts nets d'impôts sont du même ordre que ceux de plusieurs pays où il n'y a aucune taxe. Cette taxe ainsi que la taxe de mise en décharge furent adoptée au Danemark pour promouvoir le traitement des déchets conformément à la hiérarchie des déchets. Ceci a eu pour conséquence un transfert de la mise en décharge vers le recyclage, mais avec le pourcentage de déchets étant incinérés reste constant [64, TWGComments, 2003].

2. TECHNIQUES APPLIQUÉES

2.1 Vue d'ensemble et introduction

La structure linéaire de base d'une usine d'incinération de déchets peut inclure les opérations suivantes. Les informations décrivant ces étapes sont incluses plus loin dans ce chapitre :

- . • réception des déchets entrants
- . • stockage des déchets et matériaux bruts
- . • prétraitement des déchets (si nécessaire, sur site ou hors site)
- . • chargement des déchets dans le processus
- . • traitement thermique des déchets
- . • recyclage de l'énergie (par ex. chaudière) et conversion
- . • nettoyage des gaz brûlés
- . • gestion des résidus du nettoyage des gaz brûlés (du traitement des gaz brûlé)
- . • évacuation des gaz brûlés
- . • surveillance et contrôle des émissions
- . • contrôle et traitement des eaux usées (par ex. du drainage du site, traitement des gaz brûlés et stockage)
- . • gestion et traitement des cendres/mâchefer (générées par l'étape de combustion)
- . • enlèvement/évacuation des résidus solides.

Chacune des ces étapes est généralement adaptée en terme de conception, pour le(s) type(s) de déchets qui sont traités dans l'installation.

De nombreuses installations fonctionnent 24h/24h, presque 365/an. Des systèmes de contrôle et des programmes d'entretien jouent un rôle important pour sécuriser la disponibilité de l'usine. [74, TWGComments, 2004]

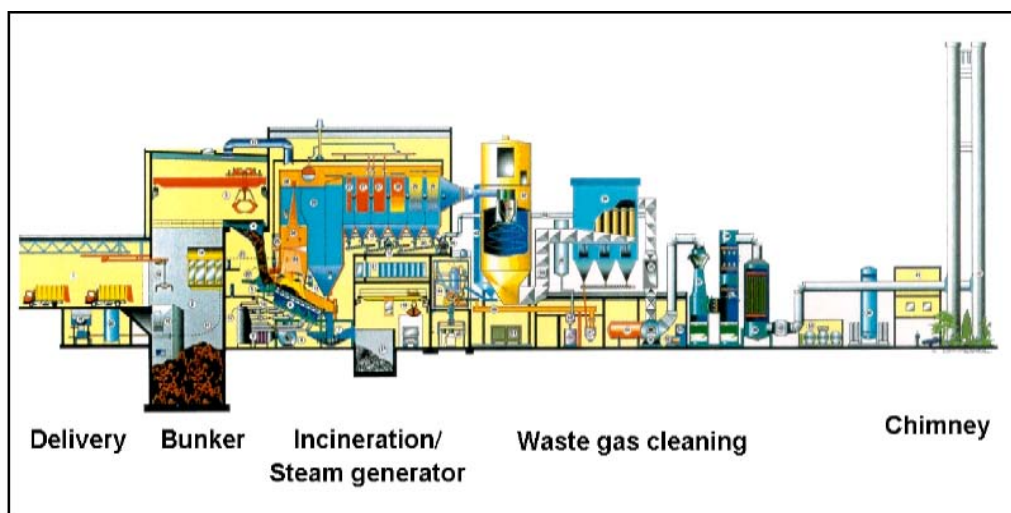


Figure 2.1: Example layout of a municipal solid waste incineration plant
[1, UBA, 2001]

Livraison	Trémie	Incinération/générateur de vapeur	Épuration d'effluent gazeux	Cheminée
-----------	--------	-----------------------------------	-----------------------------	----------

Figure 2.1: Exemple d'agencement d'une usine d'incinération de déchets solides urbains
[1, UBA, 2001]

Dans l'exemple présenté ci-dessus (Figure 2.1), le stockage des déchets entrants et les étapes de manipulation sont sur la gauche du diagramme, avant l'étape d'incinération. Le système de nettoyage des gaz brûlés est présenté sous *nettoyage des gaz des déchets*, vers la droite du four et de la chaudière. L'exemple présenté est un système de FGT humide avec plusieurs fonctionnements d'unités. D'autres installations modernes utilisent des systèmes de FGT avec moins d'unités de processus.

Bien que l'incinération soit de loin la plus largement appliquée, il y a trois principaux types de traitements thermiques des déchets pertinents pour ce BREF :

- la pyrolyse – dégradation organique de matériau organique en l'absence d'oxygène
- la gazéification – oxydation partielle
- l'incinération – pleine combustion oxydante

Les conditions de réaction pour ces traitement thermiques varient, mais peuvent être différenciées approximativement comme suit :

	Pyrolyse	Gazéification	Technologies de combustion appliquées
Température de réaction (°C)	250 – 700	500 – 1600	800 - 1450
Pression (bar)	1	1 – 45	1
Atmosphère	inerte/azote	agent de gazéification O ₂ , H ₂ O	Air
ratio de stoechiométrie	0	<1	>1
Produits des processus			
phase gazeuse :	H ₂ , CO, hydrocarbures, H ₂ O N ₂	H ₂ , CO, CO ₂ , CH ₄ , H ₂ O, N ₂	CO ₂ , H ₂ O, O ₂ , N ₂
phase solide :	cendre, coke	scorie, cendre	cendre, scorie
phase liquide :	huile et eau de pyrolyse		

Tableau 2.1: Conditions de réactions typiques et produits des processus de pyrolyse, gazéification et incinération.

Adapté du [9, VDI, 2002]

Les usines de pyrolyse et de gazéification suivent une structure de base similaire à celle des installations d'incinération de déchets, mais diffèrent de manière importante dans les détails.

Les principales différences sont les suivantes :

- **prétraitement**, peut être plus extensive pour fournir une charge d'alimentation d'un profil plus restreint. Un équipement supplémentaire est nécessaire pour manipuler/traiter/stocker le matériau rejeté
- **chargement**, une plus grande attention requise pour le scellement
- **réacteur thermique**, pour remplacer (ou en plus de) l'étape de combustion
- **manipulation du produit**, les produits gazeux et solides nécessitent manipulation, stockage et peut-être plus de traitements.
- **combustion de produit**, peut être une étape séparée et peut inclure le recyclage

d'énergie par la combustion des produits et les traitements qui suivent des gaz, de l'eau, des solides ainsi que leur gestion.

2.2 Techniques de prétraitement, de stockage et de manipulation

Les différents types de déchets qui sont incinérés peuvent nécessiter différents types d'opérations de prétraitement, de stockage et de manipulation. Cette section est organisée de telle sorte qu'elle décrit, dans l'ordre, ces opérations les plus pertinentes pour chaque type de déchets, en particulier pour :

- . • les déchets solides urbains
- . • déchets dangereux
- . • boues d'épuration
- . • déchets hospitaliers

2.2.1 Déchets Solides Urbains

2.2.1.1 Collecte et prétraitement hors de l'usine d'incinération des déchets solides urbains

Bien que ce soit au-delà de la portée immédiate de ce document BREF, il est important de reconnaître que la collecte locale et le prétraitement appliqué aux déchets solides urbains peuvent influencer la nature du matériau reçu à l'usine d'incinération. Les exigences relatives au prétraitement et autres opérations devraient donc être conformes au système de collecte en place.

Les programmes de recyclage peuvent signifier que des fractions ont été retirées. Leur effet sera à peu près comme suit :

Fraction retirée	premiers impacts sur les déchets restants
verre et métaux	<ul style="list-style-type: none"> • augmentation de la valeur calorifique • diminution en quantité des métaux recyclables dans les scories
papier, carte et plastique	<ul style="list-style-type: none"> • diminution de la valeur calorifique • possible réduction des charges de chlore si PVC courant
déchets organiques, par ex. nourriture et déchets végétaux	<ul style="list-style-type: none"> • réduction des charges humides (en particulier des pics) • augmentation de la valeur calorifique nette
déchets encombrants	<ul style="list-style-type: none"> • moins besoin d'enlèvement/de déchiquetage de tels déchets
Déchets dangereux	<ul style="list-style-type: none"> • réduction des charges de métaux dangereux • réduction d'autres substances, par ex. le Cl, Br, Hg

Tableau 2.2: Premier impact de la sélection et du traitement des déchets sur les déchets résiduels
[74, TWGComments, 2004]

Une étude évaluant l'effet de la collecte sélective des déchets ménagers restants (appelés « déchets gris ») a donné les conclusions suivantes :

- . • la collecte de verre a diminué le débit (-13%) et a augmenté le PCI (+15%) des

"déchets gris" résiduels.

- . • la collecte d'emballage et de papier a diminué le débit (-21%) et a diminué le PCI (-16%) de « déchets gris »
- . • en général, le débit et le PCI des « déchets gris » ont diminué quand l'efficacité de la collecte sélective a augmenté. L'impact maximum de la collecte sélective était de -42% pour le débit et -3% pour le PCI des « déchets gris »
- la collecte sélective a un effet sur le gris
- la qualité des déchets – elle augmente de manière importante la teneur en éléments fins, qui peut être particulièrement riche en métaux lourds (les éléments fins de 16% à 33%)
le ratio de mâchefer a diminué grâce à la collecte sélective (-3%). [74, TWGComments, 2004]

L'ampleur de l'effet de la collecte séparée et des programmes similaires sur les déchets finaux livrés à l'installation dépendent de l'efficacité des systèmes de séparation et de prétraitement employés. Ceci varie grandement. Des fractions résiduelles sont toujours enclin à rester dans les déchets livrés.

Des matériaux rejetés par les usines de recyclage, des monofractions de déchets, des déchets marchands et industriels, et quelques déchets dangereux peuvent aussi être présents dans les déchets livrés.

2.2.1.2 Prétraitement des déchets solides urbains dans l'usine d'incinération

Le mélange dans le bunker est couramment pratiqué pour mélanger les déchets solides urbains entre eux. Ceci consiste généralement à utiliser le même grappin à déchets que celui aussi utilisé pour le chargement de la trémie. Le plus souvent, le prétraitement des déchets solides urbains est limité au déchiquetage de balles pressées, de déchets encombrants, etc., bien qu'un déchiquetage plus étendu soit parfois utilisé. L'équipement suivant est utilisé :

- . • des cisailles
- . • déchiqueteuse
- . • broyeurs
- . • cisailles à rotor.

Pour des raisons de sécurité incendie, les aménagements suivants peuvent être employés :

- . • séparation des zones de vidange pour le stockage dans le bunker
- . • séparation des équipements hydrauliques (alimentation en carburant, équipement de pompage et d'alimentation) des outils de coupe
- . • dispositifs de collecte pour l'huile
- . • décompression dans les foyers pour réduire les dommages liés aux explosions

Il est généralement nécessaire de prétraiter (c-à-d écraser) les déchets encombrants quand leur taille est plus grande que celle de l'équipement d'alimentation du four. Le prétraitement est aussi utilisé pour l'homogénéisation des déchets pour qu'ils aient des caractéristiques de combustion plus constantes (par ex. pour des déchets à PCI élevé). Ceci peut être réalisé par le mélange, l'écrasement ou le déchiquetage des déchets.

Le prétraitement supplémentaire des déchets est inhabituel pour les usines à four à grille, mais peut être essentiel pour d'autres conceptions de four.

2.2.1.3 Livraison et stockage des déchets

2.2.1.3.1 Contrôle des déchets

La zone de livraison des déchets est l'endroit où les camions de livraison, les trains, ou les containers arrivent pour déverser les déchets dans le bunker, généralement après un contrôle visuel et la pesée. Le déversement se fait par des ouvertures entre la zone de livraison et le bunker. Des dispositifs de basculement ou de glissement peuvent être utilisés pour aider le transfert des déchets dans le bunker. Les ouvertures peuvent être verrouillées, et servent alors aussi de clapets à odeur, ainsi que de dispositifs de protection contre les incendies et de glissière de sécurité. La clôture de la zone de réception peut être un moyen efficace d'éviter les problèmes d'odeur, de bruit et d'émissions des déchets.

2.2.1.3.2 Bunker

Le bunker est généralement une fosse en béton étanche. Les déchets sont empilés et mélangés dans le bunker en utilisant des grues équipées de grappins. Le mélange des déchets aide à réaliser une valeur de chaleur, taille, structure, composition, etc. équilibrées du matériau déversé dans les trémies remplissant l'incinérateur.

Un équipement de protection incendie est utilisé dans l'aire du bunker et dans le système d'alimentation. Par exemple :

- . • câblage résistant au feu pour les grues
- . • conception de sécurité pour les cabines des grues
- . • détecteurs de feu
- . • pulvérisateurs automatiques de canon de canon à eau, avec ou sans mousse

Les cabines de grue sont conçues de sorte que l'opérateur de la grue ait une bonne supervision de tout le bunker. La cabine a son propre système de ventilation, indépendant du bunker.

Pour éviter le développement excessif de poussières et la formation de gaz (par ex. le méthane) des processus de fermentation, ainsi que l'accumulation d'émissions d'odeurs et de poussières, l'incinération d'air primaire pour les usines à four est souvent extraite de la zone du bunker. Selon la valeur calorifique des déchets ainsi que la disposition et la conception de l'usine, on préfère souvent envoyer l'air du bunker soit vers l'air primaire, soit vers l'air secondaire. [74, TWGComments, 2004]

Le bunker a généralement une capacité de stockage de plusieurs jours (généralement 3-5 jours) de débit de fonctionnement de l'usine. Ceci dépend fortement des facteurs locaux et de la nature spécifique des déchets.

Des dispositifs supplémentaires de sécurité peuvent être mis en œuvre tels que : une colonne sèche au niveau de la trémie des déchets, des buses de mousse au-dessus de la trémie des déchets, une protection incendie pour le groupe hydraulique, des murs résistants au feu entre le bunker et le hall du four, des murs résistants au feu entre le hall du four et la salle de contrôle, des rideaux d'eau sur les vitres entre la salle de contrôle et le four, une extraction de la fumée et du feu (5-10% de la surface du toit) etc. [74, TWGComments, 2004]

2.2.2 Déchets dangereux

2.2.2.1 Brève description du secteur

Le secteur de l'incinération des déchets dangereux comprend deux grands sous-secteurs :

- usines d'incinération marchandes
- usines d'incinération dédiées

Les différences principales entre celles-ci sont résumées dans le tableau ci-dessous :

Critères	Usines marchandes	Usines dédiées
Propriétaire	entreprises privées, municipales ou partenariat	Généralement des entreprises privées (utilisées pour leurs propres déchets)
Caractéristiques des déchets traités	<ul style="list-style-type: none"> • très large éventail de déchets • la connaissance de la composition exacte des déchets peut être limitée dans certains cas 	<ul style="list-style-type: none"> • large éventail de déchets • souvent seulement les déchets générés dans une société ou par un processus • la connaissance de la composition des déchets est généralement très grande.
Technologies de combustion appliquées	<ul style="list-style-type: none"> • surtout des fours rotatifs • quelques technologies dédiées pour des déchets dédiés ou à spécification restreintes 	<ul style="list-style-type: none"> • fours rotatif plus • une grande variété de techniques spécifiques pour des déchets dédiés ou à spécification restreinte
Considération opérationnelles et de conception	<ul style="list-style-type: none"> • Flexibilité et large éventail de performance requis pour assurer un bon contrôle de processus 	<ul style="list-style-type: none"> • Le processus peut être conçu plus précisément pour une spécification d'alimentation plus restrictive dans certains cas.
Traitement des gaz brûlés	<ul style="list-style-type: none"> • épuration humide souvent appliquée pour donner de la flexibilité de performance, ainsi que • un éventail de techniques de FGT appliqué en combinaison 	<ul style="list-style-type: none"> • épuration humide souvent appliquée pour donner de la flexibilité de performance, ainsi que • un éventail de techniques de FGT appliqué en combinaison
Considérations de coût/marché	<ul style="list-style-type: none"> • les opérateurs se font généralement concurrence dans un marché (mondial) ouvert pour les affaires • quelques usines bénéficient de politiques nationales/régionales concernant la destination des déchets générés dans ce pays/cette région. • Le déplacement 	<ul style="list-style-type: none"> • compétition plus limitée ou dans certains cas non existante • coûts d'évacuation des déchets plus élevés tolérés par les utilisateurs dans certains cas par une politique de producteurs de déchets sur l'évacuation interne.

	des déchets dangereux au sein de l'UE est contrôlé par les Réglementations de Transport Transfrontaliers, qui limitent l'étendue du marché global ouvert.	
--	---	--

Tableau 2.3: Résumé des différences entre les opérateurs sur le marché de l'incinération de déchets dangereux discussions avec le TWG

[EURITS, 2002 #41]. La capacité individuelle d'incinération des fours rotatifs utilisés dans le secteur marchand varie de 30 000 à 100 000 tonnes par an. La capacité de masse pour une conception individuelle varie considérablement avec la valeur calorifique moyenne des déchets, le principal facteur étant la capacité thermique.

Les sections suivantes traitent surtout de la livraison, du stockage et du prétraitement des déchets dangereux pour le secteur marchand.

2.2.2.2 Acceptation des déchets

Dû à la très grande variété de déchets rencontrés, leur grande dangerosité potentielle, et les grandes incertitudes quant à la connaissance précise de la composition des déchets, un effort important est nécessaire pour évaluer, caractériser et tracer les déchets entrants dans tout le processus. Les systèmes adoptés doivent fournir une piste d'audit Claire qui permette de tracer tout incident à leur source. Ceci permet ensuite d'adapter des procédures pour prévenir tout incident.

Les procédures exactes nécessaires pour l'acceptation des déchets et le stockage dépendent des caractéristiques chimiques et physiques des déchets.

Identification et analyse des déchets:

[1, UBA, 2001] Pour chaque type de déchet dangereux, une déclaration de la nature des déchets effectuée par le producteur de déchets est soumise de sorte que le responsable des déchets puisse alors décider si le traitement de chaque type de déchets spécifiques est possible. Cette déclaration peut contenir:

- . • des données sur le producteur de déchets et les personnes responsables
- . • des données sur le code des déchets et autres désignations pour les déchets
- . • des données sur l'origine des déchets
- . • des données analytiques sur les matériaux toxiques particuliers
- . • des caractéristiques générales, y compris les paramètres de combustion, tels que: Cl, S, valeur calorifique,
- . • teneur en eau, etc.
- . • signature légale
- . • données supplémentaires sur demande de l'usine acceptante.

Quelques types de déchets nécessitent des mesures supplémentaires. Des déchets homogènes de production spécifique peuvent souvent être décrits convenablement dans les grandes lignes. Des mesures supplémentaires sont généralement nécessaires pour les déchets de composition moins bien connue (par ex. les déchets des décharges à ordures ou des collectes de déchets ménagers dangereux), y compris pour l'investigation de chaque container de déchets particuliers.

Quand la composition des déchets ne peut pas être décrite en détail (par ex. les petites quantités de pesticides ou de produits chimiques de laboratoire), la société de gestion des déchets peut s'accorder avec le producteur de déchets sur des emballages spécifiques, assurant que les déchets ne réagiront pas pendant le transport, lorsqu'ils sont admis pour leur incinération, ou

dans les containers. Par exemple, des risques peuvent venir de :

- . • déchets contenant des phosphures
- . • déchets contenant des isocyanates
- . • déchets contenant des métaux alcalins (par ex., ou autres métaux réactifs)
- . • cyanure avec des acides
- . • déchets formant des gaz acides lors de la combustion
- . • déchets contenant du mercure [74, TWGComments, 2004]

Les déchets livrés subissent généralement des contrôles d'admission spécifiques, où la déclaration précédemment reçue du producteur de déchets fournit un point de départ. Après comparaison par inspection visuel et analytique avec les données contenues dans la déclaration, les déchets sont soit acceptés, envoyés vers l'aire de stockage appropriée, ou rejetés dans le cas de déviations importantes.

2.2.2.3 Stockage

Les principes généraux de stockage sont décrits dans le BREF sur les émissions du stockage. Cependant, cette section sert à présenter quelques problèmes qui sont spécifiques aux déchets dangereux de l'industrie.

En général, le stockage des déchets exige, en plus, de prendre en compte la nature inconnue et la composition des déchets, puisque ceci génère des risques et des incertitudes supplémentaires. Dans bien des cas, cette incertitude signifie que des systèmes de stockage à spécification plus strictes sont appliqués aux déchets que pour les matériaux bruts bien caractérisés.

Une pratique courante est d'assurer, autant que possible, que les déchets dangereux sont stockés dans les mêmes containers (fûts) qui sont utilisés pour le transport, évitant ainsi le besoin de plus de manipulation et de transfert. Une bonne communication entre le producteur de déchets et le gestionnaire des déchets aide à assurer que les déchets sont stockés, transférés, etc., pour que les risques tout le long de la chaîne sont bien gérés. Aussi, il est important que seuls les déchets bien caractérisés et compatibles soient stockés dans des réservoirs ou bunkers.

Pour l'incinération des déchets dangereux, les dispositions de stockage pour certaines substances peuvent devoir être conformes aux exigences du COMAH/(Sevco II), ainsi que les MTD décrites dans le BREF relatif au stockage. Il peut y avoir des circonstances où les mesures *essentiels* de prévention/réduction *des accidents et des risques* peuvent être prioritaires.

[EURITS, 2002 #41] Une évaluation appropriée des déchets est un élément essentiel dans le choix des options de stockage et de chargement. Quelques problèmes à noter:

- . • pour le stockage des **déchets dangereux solides**, de nombreux incinérateurs sont équipés d'un bunker (500 à 2000 m³) d'où les déchets sont alimentés dans l'installation par des grues ou des trémies d'alimentation.
- . • **les déchets dangereux solides et les boues**, ceux-ci sont généralement stockés dans un parc de stockage. Certains réservoirs ont un stockage sous atmosphère inerte (par ex. N₂). Les déchets liquides sont pompés via des canalisations vers les brûleurs et introduits dans le four rotatif et/ou la chambre de post combustion. Les boues peuvent être alimentées dans le four rotatif en utilisant des pompes spéciales "matières visqueuses"
- . • certains incinérateurs sont capables d'alimenter certaines substances, tels que des liquides toxiques, odorants, réactifs et corrosifs au moyen d'un dispositif à **injection directe**, directement du container de transport soit dans le four soit dans la chambre de post combustion
- . • Presque la moitié des incinérateurs marchands en Europe sont équipés de convoyeurs et d'élévateurs pour transporter et introduire les fûts et/ou de petits lots (par ex. lots

de laboratoires) directement dans le four rotatif. Ceux-ci peuvent être réalisés via des systèmes de sas à air, et peuvent utiliser des systèmes inertes d'inondation de gaz

2.2.2.3.1 Stockage des déchets solides dangereux

[1, UBA, 2001] Les déchets dangereux solides et pâteux impossible à pompés qui n'ont pas été dégazés et qui sont non odorants, sont temporairement stockés dans des bunkers. Les aires de stockage et de mélange peuvent être séparées dans le bunker. Ceci peut être réalisé par plusieurs segments de conception. Les grues alimentent tant des produits de déchets solides que pâteux. Le bunker doit être conçu de telle sorte que les émissions dans le sol puissent être évitées.

Le stockage du bunker et container doit être fermé à moins qu'il existe des raisons sanitaires et de sécurité (danger d'explosion et d'incendie). L'air dans le bunker est généralement retiré et utilisé comme air d'incinération. Pour l'anticipation des incendies, des écrans de contrôles tels que des caméras de détection de chaleur sont utilisés, en plus de la surveillance continue par le personnel (salle de contrôle, opérateur de la grue).

2.2.2.3.2 Stockage des déchets solides dangereux pouvant être pompés

[1, UBA, 2001] De plus grandes quantités de déchets pâteux fluides et pouvant être pompés sont temporairement stockés dans des réservoirs qui doivent être disponibles en nombre et en taille suffisants pour accueillir des liquides réactifs séparément (danger d'explosion, polymérisation).

Les réservoirs, canalisations, vannes et joints doivent être adaptés aux caractéristiques des déchets en termes de construction, de sélection de matériaux et de conception. Ils doivent être suffisamment résistants à la corrosion, et offrir l'option de nettoyage et de prélèvement. Les réservoirs plats sont généralement uniquement déployés pour les charges importantes.

Il peut être nécessaire d'homogénéiser le contenu du réservoir avec des agitateurs mécaniques et hydrauliques. Selon les caractéristiques des déchets, les réservoirs doivent être chauffés indirectement et isolés. Les réservoirs sont installés dans des puisards qui doivent être conçus pour le matériau stockés, dans des volumes choisis pour qu'ils puissent retenir les déchets liquide dans le cas de fuites.

2.2.2.3.3 Stockage des conteneurs et de conteneurs citernes

[1, UBA, 2001] Pour des raisons de sécurité, les déchets dangereux sont le plus souvent accumulés dans des conteneurs spéciaux. Ces conteneurs sont alors livrés à l'usine d'incinération. Les liquides divers sont aussi livrés.

Les conteneurs livrés peuvent être stockés ou le contenu peut être transféré. Dans certains cas, selon l'évaluation du risque, les déchets peuvent être directement injectés via une canalisation dans le four. Des lignes de transfert chauffées peuvent être utilisées pour uniquement des déchets liquides à plus hautes températures.

Les aires de stockage pour les conteneurs et les conteneurs citerne sont généralement situés dehors, avec ou sans toit. Le drainage de ces zones est généralement contrôlé, car il y a des risques de contamination.

2.2.2.4 Alimentation et prétraitement

À cause de la grande variété des spécifications chimiques et physiques de certains déchets dangereux, il peut y avoir des difficultés pour du processus d'incinération. Un certain niveau de

mélange combiné des déchets ou de prétraitement est donc souvent réalisé afin d'obtenir des charges plus régulières.

[2, infomil, 2002] Il est aussi nécessaire de développer des critères d'acceptation pour chaque installation. Une telle recette décrira l'éventail des concentrations dans telle combustion clé et les caractéristiques chimiques des déchets devraient être maintenues, de manière à s'assurer que le processus s'effectue tel que prévu, pour empêcher de dépasser la capacité du processus, et donc, de se conformer aux exigences opérationnelles et environnementales (par ex. les conditions du permis).

Les facteurs qui établissent de telles valeurs comprennent :

- . • La capacité de la technologie de nettoyage des gaz brûlés pour les polluants individuels (par ex. les débits des épurateurs, etc.)
- . • l'existence ou l'absence de technique particulière de nettoyage des gaz brûlés
- . • les valeurs limites d'émissions requises
- . • taux de débit de chaleur de four
- . • conception du mécanisme d'alimentation des déchets et caractéristiques physiques adaptées des déchets reçus.

[EURITS, 2002 #41] Certains incinérateurs ont des **installations d'homogénéisation dédiées et intégrées** pour le prétraitement des déchets. Elles comprennent:

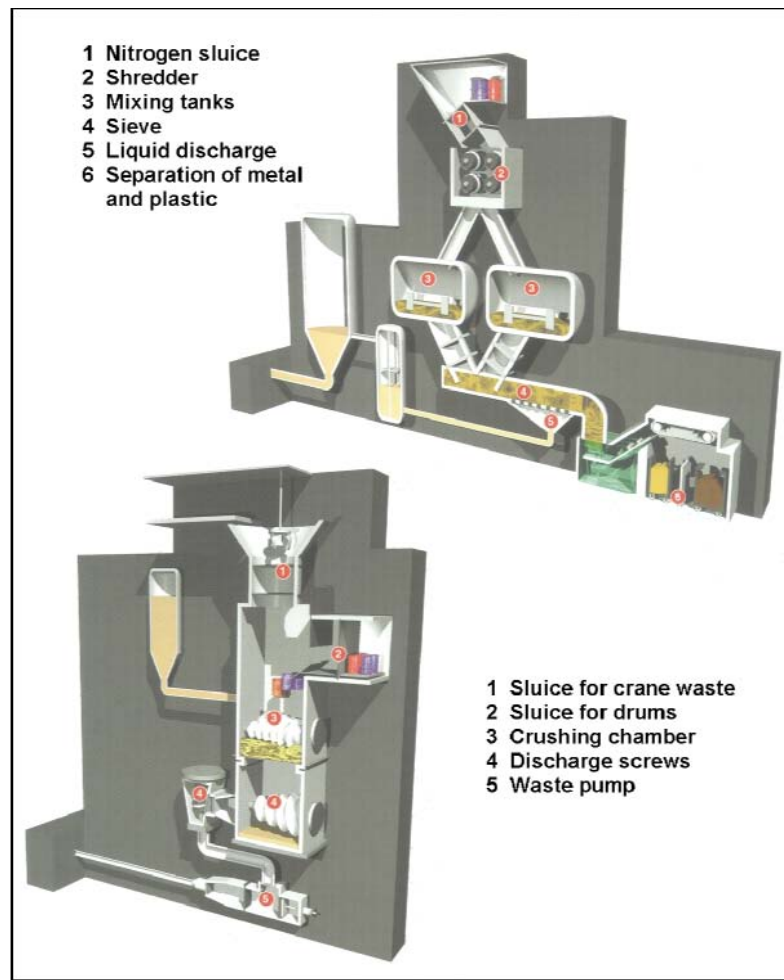
- . • une déchiqueteuse pour les déchets solides (par ex. lots contaminés) [74, TWGComments, 2004]
- . • une déchiqueteuse dédiée exclusivement aux fûts. Selon l'installation, les fûts contenant des déchets solides et/ou liquides peuvent être traités. Les résidus déchiquetés sont alors alimentés via le bunker et/ou les réservoirs
- . • une déchiqueteuse combinée avec un dispositif de mélange mécanique. Ceci résulte en une fraction homogénéisée qui est pompée directement dans le four au moyen d'une pompe de matière épaisse. Certaines déchiqueteuses peuvent traiter les fûts et/ou les déchets solides dans des lots allant jusqu'à une tonne.

Selon la composition et les caractéristiques individuelles des déchets de l'usine d'incinération, jumelées avec la disponibilité des autres moyens de traitement pour tous les déchets produits, d'autres prétraitements peuvent aussi être réalisés. Par exemple [1, UBA, 2001]:

- . • la neutralisation (pour l'acceptation des déchets, les valeurs pH de 4 à 12 sont normales)
- . • drainage des boues
- . • solidification des boues avec des agents liants

La figure suivante montre un exemple de quelques systèmes de prétraitement de déchets dangereux utilisés dans certains incinérateurs de déchets dangereux marchands :

1. Vanne d'azote
2. déchiqueteuse
3. réservoirs de mélange
4. Tamis
5. évacuation des liquides
6. séparation du métal et du plastique



1. Vanne pour déchets de la grue
2. Vanne pour fûts
3. Chambre de broyage
4. Vis d'évacuation
5. Pompe de déchet

Figure 2.2: Exemple de certains systèmes de prétraitement de déchets dangereux utilisés dans certains incinérateurs de déchets dangereux marchands (25, Kommunikemi, 2002)

2.2.3 Boue d'épuration

2.2.3.1 Composition des boues d'épuration

La composition des boues d'épuration varie selon plusieurs facteurs, y compris :

- les connections des systèmes, par exemple les apports industriels peuvent faire augmenter les charges en métaux lourds
- les emplacements côtiers, par exemple pour l'inclusion d'eau salée
- les traitements effectués lors des travaux de traitements, par exemple uniquement le tri brut, la digestion anaérobie des boues, la digestion aérobie des boues, l'ajout de produits chimiques de traitement
- intempéries/période de l'année, par exemple les précipitations peuvent diluer les boues.

La composition des boues d'épuration varie fortement. Les valeurs de composition typique pour les boues d'épuration urbaines et industrielles asséchées sont listées ci-dessous :

composant	boues d'épuration urbaines	boues d'épuration industrielles
solides secs (%)	10 – 45	-
matériaux organiques (% de solides secs)	45 – 85	-
métaux lourds (mg/kg m.s.)	-	-
Cr	20 – 77	170
Cu	200 – 600	1800
Pb	100 – 700	40
Ni	15 – 50	170
Sb	1 – 5	<10
Zn	500 – 1500	280
As	5 – 20	<10
Hg	0.5 – 4.6	1
Cd	1 – 5	<1
Mo	4 – 20	-

Tableau 2.4: Composition moyenne de boues d'épuration urbaines asséchées après assèchement [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Des facteurs particulièrement importants à prendre en compte lors de l'incinération des boues d'épuration sont:

- la teneur en solides secs (typiquement ceci varie de 10% jusqu'à 45% - ceci peut avoir un impact majeur sur le processus d'incinération)
- si les boues sont digérées ou pas
- la chaux, le calcaire et autres teneurs de conditions des boues
- La composition des boues comme boues primaires, secondaires, bio, etc.
- Des problèmes d'odeur, spécialement lors de l'alimentation des boues dans le stockage. [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

2.2.3.2 Prétraitement des boues d'épuration

2.2.3.2.1 Assèchement physique

[1, UBA, 2001, 64, TWGComments, 2003] Le drainage mécanique avant incinération réduit le volume de la mixture des boues, par la diminution de la teneur en eau. Une augmentation de la valeur thermique est associée à ce processus. Ceci permet une incinération indépendante et économique. Le succès du drainage mécanique dépend des machines choisies, les conditionnements réalisés et le type et la composition des boues.

Par le drainage mécanique des boues d'épuration dans les décanteurs, centrifuges, filtre presse à courroies et filtres presse à chambre, un niveau de solides secs entre 10 et 45% peut être atteint.

Souvent les boues sont conditionnées avant le drainage mécanique pour améliorer leur drainage. Ceci est réalisé avec l'aide d'additifs qui contiennent des matériaux de construction en flocons. Il est nécessaire de différencier les substances de flocages non organiques (sels de fer et aluminium, chaux, charbon, etc.) des substances de flocage organiques (polymères organiques). Les substances non organiques agissent non seulement comme des substances de flocage mais aussi de construction, c'est-à-dire qu'elles augmentent la teneur non organique de manière significative, et par conséquent la proportion non brûlée des boues (cendres) drainées. Pour cette raison, la plupart des substances de conditionnement organiques est utilisées dans le traitement des boues d'épuration.

2.2.3.2.2. Séchage

[1, UBA, 2001, 64, TWGComments, 2003] souvent une substance qui a été séchée par drainage mécanique est toujours insuffisamment sèche pour une incinération auto thermique. Dans ce cas, une centrale à séchage thermique peut être utilisée pour plus de séchage avant le four d'incinération. Dans ce cas, les boues d'incinération sont davantage réduites en volume et la valeur thermique augmente davantage.

Le séchage/assèchement des boues d'épuration est effectué dans des centrales d'assèchement séparées ou connectées. Les centrales de séchage suivantes sont utilisées :

- . • séchoir à disque
- . • séchoir à fûts
- . • séchoir de bains fluidisés
- . • séchoir à courroies
- . • séchoir à film fin/séchoir à disques
- . • séchoir à air froid
- . • séchoir à film fin
- . • séchoir centrifuge
- . • séchoir solaire
- . • combinaison de différents types.

Les processus de séchage peuvent être divisés, en principe, en deux groupes:

- . • séchage partiel, jusqu'à environ 60-80% m.s.
- . • séchage complet, jusqu'à environ 80-90% m.s. [74, TWGComments, 2004]

Une alternative au séchage externe est le séchage *in situ* des boues par incinération avec des déchets à plus fortes valeurs calorifiques. Dans de tels cas, l'eau des boues d'épuration asséchées aide à empêcher les pics possibles de hautes température qui peuvent être observés si des déchets à forte valeur calorifique étaient incinérés seuls.

Pour l'incinération thermique automatique dans des centrales d'incinération de boues de mono épuration, le drainage des eaux usées brutes jusqu'à une teneur en substances sèches et 35 pourcent est généralement suffisant. Ceci peut être réalisé par l'assèchement mécanique et peut ne pas nécessiter de séchage thermique.

La teneur en substances sèches nécessaire pour l'incinération thermique dans une installation donnée dépendra de la composition des boues (teneur en énergie des solides secs, largement liée à la teneur en matériau organique). Ceci est influencé par la nature des boues, mais aussi par le prétraitement appliqué, par exemple par la digestion des boues, ou par l'utilisation de conditionneurs de boues organiques ou non organique.

Pour l'incinération simultanée des boues d'incinération avec d'autres flux de déchets dans les usines d'incinération de déchets urbains (typiquement avec un ratio de mélange de boues d'épuration drainées aux déchets urbains de 10% maxi. du poids des boues d'épuration drainée, c'est-à-dire de 20-30%), un séchage supplémentaire des boues peut être nécessaire. [74, TWGComments, 2004]

La chaleur nécessaire pour le processus de séchage est généralement extraite du processus d'incinération. Dans quelques processus de séchage, les boues d'épuration qui seront séchées entrent en contact direct avec le transporteur de chaleur, par exemple dans les *séchoirs à convection ou séchoirs directs* (par ex., les séchoirs à doubles voûtes, les séchoirs à bain). Lors du processus de séchage, de la vapeur est produite ; elle est un mélange de vapeur d'eau, d'air, et de dégagement de gaz des boues ; et des gaz chauds sont produits lors du processus de

séchage direct. Le mélange de vapeur et de gaz doit être nettoyé. Généralement, la vapeur du processus de séchage est injectée dans le four. Les séchoirs directs peuvent être utilisés dans un système indirect par recyclage des vapeurs d'évaporation. Ce système a des avantages clairs et est souvent utilisé (mais rarement ou pas combiné avec l'incinération des boues).

Dans des systèmes de séchage indirects (par ex. séchoirs à spirales, à disques, à film fin), la chaleur est injectée via des générateurs ou des centrales à huile thermiques et le fluide de chauffage n'est pas en contact avec les boues. Le transfert de chaleur se produit entre le mur et les boues.

Les séchoirs à contact réalisent généralement un niveau de solides secs de 35 à 45 %. L'eau évaporée produite par le processus de séchage est uniquement contaminée par les fuites d'air et les petites quantités de gaz volatiles. Le flux peut être condensé presque complètement de la vapeur et les gaz inertes restant peuvent être désodorisés dans le foyer de chaudière. Le traitement du condensât peut être compliqué à cause de la présence de NH_4OH , COT, etc.

2.2.3.2.3 Digestion des boues

La digestion des boues diminue la teneur en matériaux organiques dans les boues et produit du biogaz (au moins dans le cas de digestion anaérobie). Les boues digérées peuvent généralement être asséchées plus facilement que les boues non digérées, permettant donc une teneur légèrement plus élevée de solides secs après assèchement mécanique. [64, TWGComments, 2003]

2.2.4 Déchets hospitaliers

2.2.4.1 Nature et composition des déchets hospitaliers

Une attention spéciale est requise lorsqu'on s'occupe de déchets hospitaliers pour gérer les risques spécifiques de ces déchets (par ex. la contamination infectieuse, aiguilles, etc.), les normes esthétiques (résidus d'opérations etc.) et leur comportement à l'incinération (valeur calorifique et teneur en humidité très variables).

Des déchets hospitaliers spécifiques contiennent souvent des matériaux avec des PCI très élevés (plastiques, etc.), mais aussi des résidus avec des teneurs en eau très élevées (par ex. sang, etc.). Les déchets hospitaliers exigent alors généralement de longues durées d'incinération pour s'assurer un brûlage parfait des déchets et une bonne qualité de résidus.

De même que pour les déchets dangereux, la composition des déchets hospitaliers varie grandement. Les déchets hospitaliers peuvent comprendre (dans des proportions variées):

- . • des agents infectieux
- . • des habits/chiffons et des serpillières contaminées
- . • des substances pharmaceutiques
- . • des matériaux pointus, par ex. des aiguilles hypodermiques
- . • des déchets vétérinaires
- . • des parties de corps
- . • de l'équipement médical usagé
- . • des matériaux d'emballage
- . • des déchets de laboratoires
- . • des matériaux radioactifs contaminés

Dans certains cas une distinction est faite entre les itinéraires d'incinération pour les déchets pathologiques (déchets potentiellement infectieux) et les déchets non pathologiques. Le traitement des déchets pathologiques est parfois restreint aux incinérateurs dédiés, alors que les

déchets non pathologiques sont, dans certains cas, incinérés avec d'autres déchets dans des incinérateurs non dédiés par exemple les incinérateurs de déchets solides urbains.

2.2.4.2 Manipulation, prétraitement et stockage des déchets hospitaliers

Les risques associés à la manipulation des déchets hospitaliers peut généralement être réduit en limitant le contact avec les déchets et en assurant un bon stockage, par ex. par l'utilisation de :

- . • conteneurs dédiés et la fourniture d'équipement de lavage/désinfection
 - . • des conteneurs scellés et robustes, par exemple pour les matériaux dangereux pointus et biologiques
 - . • des systèmes automatiques de chargement du four, par exemple des élévateurs de poubelles dédiés
 - . • des aires de stockage ségréguées et de transfert (spécialement où l'on pratique de la co-incinération avec d'autres déchets)
 - un stockage réfrigéré ou congelé, si nécessaire
- Le prétraitement peut être réalisé en utilisant:
- . • la désinfection à la vapeur, par exemple à température et à pression élevées
 - . • en les faisant bouillir avec de l'eau.

Chacune de ces solutions peuvent permettre aux déchets d'être suffisamment stérilisés pour permettre sa manipulation ultérieure d'une manière similaire à celle des déchets urbains. Les zones de travail et de stockage sont généralement conçues pour faciliter la désinfection.

Un équipement approprié au nettoyage et à la désinfection est généralement installé pour le nettoyage de conteneurs consignés. Les déchets solides une fois désinfectés sont collectés pour élimination. Les eaux usées une fois désinfectées sont collectées, et sont ensuite recyclées dans le processus d'incinération (par ex. dans le FGT ou avec les déchets entrants) ou traitées et évacuées. [74, TWGComments, 2004]

Le prétraitement peut être appliqué pour améliorer l'homogénéité des déchets, tels que le déchiquetage ou la macération, bien que les aspects de sécurité demandent une grande attention pour certains déchets hospitaliers.

Les déchets hospitaliers sont aussi incinérés dans des usines d'incinération de déchets dangereux et des usines d'autres déchets avec d'autres types de déchets. Si l'incinération ne s'effectue pas de suite, les déchets doivent être stockés temporairement. Dans certains cas, lorsqu'il faut que les déchets hospitaliers soient stockés pour plus de 48 heures, les déchets sont conservés dans des zones de stockage refroidies à une température maximum restreinte 5 par ex. +10°C).

2.3 L'étape de traitement thermique

Différents types de traitements thermiques sont appliqués aux différents types de déchets, cependant tous les traitements thermiques ne sont pas appropriés à tous les déchets. Ce chapitre et le tableau 2.5 revoient les concepts et applications derrière les technologies les plus courantes, en particulier.

- . • incinérateurs à grilles
- . • fours rotatifs
- . • bains fluidisés
- . • systèmes de pyrolyse et gazéification

Ainsi que d'autres technologies plus spécifiques.
[EGTEI, 2002 #6]

Les déchets solides urbains – peuvent être incinérés dans plusieurs systèmes de combustion y compris les grilles passantes, fours rotatifs, et bains fluidisés. La technologie à bains fluidisés exige que les déchets solides urbains soient d'une certaine taille de particule – ceci requiert généralement un certain degré de prétraitement et/ou la collecte sélective des déchets.

Incinération des boues d'épuration – ceci se produit dans les incinérateurs à fours rotatifs, à foyers multiples, ou à bains fluidisés. La co-combustion des systèmes à allumage à grilles, les usines de combustions à charbon et les processus industriels sont aussi appliqués. Les boues d'épuration ont souvent une teneur en eau élevée et de ce fait nécessite généralement un séchage, ou l'ajout de carburants supplémentaires pour assurer une combustion stable et efficace.

L'incinération des déchets dangereux et médicaux – les fours rotatifs sont plus couramment utilisés, mais les incinérateurs à grilles (y compris le co-brûlage avec d'autres déchets) sont aussi parfois appliqués aux déchets solides, et les incinérateurs à bains fluidisés aux matériaux prétraités. Les fours statiques sont aussi largement appliqués aux équipements d'usines chimiques.

D'autres processus ont été développés qui sont basés sur le découplage des phases qui se produisent aussi dans un incinérateur : séchage, volatilisation, pyrolyse, carbonisation et oxydation des déchets. La gazéification utilisant des agents gazéifiants tels que, la vapeur, l'air, les oxydes de carbone ou l'oxygène est aussi appliquée. Ces processus tendent à réduire les volumes de gaz brûlés et les coûts de traitement des gaz brûlés associés. Certains de ces développements répondaient à des problèmes techniques et économiques lorsqu'ils étaient dimensionnés sur des tailles commerciales, industrielles, et ne sont plus alors poursuivis. Certains sont utilisés sur une base commerciale (par ex. au Japon) et d'autres sont en cours de test dans des usines de démonstration au travers l'Europe, mais n'ont qu'une faible part de la capacité globale de traitement comparée à l'incinération.

Technique	déchets urbains non traités	Déchets solides urbains et CTD prétraités	Déchets dangereux	Boues d'épuration	Déchets hospitaliers
Grille – va-et-vient	largement appliqué	largement appliqué	pas normalement appliquée	pas normalement appliquée	appliqué
Grille - roulante	appliqué	appliqué	rarement appliquée	pas normalement appliquée	appliqué
Grille - basculante	appliqué	appliqué	rarement appliquée	pas normalement appliquée	appliqué
Grille – à rouleau	appliqué	largement appliqué	rarement appliquée	pas normalement appliquée	appliqué
Grille – refroidie à air	appliqué	appliqué	rarement appliquée	pas normalement appliquée	appliqué
grille plus four rotatif	appliqué	pas normalement appliquée	rarement appliquée	pas normalement appliquée	appliqué
Four Rotatif	pas normalement appliquée	appliqué	largement appliqué	appliqué	largement appliqué

four rotatif – refroidi à air	pas normalement appliquée	appliqué	appliquée	appliqué	appliquée
Foyer statique	pas normalement appliquée	pas normalement appliquée	appliqué	pas normalement appliquée	largement appliqué
four statique	pas normalement appliquée	pas normalement appliquée	largement appliqué	pas normalement appliquée	appliqué
Bain de fluides - bouillonnement	rarement appliquée	appliqué	pas normalement appliquée	appliquée	pas normalement appliquée
Bain fluides - circulant	rarement appliquée	appliqué	pas normalement appliquée	largement appliqué	pas normalement appliquée
Bain de Fluide - Tournant	appliqué	appliqué	pas normalement appliquée	appliqué	appliqué
Pyrolyse	rarement appliquée	rarement appliquée	rarement appliquée	rarement appliquée	rarement appliquée
Gazéification	rarement appliquée	rarement appliquée	rarement appliquée	rarement appliquée	rarement appliquée
Remarque : Ce tableau considère seulement l'application des technologies décrites dans les installations dédiées. Il ne comprend donc pas la considération détaillée des situations où plus d'un type de déchets est traité.					

Tableau 2.5: Résumé de l'application réussie actuelle des techniques de traitement thermiques pour les principaux déchets thermiques des installations dédiées
[64, TWGComments, 2003]

2.3.1 Incinérateurs à grilles

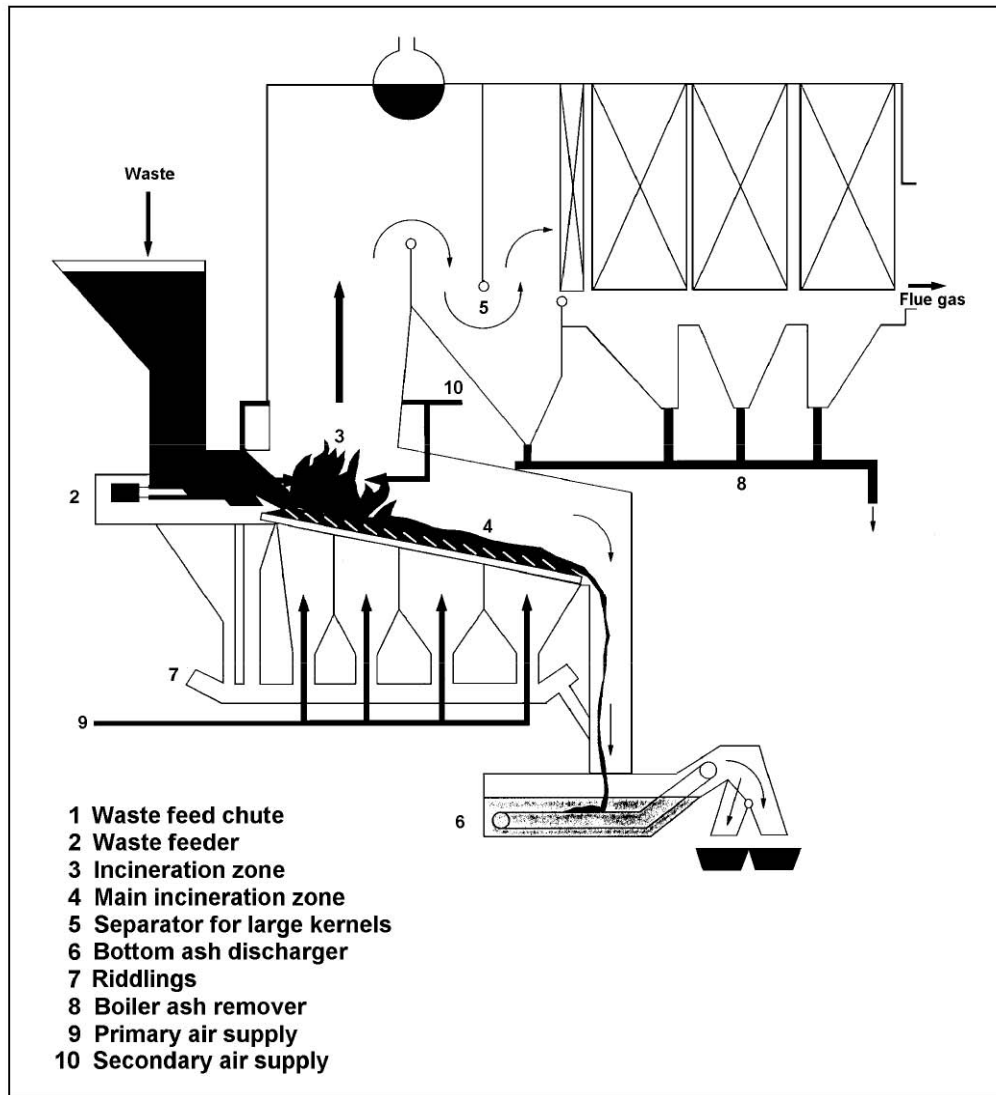
Les incinérateurs à grille sont largement appliqués pour l'incinération des déchets urbains mélangés. En Europe, environ 90% des installations traitant des déchets solides urbains utilisent des grilles. D'autres déchets couramment traités dans des incinérateurs à grilles, souvent comme des ajouts aux déchets solides urbains, comprennent : des déchets non dangereux marchands et industriels, les boues d'épuration et certains déchets hospitaliers.

Les incinérateurs à grilles ont généralement les composants suivants :

- . • distributeur de déchets
- . • grille d'incinération
- . • déchargeur de mâchefer
- . • système de canalisation d'air d'incinération
- . • chambre d'incinération
- . • brûleurs auxiliaires

La Figure 2.3 présente un exemple d'un incinérateur à grille avec une chaudière à recyclage de chaleur:

Figure 2.3 shows an example of a grate incinerator with a heat recovery boiler:



1. Chute d'alimentation des déchets
2. Alimentation des déchets
3. zone d'incinération
4. zone d'incinération principale
5. Séparateur pour grands morceaux
6. déchargeur de mâchefer
7. déchets de triage
8. retireur de cendre de la chaudière
9. alimentation primaire en air
10. alimentation secondaire en air

Figure 2.3: Étapes de grilles, four et recyclage de chaleur d'un exemple d'usine d'incinération de déchets urbains

Source [1, UBA, 2001]

2.3.1.1 Distributeur de déchets

Les déchets sont déchargés du bunker de stockage dans la chute d'alimentation par une grue surplombante, et puis alimentée dans le système à grille par une rampe hydraulique ou un autre système de convoyage. La grille déplace les déchets par des zones variées de la chambre de combustion dans un mouvement de dessableur.

La trémie de remplissage est utilisée comme un fournisseur de déchets continu. Elle est remplie avec des lots par la grue surplombante. Comme la surface de la trémie de remplissage est

exposée à un fort de stress, les matériaux à forte résistance à la friction sont sélectionnés (par ex. les tôles de chaudronnerie ou fonte résistante à l'usure). Le matériau doit résister sans dommage aux feux occasionnels dans la trémie.

La trémie à déchets peut parfois être alimentée par un convoyeur. Dans ce cas, la grue surplombante décharge les déchets dans une trémie intermédiaire qui alimente le convoyeur. [74, TWGComments, 2004]

Si les déchets livrés n'ont pas été prétraités, ils sont généralement très hétérogènes tant en taille qu'en nature. La trémie d'alimentation est donc dimensionnée de sorte que les matériaux encombrants tombent au travers et que les formations de ponts et blocages soient évités. Ces blocages doivent être évités car ils peuvent avoir pour conséquence une alimentation irrégulière vers le four et une entrée d'air incontrôlée vers le four.

Les murs de la chute d'alimentation peuvent être protégés de la chaleur en utilisant :

- une construction à double coque refroidie à l'eau
- une construction de murs à membrane
- des vannes d'arrêt refroidies à l'eau
- un revêtement de briques résistant au feu.

Si la chute d'alimentation est vide, un équipement de vanne d'arrêt (par ex. les portes d'étanchéité) peut être utilisé pour éviter les retours de flammes et pour la prévention d'infiltration d'air non contrôlée dans les fourx. Il est recommandé une quantité uniforme de déchets dans la chute le remplissage pour une gestion uniforme du four. La jonction entre l'extrémité inférieure de la chute de remplissage et du four comporte un mécanisme de dosage. Le mécanisme de dosage peut être actionné soit mécaniquement soit hydrauliquement. Son taux d'alimentation est généralement ajustable. Différentes méthodes de construction ont été développées pour les différents types de systèmes d'alimentation, tels que :

- les grilles à chaîne/courroies plates
- grilles de distributeurs
- chutes d'alimentation coniques variables
- alimentateurs RAM
- rampe hydraulique
- vis mère [74, TWGComments, 2004]

2.3.1.2 Grille d'incinération

La grille d'incinération accomplit les fonctions suivantes :

- transport des matériaux qui seront incinérés dans le four
- chauffe et desserrage des matériaux à être incinérés
- positionnement de la zone d'incinération principale dans la chambre d'incinération, si possible en combinaison avec les mesures de contrôle de performance du four.

L'objectif de la grille d'incinération est une bonne distribution de l'air d'incinération dans le four, selon les besoins de la combustion. Un souffleur d'air primaire pousse l'air d'incinération au travers de petites ouvertures grillagées en couche dans les couches de carburant. Plus d'air est généralement ajouté au-dessus du lit de déchets pour une combustion complète.

Il est courant pour certains matériaux fins (parfois appelés *déchets de triage ou de tamisage*) de tomber à travers les grilles. Ce matériau est recyclé dans l'extracteur de mâchefer. Parfois il est recyclé séparément et peut être recyclé vers les grilles pour répéter l'incinération ou pour le

retirer directement pour évacuation. Quand les résidus du tamisage sont recyclés vers la trémie, il faut faire attention à ce que les déchets dans la trémie ne prennent pas feu. [74, TWGComments, 2004]

Normalement, le temps de résidence des déchets sur les grilles n'excède pas 60 minutes. [74, TWGComments, 2004]

En général, on différencie les principes d'alimentateurs continus (grilles à rouleaux et à chaînes) et discontinus (grille poussoirs). La figure 2.4 montre quelques types de grilles :

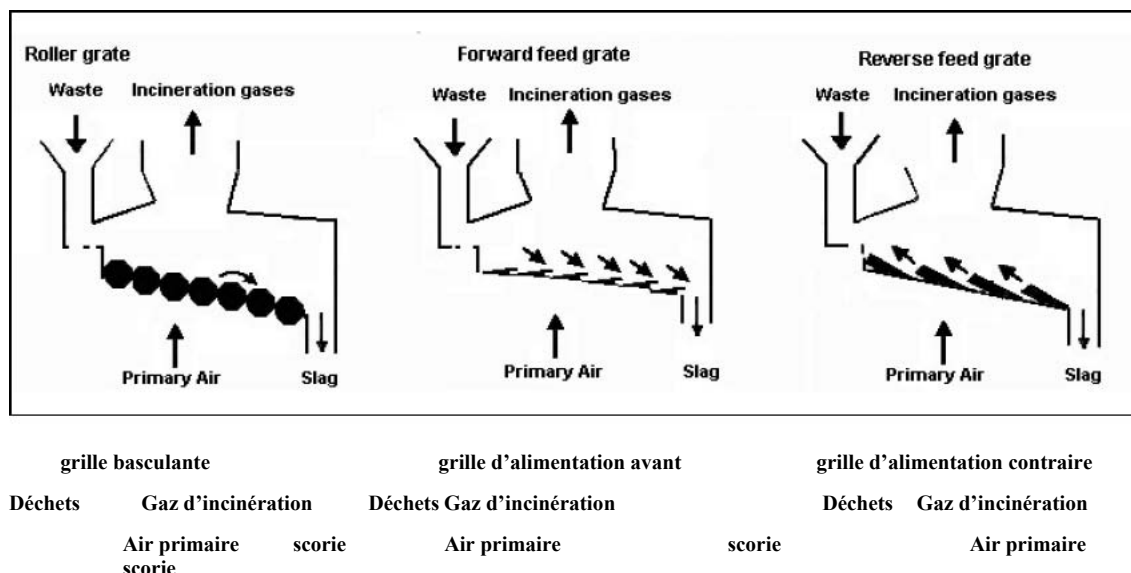


Figure 2.4: Différents types de grilles

Source [1, UBA, 2001]

On peut distinguer différents systèmes de grilles selon la manière dont les déchets sont transportés à travers les différentes zones dans la chambre de combustion. Chacun doit répondre à des exigences concernant l'alimentation en air primaire, la vitesse de transport et le positionnement, ainsi que le mélange des déchets. D'autres dispositifs peuvent inclure des contrôles supplémentaires, ou une construction robuste pour supporter les conditions difficiles dans la chambre de combustion.

2.3.1.2.1 Grilles basculantes

[4, IAWG, 1997] Les sections de grilles sont placées en travers de la largeur du four. Des rangées intermédiaires pivotent mécaniquement ou basculent pour produire un mouvement vertical de haut en bas, avançant et agitant les déchets.

2.3.1.2.2 Grilles à va-et-vient

[4, IAWG, 1997] De nombreux dispositifs modernes (pour les déchets urbains) utilisent des grilles à va-et-vient. La qualité de brûlage atteinte est généralement bonne.

La conception est composée de sections qui font la largeur du four mais elles sont empilées les unes sur les autres. Des sections de grilles en alternance glissent d'un côté à l'autre, alors que les sections adjacentes restent fixes. Les déchets tombent hors de la portion fixe et sont agités et mélangés alors qu'ils se déplacent le long de la grille. De nombreuses variations de ce type de grille existent, certaines avec des sections fixées en alternance et des sections en déplacement, d'autres combinées de plusieurs sections mobiles par rapport à chaque section fixe. Dans le

dernier cas, les sections peuvent soit se déplacer ensemble soit à différents moments au cours du cycle.

Il y a essentiellement deux types principaux de grilles à va-et-vient.

1. 1. Les grilles à va-et-vient inversé : Les barres des grilles oscillent d'avant en arrière dans la direction opposée au flux des déchets. La grille est inclinée de l'extrémité de la fin de l'alimentation à la fin de l'évacuation des cendres et est composée grille fixes et mobiles.
2. 2. Grille poussoir avant :
Les barres de la grille oscillent horizontalement et poussent les déchets dans la direction de l'évacuation des cendres.

2.3.1.2.3 Grilles passantes

Ceci consiste en un convoyeur à courroie continu ou des liens entrelacés qui bougent sur toute la longueur du four. Le potentiel réduit pour agiter les déchets (ils sont uniquement mélangés quand ils sont transférés d'une courroie à une autre) signifie qu'il est rarement utilisé dans les installations modernes. [IAWG, 1997 #4]

2.3.1.2.4 Grilles à rouleaux

Ceci consiste en un rouleau perforé qui traverse la largeur de la zone de la grille. Plusieurs rouleaux sont installés en séries et une action de mélange se produit à leur passage quand le matériau tombe hors des rouleaux. [4, IAWG, 1997]

2.3.1.2.5 Grilles refroidies

La plupart des grilles sont refroidies, la plupart du temps avec de l'air. Dans certains cas un media de refroidissement liquide (généralement de l'eau) passe à l'intérieur de la grille. Le flux du media de refroidissement va des zones les plus froides pour aller progressivement vers les plus chaudes afin de maximiser le transfert de chaleur. La chaleur absorbée par le media de refroidissement peut être transférée pour être utilisée dans le processus ou pour une alimentation externe.

Le refroidissement à eau est appliqué la plupart du temps où la valeur calorifique des déchets est plus élevée, par exemple >12 -15 MJ/kg pour les déchets solides urbains. La conception du système de refroidissement à eau est légèrement plus complexe que les systèmes de refroidissement à air.

L'ajout du refroidissement à eau peut permettre à la température du métal de la grille et à la température locale de la combustion d'être contrôlées avec plus indépendamment de l'alimentation en air primaire (normalement entre les barres de la grille). Ceci peut alors permettre à la température et à l'alimentation en air (oxygène) d'être optimisées pour répondre à des besoins spécifiques de combustion et ainsi améliorer la performance de la combustion. Un plus grand contrôle de la température de grille peut permettre l'incinération de déchets à valeurs calorifiques plus élevées sans les problèmes normalement accrus de fonctionnement et d'entretien.

2.3.1.3 Déchargeur de mâchefer

Le déchargeur de mâchefer est utilisé pour le refroidissement et le retrait des résidus solides qui s'accumulent sur la grille. Il sert aussi de joint d'étanchéité du four contre l'air et refroidit et humidifie les cendres.

Des pistons à pression remplis d'eau et des constructions de drague sont couramment utilisés pour extraire le mâchefer. D'autres évacuations de mâchefer, tels que des convoyeurs à courroie sont aussi couramment utilisés. Les cendres des grilles, ainsi que tous les objets en vrac sont ainsi transportés.

L'eau utilisée pour le refroidissement est séparée des cendres de la grille à la sortie, et peuvent être recyclées vers le déchargeur de cendres. Une alimentation d'eau de remise à niveau est généralement nécessaire pour garder un niveau d'eau approprié dans le déchargeur. L'eau de remise à niveau remplace les pertes des cendres évacuées et les pertes d'évaporation. De plus, un drain pour l'eau peut être nécessaire pour empêcher le dépôt de sels – de telles purges de systèmes peuvent aider à réduire la teneur en sel des résidus si les débits sont ajustés spécialement dans ce but. La cuve du retrait du mâchefer résiste généralement au feu et est construit de manière à éviter la formation de ce gâteau de mâchefer.

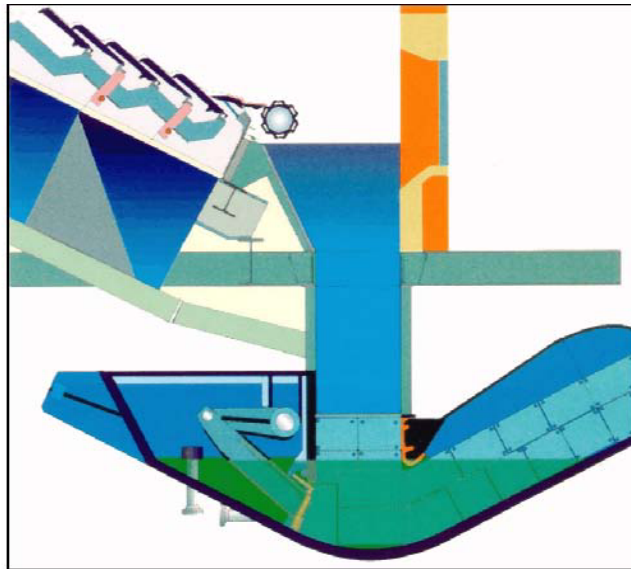


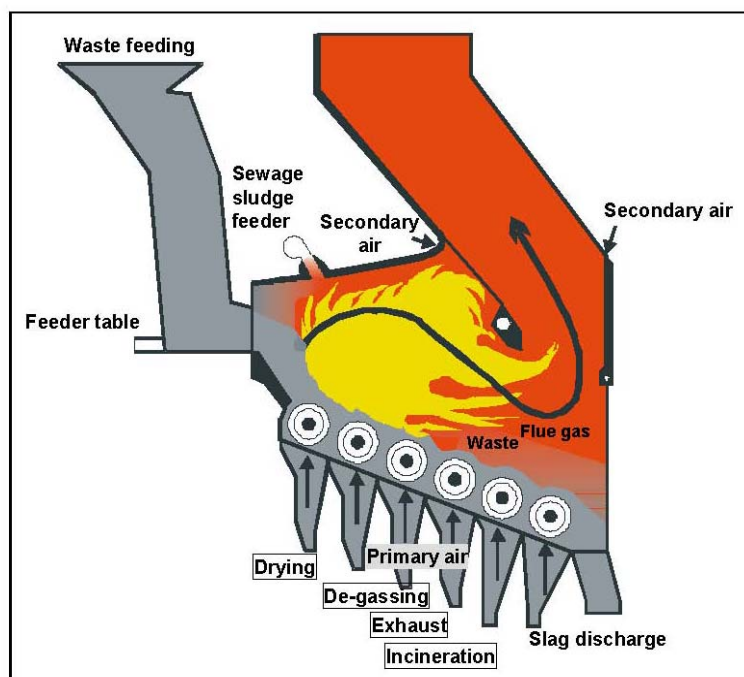
Figure 2.5: Exemple d'un type de retireur de cendres utilisé dans un incinérateur à grille
Source [1, UBA, 2001]

2.3.1.4 Chambre d'incinération et chaudière

La combustion se réalise au-dessus de la grille dans la chambre d'incinération (voir Figure 2.6). Dans son ensemble, la chambre d'incinération comporte typiquement une grille située en dessous, des murs refroidis et non refroidis sur les côtés du four, et un réchauffeur de plafond ou de surface de la chaudière au-dessus. Comme les déchets urbains ont généralement une teneur volatile élevée, les gaz volatils sont éliminés et seulement une petite partie de l'incinération se produit sur ou près de la grille.

Les exigences suivantes influencent la conception de la chambre de combustion :

- . • forme et taille de la grille d'incinération – la taille de la grille détermine la taille de la section croisée de la chambre d'incinération
- . • tourbillon et homogénéité du flux des gaz brûlés – le mélange complet des gaz brûlés est essentiel pour une bonne incinération des gaz brûlés
- . • un temps de résidence suffisant pour les gaz brûlés dans le four chaud – un temps de réaction suffisant à de hautes températures doit être assuré pour une incinération complète.
- . • refroidissement partiel des gaz brûlés – pour éviter la fusion des cendres volantes chaudes dans la chaudière, la température des gaz brûlés ne doit pas dépasser une limite supérieure à la sortie de la chambre d'incinération.



Alimentation des déchets	alimentation de boues d'épuration	air secondaire	air secondaire
plateau d'alimentation		Déchets	gaz brûlés
	Séchage	Air primaire	
	dégazage	échappement	
		Incinération	évacuation des scories

Figure 2.6: Exemple de chambre d'incinération

Source [1, UBA, 2001]

La conception détaillée d'une chambre de combustion est généralement liée au type de grille. Sa conception détaillée demande certains compromis car les exigences du processus changent avec les caractéristiques du carburant. Chaque fournisseur a sa propre combinaison de grille et de chambre de combustion, dont la conception précise est basée sur la performance individuelle de leur système et de leurs expériences spécifiques. Les opérateurs européens des déchets solides urbains n'ont trouvé aucun avantage ou inconvénient pour les différentes conceptions de la chambre de combustion.

En général, on peut distinguer trois conceptions différentes. La nomenclature provient de la direction du flux des gaz brûlés par rapport au flux des déchets : courant unidirectionnel; contre-courant et courant moyen (voir figure 2.7).

Four à courant unidirectionnel, cofluctual, ou à flux parallèle : Dans un dispositif de combustion cofluctual, l'air de combustion primaire et les déchets sont guidés dans un flux cofluctual à travers la chambre de combustion. Selon les cas, la production de gaz brûlés est située en fin de grille. Seule une quantité comparativement faible d'énergie est échangée entre les gaz de combustion et les déchets sur la grille.

L'avantage des concepts à courant unidirectionnel est que le gaz brûlé a le temps de résidence le plus long dans la zone d'allumage et qu'il doit passer à travers la température maximum. Pour faciliter l'allumage, l'air primaire doit être préchauffé avec des valeurs de chaleur basse.

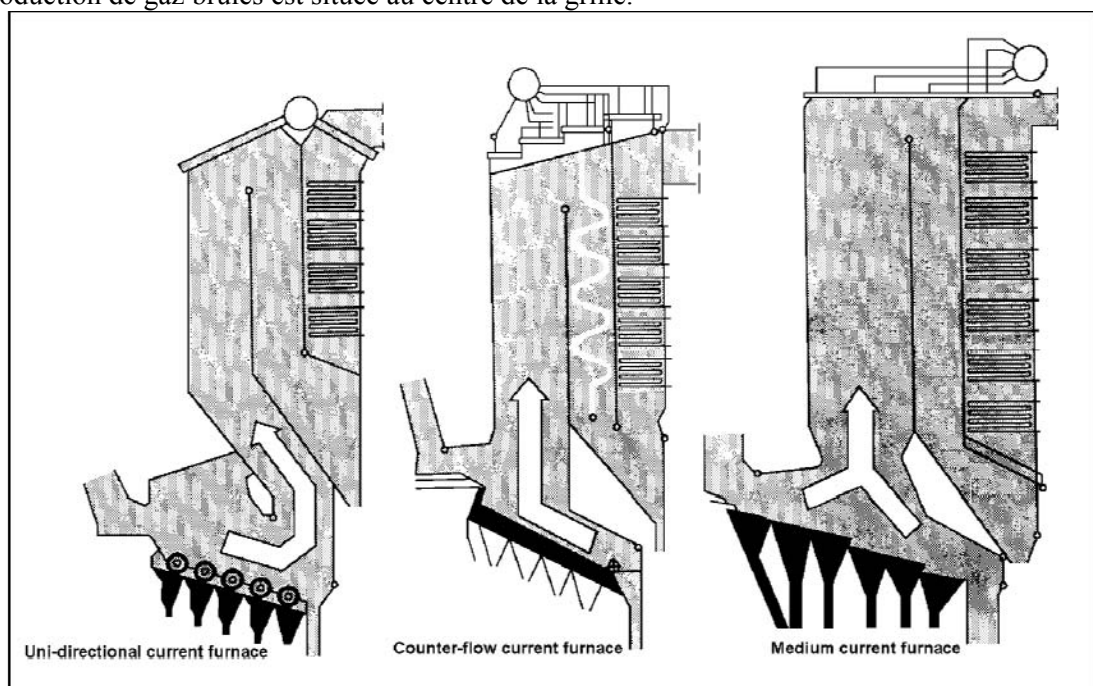
Four à contre-flux ou contre-courant:

Dans ce cas, l'air de combustion primaire et les déchets sont guidés dans un dispositif de flux à contre-courant au travers de la chambre de combustion et la production de gaz brûlés est située à l'extrémité avant de la grille.

Les gaz brûlés chauds facilitent le séchage et l'allumage des déchets

Une attention particulière doit être apportée pour éviter le passage de flux de gaz non brûlés. En règle générale, les concepts à contre-courant exigent des apports d'air secondaire et supérieur plus importants.

Four à courant moyen et central: La composition des déchets solides urbains varie considérablement et le concept de courant moyen est un compromis pour un grand spectre de valeur d'alimentation. Un bon mélange de tous les courants partiels de gaz brûlés doit être considéré par les contours de mélange et/ou les injections d'air secondaire. Dans ce cas, la production de gaz brûlés est située au centre de la grille.



four à courant unidirectionnel

four à contre-courant

four à courant moyen

Figure 2.7: Différentes conceptions de fourx avec une direction différente du flux des gaz brûlés et des déchets

2.3.1.5 Alimentation en air d'incinération

L'air d'incinération remplit les objectifs suivants :

- fourniture d'oxydant
- refroidissement
- éviter la formation de scories dans le four
- mélange des gaz brûlés

L'air est ajouté à différents endroits dans la chambre de combustion. Il est généralement décrit comme primaire ou secondaire, bien que l'air tertiaire et les gaz brûlés recyclés soient aussi utilisés.

L'air primaire est généralement pris du bunker de déchets. Ceci abaisse la pression de l'air dans l'espace du bunker et élimine la plupart des émissions d'odeur depuis la zone du bunker. L'air

primaire est soufflé par des ventilateur dans les zones sous la grille, où sa distribution peut être précisément contrôlée en utilisant de multiples boîtes à vent et vannes de distribution.

L'air peut être préchauffé si la valeur des déchets dégenère à tel point qu'il devient nécessaire de pré-sécher les déchets. L'air primaire sera forcé à travers la couche de grille dans le lit de carburant. Il refroidit les barres de la grille et transporte l'oxygène dans le lit d'incinération.

L'air secondaire est soufflé dans la chambre de combustion à de grandes vitesses via, par exemple, des lances d'injection ou depuis des structures internes. Ceci est effectué pour assurer une incinération complète et est responsable du mélange intensif des gaz brûlés, et d'empêcher le passage libre de flux de gaz non brûlés.

2.3.1.6 Brûleur auxiliaire

Au démarrage, les brûleurs auxiliaires sont couramment utilisés pour chauffer le four à une température spécifiée par laquelle peuvent passer les gaz brûlés. Ceci est l'utilisation principale des brûleurs auxiliaires. Ces brûleurs sont généralement allumés automatiquement si la température chute sous la valeur spécifiée pendant le fonctionnement. Pendant l'arrêt, souvent les brûleurs ne sont utilisés que s'il y a des déchets dans le four. [74, TWGComments, 2004]

2.3.1.7 Température d'incinération, temps de résidence, teneur minimum en oxygène

Pour réaliser un bon brûlage des gaz de combustion, une température minimum de combustion de la phase de gaz de 850 °C (1100 °C pour certains déchets dangereux) et un temps de résidence minimum des gaz brûlés, au-delà de cette température, de deux secondes après le dernier apport en air d'incinération ont été fixés dans la législation (Directive 2000/76/EC et législation antérieure). Les dérogations de ces conditions sont permises dans la législation si elles fournissent un niveau similaire de performance environnementale. [74, TWGComments, 2004]

Une teneur minimum en oxygène de 6% était requise par une législation antérieure mais retirée de la Directive de la CE la plus récente sur l'incinération.

Des expériences opérationnelles ont montré dans certains cas que des températures plus basses, des temps de résidence plus courts et des niveaux d'oxygène plus faibles peuvent toujours, dans certaines situations, résulter en une bonne combustion et peuvent avoir pour conséquence une performance environnementale d'ensemble accrue. Cependant, une faible teneur en oxygène peut conduire à un risque de corrosion important et ainsi exiger une protection spécifique du matériau. [74, TWGComments, 2004]

La teneur en monoxyde de carbone des gaz brûlés est un indicateur clé de la qualité de la combustion.

2.3.1.8 Incinération des boues d'épuration dans les usines d'incinération de déchets solides urbains

Les boues d'épuration sont parfois incinérées avec d'autres déchets dans des usines d'incinération de déchets urbains à grilles (voir Section 2.3.3, pour l'incinération concernant l'utilisation de bains fluidisés et autres technologies)

Là où elles sont ajoutées aux incinérateurs de déchets solides urbains c'est souvent les techniques d'alimentations qui représentent une proportion importante des coûts

d'investissement ajoutés.

Les trois technologies d'apport suivantes sont utilisées:

- boues d'épuration séchées (~90 % d.s) sont soufflées sous forme de poussière dans le four.
- boues d'épurations drainées (~20 -30 % d.s) sont apportées séparément par des sprays dans la chambre d'incinération et distribuées sur une grille. Les boues sont intégrées dans le matériau de fond en renversant les déchets sur les grilles. Les expériences de fonctionnement montrent jusqu'à 20 % de la masse de boue (à 25% m.s.) D'autres expériences ont montrées que si le ratio de boue est trop grand (par ex.>10 %.), une forte teneur en cendres volantes ou matériau non brûlé dans le mâchefer peuvent se produire.
- drainées, séchées ou semi séchées (~50 -60 % m.s.) les boues sont mélangées avec le reste des déchets ou alimentées ensemble dans la chambre de combustion. Ceci peut se produire dans le bunker de déchets par des doses visées par le grutier, ou contrôlé dans la trémie d'alimentation en pompant des boues asséchées dans la trémie ou par des systèmes d'épandage dans le bunker. [74, TWGComments, 2004]

2.3.1.9 Ajout de déchets hospitaliers dans l'incinérateur de déchets urbains

(Danemark 2002) Des déchets hospitaliers sont parfois ajoutés dans un incinérateur existant de déchets urbains. Dans certains cas les déchets sont chargés dans la même trémie que les déchets solides urbains.

Des systèmes de chargement séparés, équipés de sas à air, sont aussi utilisés. Le sas à air aide à empêcher l'entrée d'air de combustion non contrôlé et la possibilité d'émissions fugitives dans la zone de chargement. La combustion a lieu dans le même four que les déchets solides urbains.

L'incinération combinée des déchets hospitaliers et des déchets solides urbains peut aussi être réalisée sans chargement séparé. Par exemple, des systèmes de chargement automatiques sont mis en œuvre pour mettre les déchets hospitaliers directement dans la trémie avec les déchets solides urbains.

Les réglementations nationales limitent parfois le ratio de déchets hospitaliers qui peut être traité en incinération combinée (par ex. en France <10 % de la charge thermique).

Notez que l'Article 6.7 de la Directive sur l'Incinération des Déchets exige que les déchets hospitaliers infectieux doivent être placés directement dans le four, sans être préalablement mélangés avec des déchets d'autres catégories et sans manipulation directe. [74, TWGComments, 2004]

Les gaz brûlés de déchets différents sont alors traités dans des systèmes de FGT commun.

La Figure 2.8 ci-dessous présente l'ordre des étapes pour un système de chargement séparé:

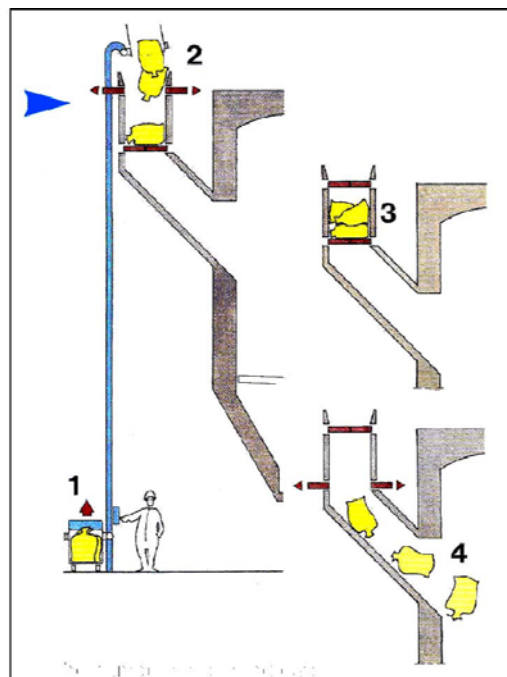


Figure 2.8: Exemples d'étapes de systèmes de chargement de déchets hospitaliers utilisés dans un incinérateur de déchets urbains

Source [49, Danemark, 2002]

2.3.2 Fours rotatifs

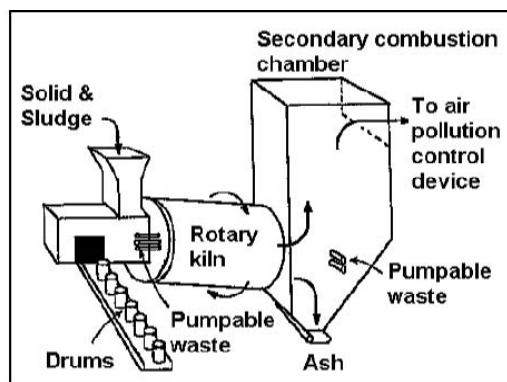
Les fours rotatifs sont très robustes et presque tous les déchets, sans tenir compte du type ni de la composition, peuvent être incinérés. Les fours rotatifs sont particulièrement très largement appliqués pour l'incinération des déchets dangereux. La technologie est aussi couramment utilisée pour les déchets hospitaliers (la plupart des déchets hospitaliers dangereux est incinérée dans des incinérateurs à fours rotatifs à haute température [64, TWGComments, 2003], mais moins pour les déchets urbains.

Les températures de fonctionnement des fours rotatifs utilisés pour les déchets vont d'environ 500°C (en tant que gazéfieur) à 1450°C (en tant que four de fonte des cendres à haute température). Des températures plus élevées sont parfois rencontrées, mais généralement pas pour des applications relatives aux déchets.

Quand on l'utilise pour une combustion d'oxydation conventionnelle, la température est généralement supérieure à 850°C. Des températures de l'ordre de 900 à 1200°C sont typiques lors de l'incinération de déchets dangereux.

Généralement, et selon l'apport des déchets, plus la température de fonctionnement est élevée, plus le risque d'encrassement et la contrainte thermique sont grands d'endommager le revêtement réfractaire du four. Quelques fours ont une chemise de refroidissement (utilisant l'air et l'eau) qui aide à prolonger la durée de vie, et donc le laps de temps entre les arrêts d'entretien.

Un dessin schématique d'un système d'incinération de four rotatif est présenté ci-dessous :



solide et boue	Four Rotatif	chambre de combustion secondaire	dispositif de contrôle de la pollution dans l'air
Fûts	déchets pouvant être pompés	Cendres	déchets pouvant être pompés

Figure 2.9: Dessin schématique d'un système d'incinération à four rotatif

Source (EGTEI, 2002, N.6)

Le four rotatif comprend un vase cylindrique légèrement incliné sur son axe horizontal. Le vase est généralement placé sur des rouleaux, permettant au four de tourner ou osciller autour de son axe (déplacement réciproque). Les déchets sont transportés au travers du four par gravité alors qu'il tourne. L'injection directe est particulièrement utilisée pour les déchets liquides, gazeux ou pâteux (pouvant être pompés) – surtout où ils représentent des risques de sécurité et exigent un soin particulier pour réduire l'exposition de l'opérateur.

Le temps de résidence du matériau solide dans le four est déterminé par l'angle horizontal du vase et la vitesse de rotation : un temps de résidence entre 30 et 90 minutes est normalement suffisant pour réaliser un bon brûlage des déchets

Les déchets solides, liquides, gazeux et les boues peuvent être incinérés dans les fours rotatifs. Les matériaux solides sont généralement alimentés par une trémie non rotative ; les déchets liquides peuvent être injectés dans le four par des têtes de brûleurs ; les déchets pouvant être pompés et les boues peuvent être injectés dans le four via un tuyau refroidi à l'eau.

Pour augmenter la destruction des composés toxiques, une chambre de post-combustion est généralement ajoutée. Un brûlage supplémentaire utilisant des déchets liquides ou des carburants supplémentaires peut être réalisé pour garder les températures nécessaires pour assurer la destruction des déchets étant incinérés.

2.3.2.1 Fours et chambres de post-combustion pour l'incinération des déchets dangereux

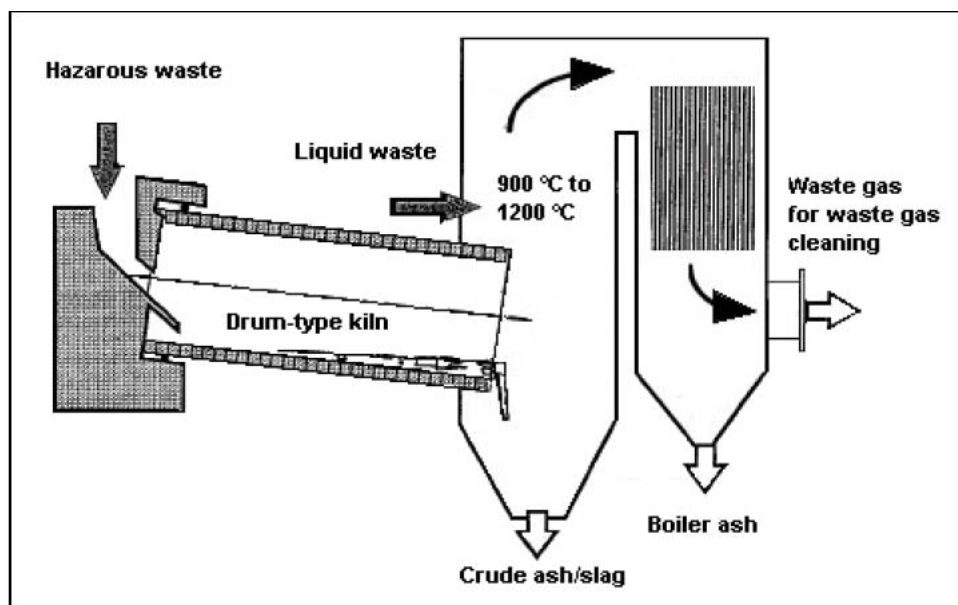
La température opérationnelle du four des installations pour l'incinération varie généralement de 850°C jusqu'à 1300°C. La température peut être conservée en brûlant des déchets à plus haute valeur calorifique (par ex. liquides), des huiles usagées, fuel ou gaz de chauffage. Des fours à plus hautes températures peuvent être équipés de systèmes de refroidissement à base d'eau, que l'on privilégie pour un fonctionnement à températures plus élevées. Le fonctionnement à plus hautes températures peut résulter en du mâchefer (scorie) fondu (vitrifié) ; à températures plus basses les mâchefers sont frittés.

Les températures dans la chambre de post-combustion varient typiquement entre 900 et 1200°C selon l'installation et l'alimentation en déchets. La plupart des installations peuvent injecter de

l'air secondaire dans la chambre de post-combustion. À cause des températures élevées et de l'introduction d'air secondaire, la combustion des gaz d'échappement est complète et les composés organiques (par ex. HAP, PCB et dioxines), y compris les hydrocarbures de poids moléculaire faible, sont détruits. Plusieurs pays sont exemptés de la règle des 1100°C sur la base d'études démontrant que l'abaissement de la température dans la chambre de post-combustion n'influence pas la qualité des émissions dans l'air.

2.3.2.2 Four à tambour avec une chambre de post-combustion pour l'incinération des déchets dangereux

Pour l'incinération des déchets dangereux, une combinaison de fours à tambour et chambres de post-combustion s'est montrée fructueuse, car cette combinaison peut traiter des déchets solides, pâteux, liquides et gazeux uniformément.



Déchets dangereux

déchets liquides

900°C to 1 200°C

gaz de déchets
pour le nettoyage
des gaz de
déchets

four à tambour

cendres/scories
brutes

Cendre de
chaudière

Figure 2.10: Four à tambour avec chambre de post-combustion

Source [1, UBA, 2001]

Les types de fours à tambour de 10 à 15 mètres de long, et d'un ratio longueur-diamètre généralement de l'ordre de 3 à 6, et d'un diamètre intérieur entre un et cinq mètres sont généralement déployés pour l'incinération des déchets dangereux.

Certains fours à tambour ont des débits allant jusqu'à 70 000 tonnes/an chacun. En corrélation avec la valeur calorifique des déchets, où le recyclage de la chaleur est effectué la génération de vapeur augmente de la même façon.

Les usines à four à tambour sont très flexibles en termes de caractéristiques d'apport de déchets. L'éventail suivant est habituel dans la composition du menu de l'apport des déchets:

- déchets solides : 10 – 70 %
- déchets liquides : 25 – 70 %
- déchets pâteux : 5 – 30 %
- barils : jusqu'à 15 %

Pour protéger les fours à tambour des températures allant jusqu'à 1200°C, ils sont équipés de briques réfractaires. On utilise des briques avec une forte teneur en Al₂O₃ et SiO₂. La décision concernant le choix des briques appropriées pour chaque application est une fonction de la composition des déchets. Les briques peuvent être attaquées par des composants alcalins (formation d'alliages eutectiques à faible pouvoir de fonte), ainsi que par des HF (formation de SiF₄). Pour protéger les briques réfractaires des attaques chimiques et de l'impact mécanique de la chute des barils, une couche de scorie durcie sera généralement formée au début du fonctionnement avec l'aide de bons déchets ou matériaux formant des scories comme les mélanges de verres ou de sable et de verre. Plus tard, la température du four est généralement gérée de manière à garder cette couche de scorie, basé sur la matière minérale des déchets et peut-être sur quelques additifs comme par exemple le sable. [74, TWGComments, 2004]

Il y a eu des tests avec d'autres systèmes de surfacage mais aucune masse réfractaire injectée ou estampée n'a été fructueuse. Le surfacage du four à tambour avec des alliages d'acier spéciaux n'a été fructueux dans quelques applications spéciales seulement. La durabilité du surfacage résistant au feu dépend toujours de l'apport en déchets. Une durée de vie située entre 4000 et 16000 heures est normale.

Le refroidissement de fours à tambour est un moyen pour allonger la durée de vie. Plusieurs expériences positives ont été observées dans différentes usines.

Les fours à tambour sont inclinés vers la chambre de combustion. Ceci, avec une lente rotation (environ 3 – 40 rotation par heures) facilite le transport des déchets solides dangereux qui sont alimentés depuis la face avant, ainsi que la mâchefer produit pendant l'incinération, en direction de la chambre de post-combustion. Ceux-ci sont ensuite retirés ensemble des cendres de la chambre de post-combustion via un dispositif de retrait du mâchefer humide. Le temps de résidence pour les déchets solides s'élève généralement à plus de 30 minutes.

La chambre de post combustion fournit un temps de résidence pour l'incinération des gaz brûlés produits lors de l'incinération, ainsi que pour la combustion de déchets liquides et gazeux injectés directement. Des temps de résidence trop longs de deux secondes sont l'exigence minimum de la Directive de la CE 2000/76/EC. La taille de la chambre de post combustion et des flux de gaz prévoient les réels temps de résidence réalisés. Des temps de résidence réduits peuvent augmenter les risques de brûlage incomplet des gaz.

Des expériences opérationnelles ont montré dans certains cas que des températures plus basses, des temps de résidence plus courts et des niveaux d'oxygène plus faibles peuvent toujours, dans certaines situations, résulter en une bonne combustion et peuvent avoir pour conséquence des émissions d'ensemble plus faibles. [74, TWGComments, 2004]

La figure 2.11 montre une usine d'incinération à four à tambour avec une capacité de 45 000 tonnes/an. L'usine est divisée en trois zones principales:

- four à tambour avec chambre de post combustion
- chaudière de chauffe de déchets pour la génération de vapeur
- nettoyage de gaz brûlés à plusieurs étapes.

Il y a en plus l'infrastructure pour le stockage, le système d'alimentation, et l'évacuation des déchets et les eaux usées (issues de l'épuration humide des gaz) produits lors de l'incinération.

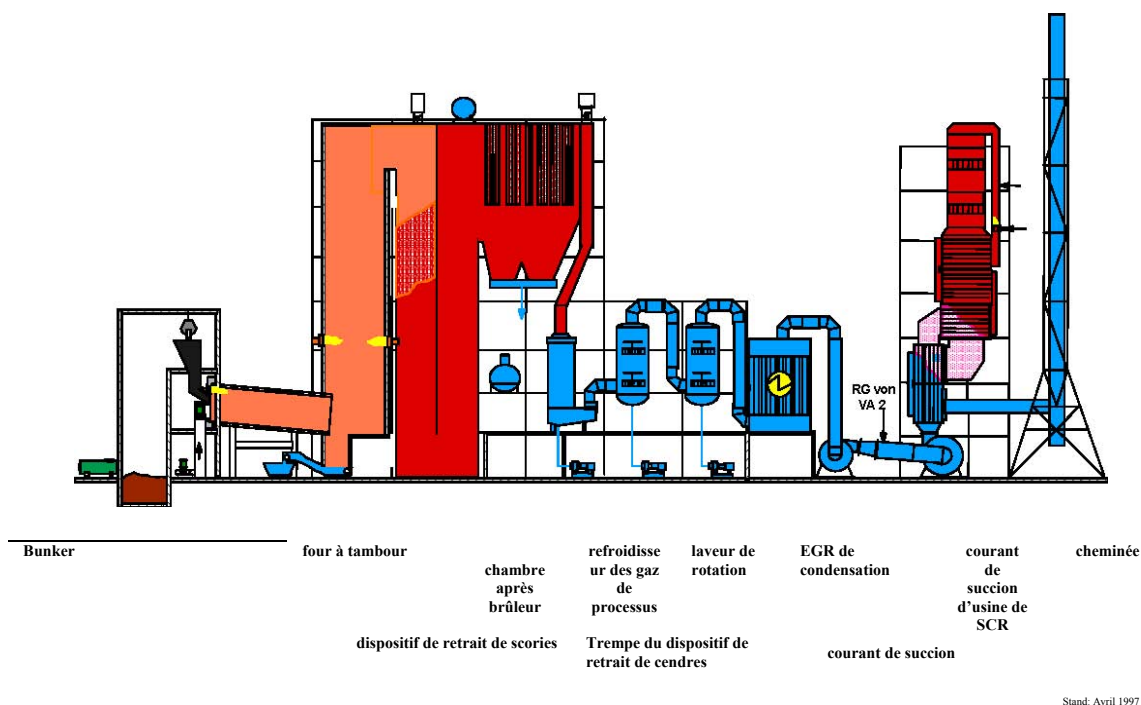


Figure 2.11: Exemple d'usine à four à tambour pour l'incinération de déchets dangereux
 Source [1, UBA, 2001]

2.3.3 Bains fluidisés

Les incinérateurs à bains fluidisés sont largement appliqués pour l'incinération de déchets divisés finement, par exemple les CTD et boues d'épuration. On les utilise depuis des décennies, surtout pour la combustion de carburants homogènes. Parmi eux, il y a le charbon, la lignite brute, les boues d'épuration et la biomasse (par ex. le bois).

L'incinérateur à bain fluidisé est une chambre de combustion revêtue en forme de cylindre vertical. Dans la partie inférieure, un lit de matériau inerte, (par ex. le sable ou les cendres) sur une grille ou un plateau de distribution est fluidisé avec de l'air. Les déchets pour l'incinération sont alimentés en continu dans le lit de sable fluidisé depuis le haut ou le côté [66, UllmansEncyclopaedia, 2001].

De l'air préchauffé est introduit dans la chambre de combustion via des ouvertures dans le plateau-lit, formant un bain fluidisé avec le sable contenu dans la chambre de combustion. Les déchets sont alimentés dans le réacteur via une pompe, un distributeur rotatif ou un tube transporteur hélicoïdal.

Dans le bain fluidisé, ont lieu le séchage, la volatilisation, l'allumage et la combustion. La température dans l'espace libre au-dessus du lit (la revanche) est généralement située entre 850 et 950°C. Au-delà du matériau de bain fluidisé, l'espace libre est conçu pour permettre la rétention des gaz dans une zone de combustion. Dans le lit lui-même, la température est plus faible et peut être autour de 650°C ou plus.

À cause de la nature bien mélangée du réacteur, les systèmes d'incinération des bains fluidisés ont généralement une distribution uniforme des températures et de l'oxygène, qui résulte en un fonctionnement stable. Pour les déchets hétérogènes, la combustion des bains fluidisés requiert une étape de processus préparatoire pour les déchets afin qu'il se conforme aux spécifications de taille. Pour certains déchets ceci peut être réalisé par une combinaison de collecte sélective des déchets et/ou le prétraitement par exemple le déchiquetage. Certains types de bains fluidisés (par ex. le bain fluidisé rotatif) peuvent recevoir des déchets de particules plus grandes que les

autres. Là où c'est le cas, les déchets peuvent n'exiger qu'une réduction grossière en taille. [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Le prétraitement consiste généralement en le tri et le broyage de particules plus grandes, et le déchiquetage. Le retrait de matériaux ferreux et non ferreux peut aussi être requis. La taille des particules des déchets doit être petite, souvent d'un diamètre maximum de 50mm. Cependant, il est rapporté que les diamètres moyens acceptables pour les bains fluidisés rotatifs sont de 200 à 300 mm [74, TWGComments, 2004]

Le diagramme schématique ci-dessous montre une installation qui prétraite les déchets solides urbains mélangés pour l'incinération dans une usine d'incinération à bain fluidisé. Plusieurs étapes de prétraitement sont montrées y compris la pulvérisation mécanique et la séparation pneumatique, avec les étapes finales d'incinération, FGT et stockage de résidus :

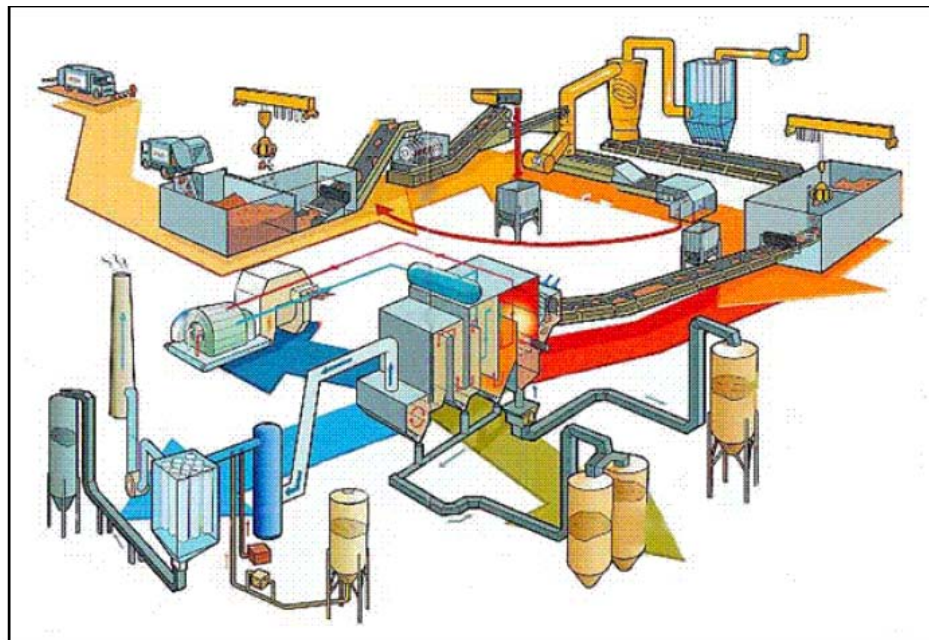


Figure 2.12: Diagramme schématique illustrant le prétraitement de déchets solides urbains avant combustion du bain fluidisé

Pendant l'incinération, le bain fluidisé contient les déchets non brûlés et les cendres produites. L'excédent de cendre est généralement retiré au fond du four. [1, UBA, 2001, 33, Finlande, 2002]

La chaleur produite par la combustion peut être recyclée par des dispositifs soit intégrés à l'intérieur du bain fluidisé ou à la sortie des gaz de combustion soit par un mélange de dispositifs.

Le coût relativement élevé des processus de prétraitement nécessaires pour certains déchets a restreint l'utilisation économique de ces systèmes à des projets d'échelle plus grande. Ceci a été contré dans certains cas par la collecte sélective de certains déchets, et le développement des normes de qualité pour les déchets d'énergie secondaire. De tels systèmes de qualité ont fourni un moyen de produire une charge d'alimentation plus appropriée pour cette technologie. La combinaison de déchets préparés à qualité contrôlée (au lieu de déchets non traités mélangés) et de combustion à bain fluidisé peut permettre des améliorations du contrôle du processus de combustion, et le potentiel d'une étape simplifiée, et donc à coût réduit, de nettoyage des gaz.

Le tableau suivant montre les propriétés de fractions variées de déchets qui sont traitées dans des bains fluidisés [33, Finlande, 2002]:

		déchets marchands	déchets de construction prétraités	déchets ménagers triés et prétraités
valeur thermique plus basse telle que reçue	MJ/kg MWh/t	16 – 20 4.4 – 5.6	14 – 15 3.8 – 4.2	13 – 16 3.6 – 4.4
Humidité	Pds %	10 – 20	15 – 25	25 – 35
Cendres	Pds %	5 – 7	1 – 5	5 – 10
Soufre	Pds %	<0.1	<0.1	0.1 – 0.2
Chlore	Pds %	<0.1 – 0.2	<0.1	0.3 – 1.0
Propriétés de stockage	Pds %	Bon	Bon	bon en pastilles

Tableau 2.6: Propriétés de différentes fractions de CTD (combustibles dérivés de déchets) traitées dans des bains fluidisés.
[33, Finlande, 2002]

Les technologies suivantes de fourx à bains fluidisés peuvent être différenciées par les vitesses des gaz et la conception du plateau de buses :

- **bain fluidisé stationnaire (ou bouillonnant)** (atmosphérique et pressurisé) : Le matériau inerte est mélangé, mais le mouvement vertical induit des solides n'est pas important (voir figure 2.13)
- une version de bain fluidisé bouillonnant est le **bain fluidisé rotatif** : Ici, le bain fluidisé tourne dans la chambre d'incinération. Ceci résulte en un temps de résidence plus long dans la chambre d'incinération. Rotatif
- les incinérateurs à bain fluidisé ont été utilisés pour les déchets urbains mélangés depuis environ dix ans
- **bain fluidisé circulant**: Les vitesses des gaz plus élevées dans la chambre de combustion sont responsables du retrait partiel du matériau de carburant et du bain, qui est alimenté à nouveau dans la chambre d'incinération par une canalisation de re-circulation (voir diagramme Figure 2.14).

Pour démarrer le processus d'incinération, le bain fluidisé doit être chauffé au moins à la température minimum d'allumage des déchets ajoutés (ou plus si exigé par la législation). Ceci peut être accompli par le préchauffage de l'air avec les brûleurs de fuel ou de gaz, qui restent fonctionnels jusqu'à ce que l'incinération puisse se produire indépendamment. Les déchets tombent dans les bains fluidisés où ils sont broyés par abrasion et incinération. Généralement, la majeure partie des cendres est transportée avec le flux de gaz brûlés et nécessite la séparation dans l'équipement de FGT, bien que la proportion réelle du mâchefer (retirée de la base du bain) et des cendres [1, UBA, 2001].

Des problèmes d'encrassement, courant dans les chaudières d'incinération des déchets peuvent être gérés par le contrôle de la qualité des déchets (conservant essentiellement les Cl, K, Na et Al faibles) et par la conception de la chaudière et du four. Quelques conception de chaudières et de fourx peuvent être utilisées dans des bains fluidisés (mais pas dans des chaudières à grille pour déchets mélangés) dû aux températures plus stables et à la présence du matériau du bain.

2.3.3.1 Incinération à bain fluidisé stationnaire (ou bouillonnant)

Ce type de bain fluidisé est couramment utilisé pour les boues d'épuration, ainsi que pour d'autres boues industrielles, par exemple les boues d'industrie pétrochimiques et chimiques.

Le bain fluidisé stationnaire ou bouillonnant (voir figure 2.13) comporte une chambre d'incinération revêtue cylindrique ou rectangulaire, un bain de buse, et un brûleur de démarrage situé dessous.

1. Alimentation de boue avec désintégration/pulvérisation
2. Carburant supplémentaire
3. oxygène atmosphérique
4. gaz des déchets
5. Bains fluidisés
6. chambre après brûlage
7. chambre d'incinération de démarrage
8. Vitre d'inspection
9. Préchauffeur d'air

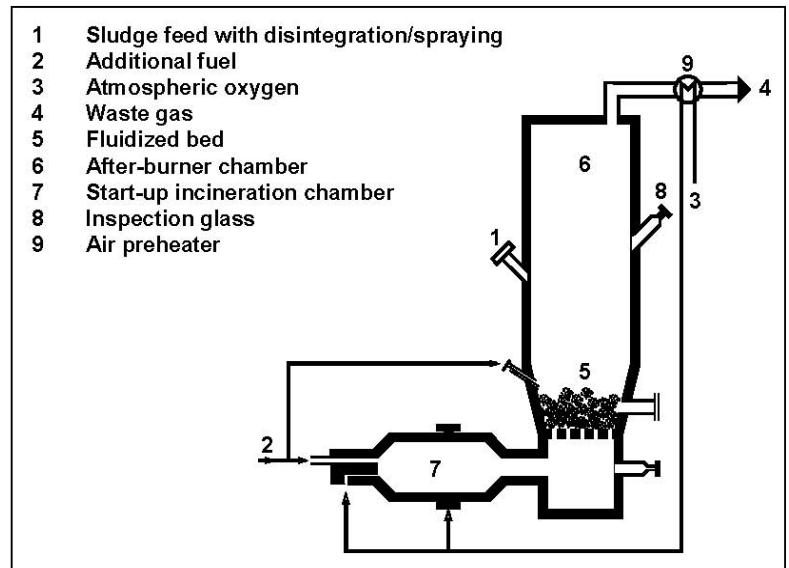


Figure 2.13: Principaux composants d'un bain fluidisé stationnaire/bouillonnant
Source (1, UBA, 2001)

Des flux d'air préchauffés au travers d'un plateau de distribution et fluidifie le matériau du bain. Selon l'application, des matériaux variés de bain (silice, basalte, mullite, etc.) et les tailles variées des particules des matériaux de bains (environ 0,5-3 mm) peuvent être utilisés. [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Les déchets peuvent être chargés via la tête, sur les côtés avec des machines de chargement à courroies, ou directement injectés dans le bain fluidisé. Dans le bain, les déchets sont broyés et mélangés au matériau de bain chauds, séchés et partiellement incinérés. Les fractions restantes (particules fines et volatiles) sont incinérées au-dessus du bain fluidisé dans l'espace libre. Les cendres restantes sont retirées avec les gaz brûlés au niveau de la tête du four.

Les étapes de drainage et de prétraitement par séchage peuvent être utilisées de sorte que les déchets brûlent sans avoir besoin de carburants supplémentaires. La chaleur recyclée du processus d'incinération peut être utilisée pour fournir de l'énergie pour le séchage des déchets.

Au démarrage, ou lorsque la qualité des boues est faible, (par exemple avec des boues anciennes ou une grande partie de boues secondaires) du carburant supplémentaire (fuel, gaz, et/ou carburant de déchets) peuvent être utilisés pour atteindre la température du four prescrite (typiquement 850°C). De l'eau peut être injectée dans le four pour contrôler la température.

Le four est généralement préchauffé à sa température de fonctionnement avant que ne commence l'alimentation en déchets. Dans cette optique une chambre d'incinération de démarrage (voir figure 2.13) peut être située sous le bain de buses. Ceci a un avantage sur le brûleur supérieur, car la chaleur est introduite directement dans le bain fluidisé. Un préchauffage supplémentaire peut être fourni par des lances de carburant qui dépassent le bain de buses dans le bain de sable. Les boues d'épuration sont apportées quand la température du four atteint la température de fonctionnement, par exemple 850°C.

La taille du four est largement déterminée par l'évaporation nécessaire (section croisée du four), le débit de chaleur dans le four (volume du four) et la quantité d'air nécessaire.

Des exemples de paramètres opérationnels pour un incinérateur de boues d'épuration à bain fluidisé sont dans le tableau 2.7 :

Paramètre	Unités	Valeur
charge de vapeur	kg/m ² h	300 – 600
quantité d'air alimenté	Nm ³ /m ² h	1000 – 1600
Débit de chaleur	GJ/m ³ h	3 – 5
température finale d'incinération	°C	850 – 950
temps de résidence, espace ouvert et zone après brûleur	sec.	min. 2
Préchauffage d'oxygène atmosphérique	°C	400 – 600

Tableau 2.7 : Principaux critères de fonctionnement pour les bains fluidisés stationnaires

Source [1, UBA, 2001]

Le préchauffage de l'air peut être éliminé complètement avec des carburants caloriques plus élevés (par ex. des boues d'épuration séchées, du bois, des sous-produits animaux). La chaleur peut être retirée par des murs revêtus et/ou des systèmes d'échange de chaleur immergés.

Quelques processus incorporent le séchage comme une première étape. La vapeur pour le séchage peut être produite par une chaudière et ensuite utilisée comme moyen de chauffage sans contact direct entre la vapeur et les boues. Les vapeurs des boues peuvent être extraites du séchoir et condensées. L'eau condensée a typiquement une DCO (env. 2000 mg/l) élevée et une teneur en N (env. 600-2000 mg/l) et peut contenir d'autres polluants (par ex. des métaux lourds) provenant des boues d'épuration, et donc nécessitera un traitement avant l'évacuation finale. Le non condensât restant peut être incinéré. Après incinération, les gaz brûlés peuvent être refroidis dans un échangeur de chaleur pour préchauffer l'air d'incinération à des températures d'environ 300°C et dans certains cas à plus de 500°C. La chaleur restante dans la chaudière à vapeur peut être recyclée et utilisée pour la production de vapeur saturée (niveau de pression d'env. 10 bars), qui alternativement peut être utilisée pour le pré-séchage partiel des boues. [64, TWGComments, 2003]

2.3.3.2 Lit fluidisé circulant (LFC) pour les boues d'épuration

Le lit fluidisé circulant (LFC voir figure 2.14 ci-dessous) est spécialement approprié pour l'incinération de boues d'épuration séchée ayant une forte valeur thermique. Il fonctionne avec le matériau de bain fin et à des vitesses de gaz élevées qui enlèvent la plus grande partie des particules de matériaux solides de la chambre du bain fluidisé avec les gaz brûlés. Les particules sont ensuite séparées dans un cyclone en aval et retournées vers la chambre d'incinération.

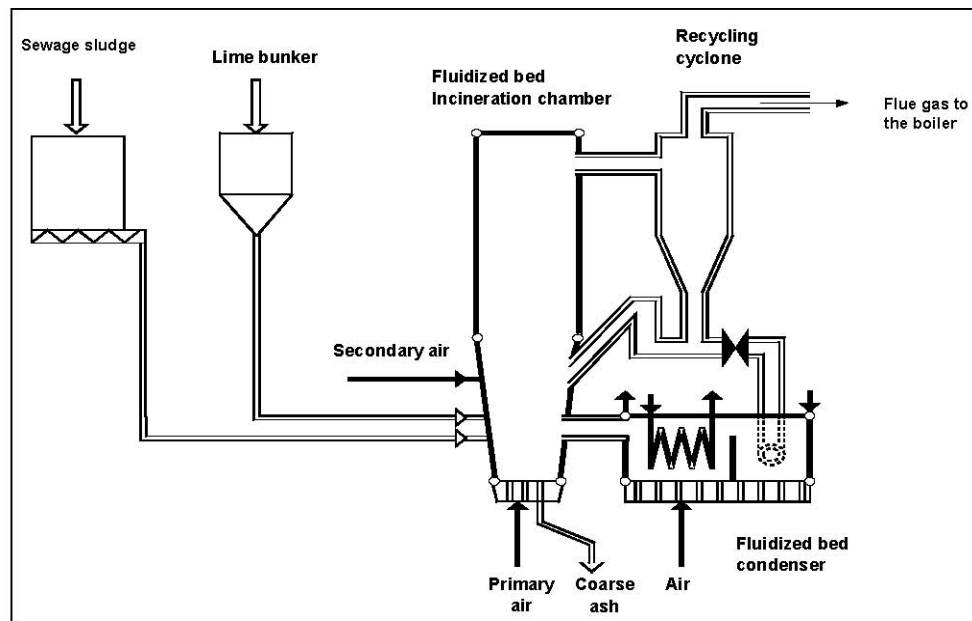
Boues
d'épurationbunker à
chauxchambre
d'incinération à
bain fluidisé
air primaire
cendre bruteair
secondairecyclone de
recyclage
Air
condenseur à
bain fluidiségaz brûlés vers
la chaudière

Figure 2.14: Principaux composants d'un bain fluidisé circulant

Source [1, UBA, 2001]

L'avantage de ce processus est que des débits de chaleur élevés et une température plus uniforme le long de la hauteur peuvent être atteints avec un volume de réaction faible. La taille de l'usine est généralement plus grande que pour le bain fluidisé bouillonnant et un plus grand éventail de déchets peut être traité. Les déchets sont injectés sur le côté dans la chambre d'incinération et sont incinérés à 850-950°C. Le surplus de chaleur est retiré au travers des murs revêtus et via des échangeurs de chaleur. Le condenseur de bain fluide est placé entre les cyclones de recyclage et le LFC, et refroidit les cendres retournées. En utilisant cette méthode, le retrait de la chaleur peut être contrôlé.

2.3.3.3 Four à foyer à projection

[64, TWGComments, 2003]

Ce système peut être considéré comme un système intermédiaire entre l'incinération à bain fluidisé et à grille.

Les déchets (par ex. CTD, boues, etc.) sont soufflés dans le four pneumatiquement à une hauteur de plusieurs mètres. De fines particules participant directement dans le processus d'incinération, alors que des particules plus grandes tombent sur la grille en mouvement, qui se déplace dans la direction opposée à l'injection des déchets. Alors que les particules les plus grandes sont étalées sur la plus grande distance, elles passent le plus de temps sur la grille pour compléter le processus d'incinération. De l'air secondaire est injecté pour s'assurer que les gaz brûlés sont mélangés de manière adéquate dans la zone d'incinération.

Comparé à l'incinération à grille la grille est une construction moins compliquée dû à la charge

thermique et mécanique relativement plus petite. Une fois comparé aux systèmes à bain fluidisé, l'uniformité de la taille des particules est moins importante et il y a un risque moindre de colmatage.

2.3.3.4 Bain fluidisé rotatif

[74, TWGComments, 2004]

Ce système est un développement du bain bouillonnant pour l'incinération des déchets. Des plateaux de buses inclinés, larges chutes d'extraction de cendres de lit et les vis d'alimentation et d'extraction sont des dispositifs spécifiques pour assurer une manipulation fiable des déchets solides. Le contrôle de la température à l'intérieur de la chambre de combustion revêtue de réfractaire (bain et espace libre) se fait par le recyclage des gaz brûlés. Ceci permet un large éventail de valeurs calorifiques de carburants, par exemple la co-combustion des boues et déchets prétraités.

2.3.4 Systèmes de pyrolyse et gazéification

2.3.4.1 Introduction à la gazéification et pyrolyse

[9, VDI, 2002] Des technologies alternatives pour le traitement des déchets thermiques ont été développées depuis les années 1970. En général, elles ont été appliquées aux flux de déchets sélectionnés et sur une échelle plus petite que l'incinération.

Ces technologies tentent de séparer les composants des réactions qui se produisent dans les usines d'incinération conventionnelles de déchets en contrôlant les températures de processus et les pressions dans des réacteurs spécialement conçus (voir tableau 2.1).

De même que les technologies de pyrolyse/gazéification spécifiquement développées, des technologies d'incinération standard (c-à-d grilles, bains fluidisés, fours rotatifs, etc.) peuvent être adaptés pour *fonctionner* dans des conditions de pyrolyse ou de gazéification, c'est-à-dire avec des niveaux d'oxygène réduits (*sous stœchiométrie*), ou à des températures plus basses. Souvent des systèmes de pyrolyse et de gazéification sont couplés avec une combustion en aval du *syngaz* généré (voir Section 2.3.4.4 sur les processus de combinaison).

De même que les objectifs normaux de l'incinération des déchets (c-à-d le traitement efficace des déchets), les buts supplémentaires des processus de gazéification et de pyrolyse sont de :

- convertir certaines fractions des déchets dans le gaz de processus (appelé *syngaz*)
- réduire les besoins de nettoyage des gaz en réduisant les volumes de gaz brûlés.

Tant la pyrolyse que la gazéification diffèrent de l'incinération dans ce qu'elles peuvent être utilisées pour le recyclage de la valeur chimique des déchets (plutôt que leur valeur énergétique). Les produits chimiques dérivés peuvent dans certains cas être alors utilisés comme charge d'alimentation pour d'autres processus. Cependant, lorsqu'elles sont appliquées aux déchets, il est plus courant pour la pyrolyse, la gazéification et un processus basé sur la combustion d'être combinés, souvent sur le même site comme une partie d'un processus intégré. Lorsque c'est le cas, l'installation recycle généralement complètement la valeur énergétique plutôt que la valeur chimique des déchets, comme le ferait un incinérateur normal.

Dans certains cas, les résidus solides générés de tels processus contiennent des polluants qui seraient, dans un système d'incinération, transférés vers la phase des gaz, puis, avec un nettoyage efficace des gaz brûlés, ils seraient retirés avec les résidus FGT. [64, TWGComments, 2003]

Les systèmes et concepts suivants ont été développés (avec des niveaux différents de réussite prouvée à l'échelle industrielle) :

Systèmes de pyrolyse d'incinération pour les déchets:

Système 1	Pyrolyse dans un four rotatif – séparation de coke et de matière inorganique – incinération de gaz de pyrolyse
Système 2	Pyrolyse dans un four rotatif – séparation de matériaux inertes – combustion de fraction riches en carbone solide et gaz de pyrolyse
Système 3	Pyrolyse dans un four rotatif – condensation de composants de gaz de pyrolyse – incinération de gaz, fuel et coke
Système 4	Pyrolyse sur une grille – incinération connectée directement
Système 5	Pyrolyse sur une grille (avec un four de fonte suivant pour une production de mâchefer fondu à teneur en métal) – bain fluidisé circulant (brûlage des particules et gaz).

Systèmes de gazéification pour les déchets:

Système 1	gazéifieur de bain fixe – prétraitement de séchage nécessaire pour le matériau grumeleux
Système 2	gazéifieur de bain de scorie – en tant que bain fixe mais avec évacuation de mâchefer fondu
Système 3	Gazéifieur de gaz entraîné – pour le matériau liquide, pâteux et granuleux fin qui peut être injecté dans le réacteur par les buses
Système 4	gazéifieur de bain fluidisé – gazéifieur de bain fluide circulant pour les déchets urbains prétraités, boues d'épuration déshydratées et certains déchets dangereux
Système 5	gazéifieur de bain bouillonnant – similaire aux chambres de combustion à bords fluidisés bouillonnant, mais fonctionnant à température plus basse et en tant que gazéifieur

Systèmes de pyrolyse-de gazéification pour les déchets:

Système 1	Processus de conversion – pyrolyse dans un four rotatif – retrait et traitement de la phase solide – condensation de la phase de gaz – gazéifieur de flux entraîné suivant pour les gaz de pyrolyse, fuel et coke
Système 2	gazéification combine - pyrolyse et fusion – pyrolyse partielle dans un four poussoir avec une gazéification connectée directement dans un réacteur à bain à garnissage avec l'ajout d'oxygène (par ex. Thermoselect)

D'autres systèmes ont été développés pour les déchets prétraités qui sont ensuite brûlés dans d'autres usines industrielles. Ces processus de co-incinération n'entrent pas dans la portée de ce BREF.

2.3.4.2 Gazéification

[64, TWGComments, 2003] La gazéification est une combustion partielle de substances organiques pour produire des gaz qui peuvent être utilisés comme charge d'alimentation (par certains processus de reformage), ou comme un carburant.

[1, UBA, 2001] Il y a différents processus de gazéification disponibles ou étant développés qui sont en principe appropriés pour le traitement des déchets urbains, certains déchets dangereux et boues d'épuration séchées.

Il est important que la nature (taille, consistance) des déchets alimentés reste dans des limites prédéfinies. Ceci requiert souvent un prétraitement spécial des déchets urbains, par exemple.

Les caractéristiques spéciales du processus de gazéification sont:

- un volume de gaz plus petit comparé au volume de gaz brûlé dans l'incinération (jusqu'à un facteur de 10 en utilisant de l'oxygène pure)
- formation prédominante de CO plutôt que de CO₂
- hautes pressions de fonctionnement (dans certains processus)
- accumulation de résidus solides sous forme de scorie (dans des gazéifieurs de scorie à haute température)
- agrégats petits et compacts (spécialement dans la gazéification pressurisée)
- utilisation de matériaux et énergétique de gaz de synthèse
- flux plus faible d'eau usée du nettoyage des gaz de synthèse.
- On utilise les réacteurs de gazéification suivants:
- gazéifieurs à bains fluidisés (voir Figure 2.17)
- gazéifieurs à débit de courant
- gazéifieur à cyclone
- gazéifieur à bain à garnissage

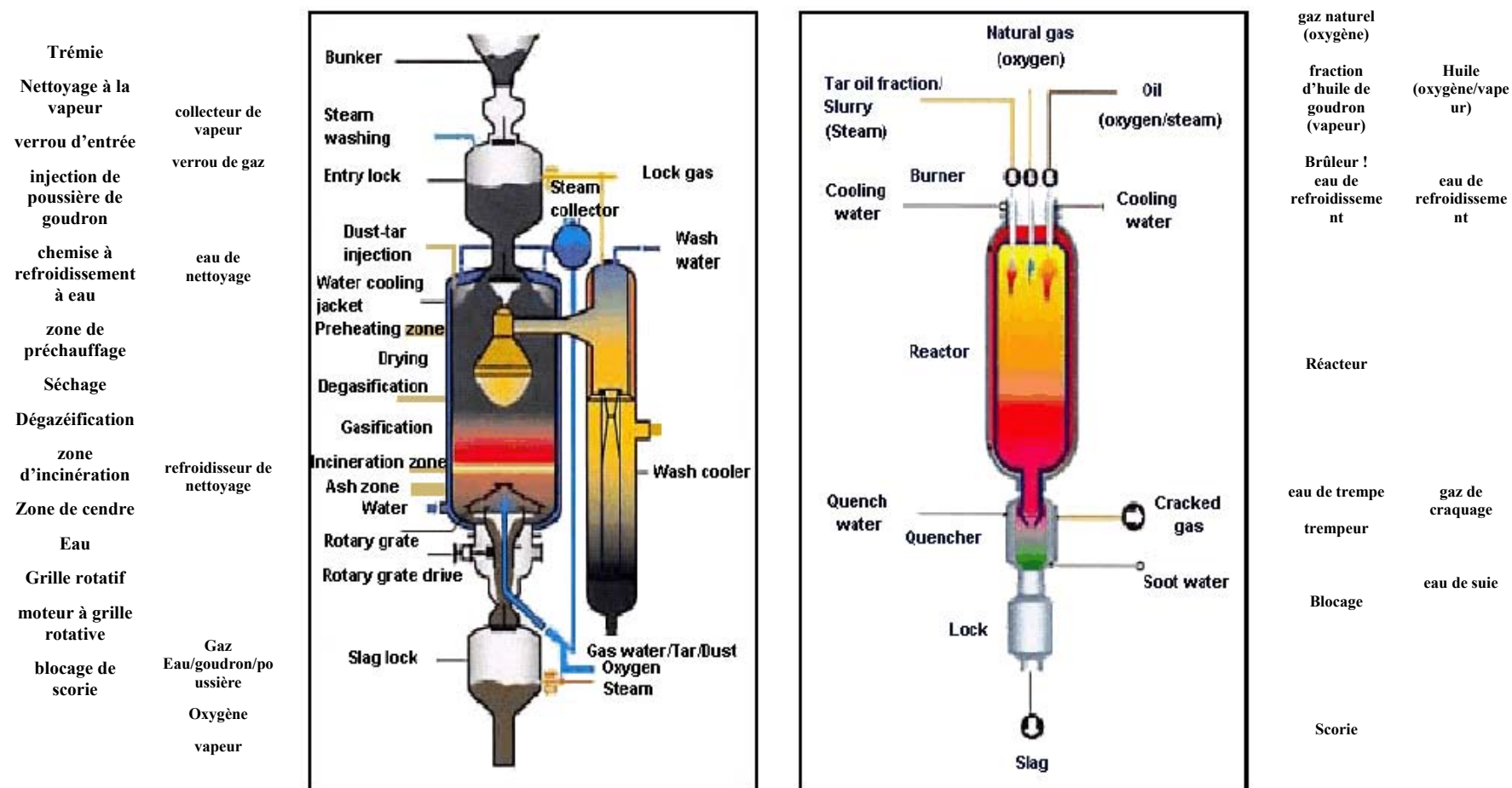


Figure 2.15: Représentation d'un gazéifieur à bain à garnissage et d'un gazéifieur à débit de courant
Source [1, UBA, 2001]

Pour l'utilisation dans un flux entraîné, les gazéificateurs à bains fluidisé ou à cyclone doivent être finement réduit en granulés. De ce fait un prétraitement est nécessaire, surtout pour les déchets urbains. Les déchets dangereux, d'autre part, peuvent être gazéifiés directement s'ils sont liquides, pâteux ou réduit en fins granulés.

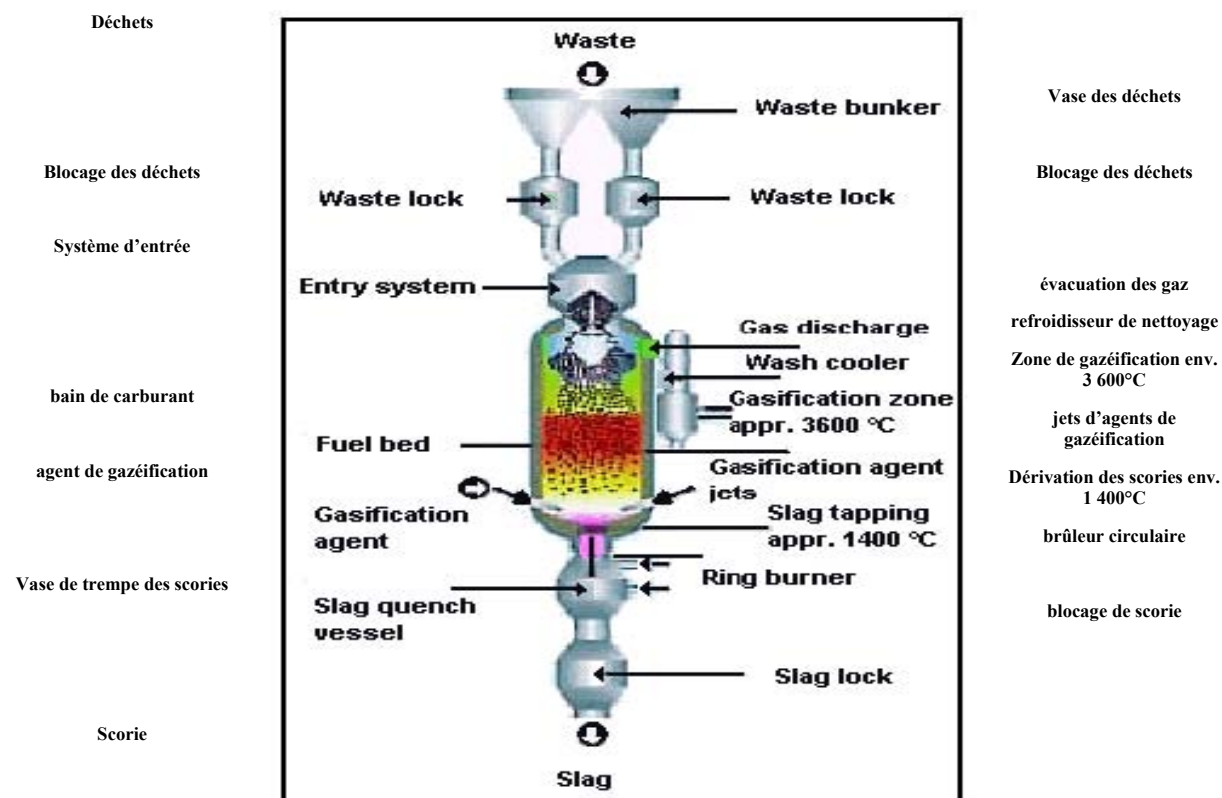
2.3.4.2.1 Exemples de processus de gazéification

[1, UBA, 2001] En Allemagne, un gazéificateur à flux entraîné est actuellement en fonctionnement pour la gazéification de déchets dangereux fluides au Sekundärrohstoffverwertungszentrum (SVZ ; Centre pour l'Utilisation des Matériaux Bruts Secondaires) à Schwarze Pumpe.

Les déchets fluides entrent dans le réacteur via le système de brûleur et sont transformés en gaz de synthèse à des températures de 1600 - 1800°C. Depuis 1995, environ 31 000 tonnes d'huiles usagées ont été éliminées dans cette usine.

Du matériau d'enfournage en bloc est nécessaire pour le gazéificateur à bain à garnissage, mais le séchage est suffisant comme processus de prétraitement. La SVZ Schwarze Pumpe GmbH exploite six gazéificateurs à bain à garnissage pour la gazéification de mélanges de déchets de charbon. La proportion du taux d'alimentation va jusqu'à 85%. Dans les réacteurs, chacun ayant un débit de 8 à 14 tonnes par heure, sont principalement traités des déchets plastiques compactés, des boues d'épuration déshydratées et des sols contaminés. Les déchets entrent dans le réacteur par l'entrée et sont transformés en gaz de synthèse à environ 800—1300 °C et 25 bars avec l'aide de la vapeur et de l'oxygène (l'agent de gazéification).

Un développement de ces gazéificateurs à bains à garnissage est le gazéificateur à bain de scorie présenté ci-dessous dans la Figure 2.16. Une telle usine est actuellement en fonctionnement sur la base d'un test, recevant jusqu'à 70% de déchets, à un débit de 30 t/h. Le gazéificateur fonctionne à une température allant jusqu'à 1600°C et les scories sont déchargées sous forme d'un liquide.



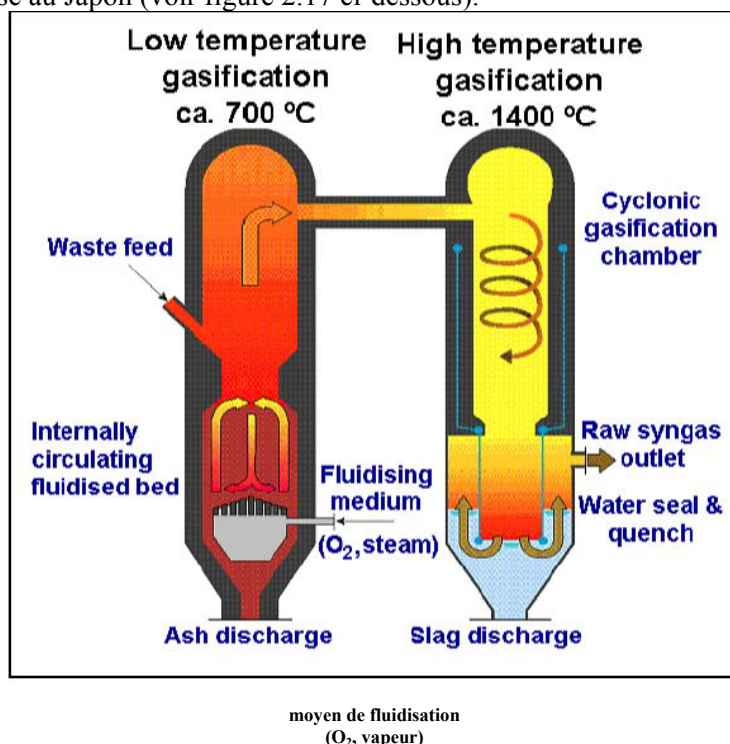
Un processus de gazéification des déchets basé sur un bain fluidisé combiné à une gazéification à flux courant est utilisé au Japon (voir figure 2.17 ci-dessous).

Gazéification basse température env. 700°C

Alimentation des déchets

bain fluidisé circulant en interne

décharge de cendre



Gazéification haute température env. 1 400°C

chambre de gazéification cyclonique

sortie de syngaz brut

joint d'eau + trempe

évacuation des scories

Figure 2.17: Gazéifieur à bain fluidisé ayant un four de scorification à haute température
Source [68, Ebara, 2003]

Ce processus est conçu pour générer du syngaz à partir des déchets plastiques d'emballage ou autre matériau de déchets hautement calorifiques. Les principaux composants du processus sont un gazéifieur à bain fluidisé et un gazéifieur à haute température de deuxième étape. Le bain

fluidisé permet la gazéification rapide des matériaux comparativement hétérogènes, qui sont agglomérés pour une alimentation sans à-coup. Plusieurs pour cent de composants non combustibles, même des pièces métalliques, sont acceptables, puisque les cendres sont continuellement déchargées du bain fluidisé. Le gazéifieur à haute température est conçu comme le cyclone, pour collecter les particules de fines cendres sur la paroi. Après vitrification, les scories sont déchargées à travers un siphon isolateur. Les deux réacteurs fonctionnent sous pression élevée, typiquement 8 bars.

Une première usine de cette technologie était en fonctionnement commercial en 2001 pour traiter les déchets d'emballage plastique. La capacité de cette usine témoin est de 30 tonnes par jour. Une usine supplémentaire de 65 tonnes par jour a commencé à fonctionner en 2002. Le syngaz produit est alimenté dans une usine de production d'ammoniaque adjacente. D'autres usines similaires sont en construction. [68, Ebara, 2003]

D'autres variantes des processus de gazéification ont été tentées et sont en cours de développement, pour une variété de flux de déchets.

2.3.4.3 Pyrolyse

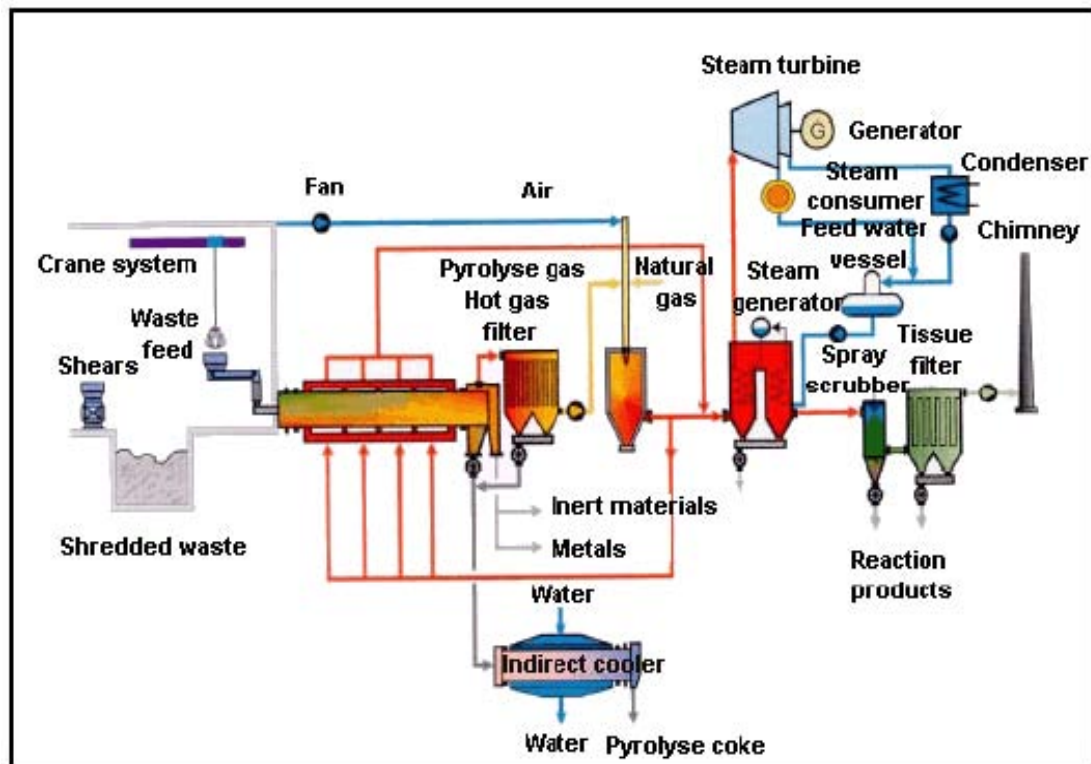
[1, UBA, 2001] La pyrolyse est le dégazage des déchets en l'absence d'oxygène, pendant lequel sont formés les gaz de pyrolyse et une coke solide. Les valeurs thermiques des gaz de pyrolyse sont typiquement entre 5 et 15 MJ/m³ basé sur les déchets urbains et entre 15 et 30 MJ/m³ basé sur le CTD. Dans un sens plus large, la "pyrolyse" est un terme générique incluant un nombre de combinaisons différentes de technologies qui constituent, en général, les étapes technologiques suivantes :

- **processus de combustion lente:** La formation de gaz des particules volatiles des déchets à des températures situées entre 400 et 600°C.
- **pyrolyse:** La décomposition thermique des molécules organiques des déchets entre 500 et 800°C résultant en la formation de gaz et en une fraction solide
- **gazéification:** La conversion de la part de charbon restant dans la coke de pyrolyse à 800-1000°C avec l'aide d'une substance de gazéification (par ex. l'air ou la vapeur) en un gaz de processus (CO, H₂)
- **incinération:** Selon la combinaison de technologie, le gaz et la coke de pyrolyse sont brûlés dans une chambre d'incinération.

Une usine à pyrolyse pour le traitement des déchets urbains est opérationnelle en Allemagne, et une autre devait démarrer à la fin de 2003 en France. D'autres projets de pyrolyse existent en Europe et ailleurs (notamment au Japon) recevant certains types spécifiques de déchets ou fractions de déchets, souvent après prétraitement.

Les usines à pyrolyse pour le traitement des déchets comprennent les étapes de processus de base suivantes:

- 1 préparation et meulage: le meulage améliore et standardise la qualité des déchets présentés pour traitement, et soutient ainsi le transfert de chaleur.
- 2 séchage (dépend du processus): une étape de séchage séparée améliore le PCS des gaz bruts de processus et augmente l'efficacité des réactions gaz-solides à l'intérieur du four rotatif.
- 3 la pyrolyse des déchets, où en plus du gaz de pyrolyse s'accumule un résidu solide contenant du charbon qui contient aussi des portions minérales et métalliques.
- 4 un traitement secondaire du gaz de pyrolyse et de la coke de pyrolyse, par la condensation des gaz pour l'extraction de mélanges d'huiles utilisable énergiquement et/ou l'incinération des gaz et de la coke pour la destruction d'ingrédients organiques et l'utilisation simultanée de l'énergie.



système à grue	ventilateur	Air	turbine à air	générateur	condenseur
				consommateur de vapeur	
				vase d'alimentation	
Alimentation des déchets		gaz de pyrolyse	gaz naturel	générateur de vapeur	cheminée
		gaz chauds			
		filtre			
Cisailles		matériaux inertes		épurateur à pulvérisation	filtre ouaté
		métaux			
		Eau			
		refroidisseur indirect			
		Eau	coke de pyrolyse		produits de réaction

Figure 2.18: Structure d'une usine à pyrolyse pour le traitement des déchets urbains

En général, la température de l'étape de pyrolyse se situe entre 400 et 700°C. À des températures plus faibles (env. 250°C) d'autres réactions se produisent dans une certaine mesure. Ce processus est parfois appelé conversion (par ex. la conversion des boues d'épuration).

En plus du traitement thermique de certains déchets urbains et boues d'épuration, les processus de pyrolyse sont aussi utilisés pour :

- la décontamination du sol
- le traitement des déchets synthétiques et pneumatiques usagés
- le traitement de chute de câbles ainsi que les matériaux de composés plastiques et métalliques pour le recyclage de substances.

Les avantages potentiels des processus de pyrolyse peuvent inclure:

- la possibilité de recycler la valeur matérielle de la fraction organique par exemple comme le méthanol
- la possibilité de génération accrue d'électricité en utilisant des moteurs à gaz ou des turbines à gaz pour la génération (au lieu des chaudières à vapeur)
- des volumes réduits de gaz brûlés après combustion, qui peuvent réduire les coûts en capitaux de FGT dans certaines mesures.
- la possibilité de spécifications de réponse pour l'utilisation externe du charbon produit par lavage

(par ex. teneur en chlorure).

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

2.3.4.3.1 Exemple de processus de pyrolyse

[2, infomil, 2002]

Dans cet exemple sont traités des boues industrielles solides et des déchets de peinture déchiquetés/emballages de produits chimiques.

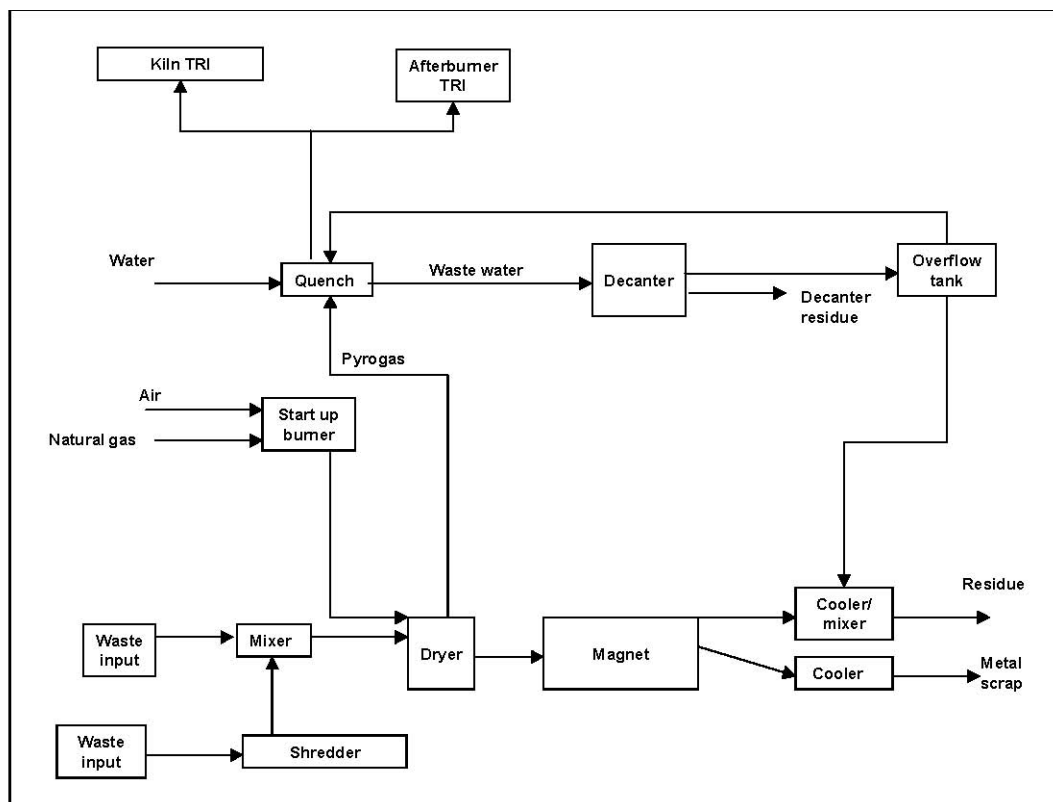
L'unité de "pyrolyse" est combinée à une usine de traitement thermique pour le sol pollué, dans laquelle le gaz de synthèse (syngaz) de l'unité de pyrolyse est utilisé comme carburant. L'unité de pyrolyse comporte deux réacteurs parallèles. Les deux sont équipés de vis, qui transportent le matériau d'alimentation au travers les réacteurs. Les matériaux d'alimentation comprennent le gâteau de filtre et sédiment d'autres installations sur site de traitement des eaux usées de processus, ainsi que les déchets de peinture. La teneur moyenne en matériaux organiques varie de 25 à 85%, et la teneur moyenne en eau est d'environ 25%.

Au démarrage, les réacteurs sont chauffés avec du gaz naturel à environ 500°C. Ensuite l'alimentation commence et l'utilisation de gaz naturel est arrêtée. La quantité d'air est conservée sous la demande stœchiométrique, résultant en un processus de gazéification. La température de gazéification est d'environ 900-1200°C. La capacité des réacteurs est environ de 2 x 4 tonnes/heure.

Le syngaz est refroidi dans un condenseur d'extinction. Le syngaz restant (LVH env. 7 MJ/Nm³) est utilisé comme carburant dans une autre unité pour le traitement thermique de sol pollué. L'incinération et le traitement des gaz brûlés se produisent conformément aux normes d'émissions Hollandaises. L'eau condensée du bain d'extinction est traitée dans un décanteur pour la séparation du charbon. La fraction d'eau est utilisée pour humidifier les résidus du réacteur.

Les résidus du réacteur (niveau de température d'env. 500°C) passent par un système de séparation magnétique pour le retrait du fer des déchets de peinture et de la fraction d'emballage. La fraction restante est refroidie et humidifiée avec l'eau condensée, pour évacuation et mise en décharge.

Un schéma général de processus, comprenant les flux principaux de masses est présenté ci-dessous:



Four TRI		Postcombustion TRI			
Eau	Trempe	Eaux usées	Décanteur	Résidu de décanteur	Réservoir de surcharge
Air gaz naturel	Gaz de pyrolyse Brûleur de démarrage				
Entrée de déchets	Mélangeur	Séchage	Aimant	Refroidisseur /mélangeur Refroidisseur	Résidu Ferraille métallique
Entrée de déchets	Déchiqueteuse				

Figure 2.19: Schéma de processus d'unité de « pyrolyse » d'ATM
 Source [2, infomil, 2002]

L'avantage principal de l'unité de pyrolyse est que l'excès de PCS présent dans le gâteau de filtre traité, le sédiment et les déchets de peinture peuvent être directement utilisés dans une unité de traitement thermique pour les sols pollués. L'efficacité énergétique, par conséquent, est au moins comparable à l'incinération des déchets. De plus, la fraction de ferraille ferreuse (15%) est retirée pour le recyclage, alors que le volume des déchets traités est réduit d'env. 50%. Les résidus restants peuvent en partie être traités dans les propres installations d'ATM. Les coûts généraux sont réduits par le fait qu'il emploie l'incinérateur et le traitement des gaz brûlés d'une grande usine de traitement des sols pollués et de déchets.

2.3.4.3.2 Exemple de pyrolyse combinée à une centrale électrique

[1, UBA, 2001] Dans cet exemple l'unité de pyrolyse est conçue pour être ajoutée à une centrale électrique existante. Elle comprend deux lignes de fours à tambour avec un débit annuel prévu de déchets urbains de 50 000 tonnes chacun. L'unité de chaudière existante sera alimentée à charge pleine avec jusqu'à 10% de la production thermique du four issus des carburants de substitution pyrolysés.

Spécification de l'usine ConTherm:

Chauffée en l'absence d'oxygène, jusqu'à 500°C dans une usine à four à tambour indirectement chauffé, elle décompose thermiquement les carburants des déchets préparés. Les composants organiques sont décomposés en hydrates de carbone gazeux. De la coke, du gaz de pyrolyse, des métaux et des matériaux inertes sont produits.

Les métaux dans les déchets alimentés sont maintenant présents sous leur forme métallique et peuvent être retirés dans un état très pur. Dans cette optique, il existe une usine de réutilisation à la fin des types de fours en fût où le résidu solide est séparé en fractions individuelles. Le résidu est séparé en une fraction brute (métaux, inertes) et une fraction fine. 99% du charbon est contenu sous forme de coke en fine fraction. Après tamisage, la fraction grossière est alimentée vers un retireur humide de cendres, refroidi et séparé en métaux ferreux et non ferreux dans une unité de retraitement.

L'énergie thermique est émise à travers l'enveloppe du four par radiation et à un degré moindre par convection vers les déchets au sein du four rotatif à fût. Le four à tambour à pyrolyse est conçu pour les déchets à chauffés à environ 450 – 550°C et gazéifiés en une heure. Le gaz de pyrolyse qui en résulte comprend:

- de l'eau vaporisée
- du monoxyde de carbone
- de l'hydrogène
- du méthane
- des hydrates de carbones d'ordre élevé

Un cyclone dépoussière le gaz de pyrolyse. La poussière déposée et les particules de carbone sont ajoutées à la coke de pyrolyse.

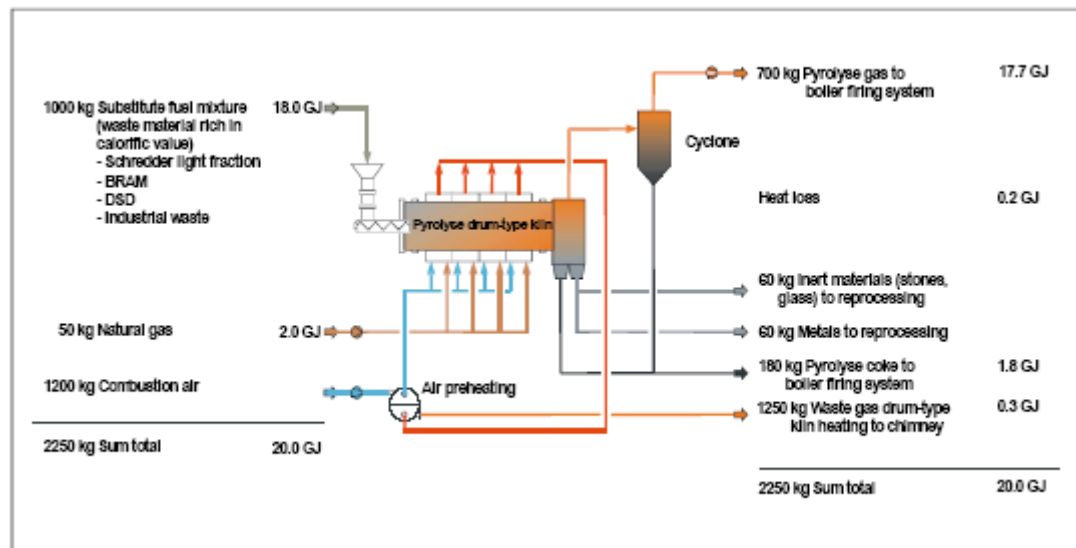
Intégration de l'usine ConTherm dans la centrale électrique:

La centrale électrique a une production thermique du four maximum de 790 MW. En plus des carburants normaux: houille, coke et coke de pétrole, coke de pyrolyse et gaz de pyrolyse peuvent aussi être utilisés.

La coke est alimentée en premier dans des trémies de houille, amassée avec la houille et ensuite poussée dans la chaudière avec les brûleurs de poussière. L'incinération du produit de pyrolyse s'effectue à des températures d'environ 1600°C. Lors de l'incinération, les agents organiques sont transférés en CO₂ et en eau. Dû au ratio élevé de soufre par rapport au chlorure dans les gaz brûlés bruts, et à cause du refroidissement à environ 120°C, toute nouvelle formation de dioxines est rendue impossible. Tous les agents toxiques qui ne sont pas transformés en leur phase gazeuse sont liés dans le granulat de la chambre de fusion avec la poussière en suspension dans l'air et le matériau inerte de la base.

Équilibre énergétique et évaluation de poids:

L'énergie et l'équilibre de la masse de l'usine ConTherm sont illustrés dans le diagramme suivant :



mélange de combustible de substitution (matériau de déchet riche en valeur calorifique) - fraction légère de déchiqueteuses - BRAM - DSD - déchets industriels	four à tambour à pyrolyse	gaz de pyrolyse vers le système de feu de chaudière Cyclone perte de chaleur matériaux inertes (pierres, verre) vers le retraitement métaux de retraitement coke de pyrolyse vers le système de feu de chaudière chauffage d'effluents gazeux dans le four à tambour vers la cheminée
gaz naturel air de combustion		
Somme totale	Préchauffage d'air	Somme totale

Figure 2.20: Équilibre de l'énergie et évaluation du poids de l'usine ConTherm

Source [1, UBA, 2001]

Selon la valeur calorifique du CTD (par ex. 15-30 MJ/m³) il est possible pour réduire le carburant primaire tel que le charbon de l'ordre de 0,5 à 1,0 tonne de charbon par tonne de CTD.

Aucune donnée sur les émissions dans l'air n'a été fournie.

Coûts:

Dû à la connexion le l'usine à pyrolyse à une centrale électrique à charbon et l'utilisation de produits de la pyrolyse dans la centrale électrique, de nouvelles installation (et par conséquent des coûts d'infrastructure) sont limités à :

- réception des déchets et stockage (bunker)
- système de four à tambour avec les installations de chauffage requises, et
- système de re-traitement pour les substances de valeur.

La centrale électrique partage l'unité d'incinération, le système d'utilisation de la chaleur des déchets, le système de nettoyage des gaz brûlés et la cheminée. Utiliser l'équipement de processus, les machines et l'infrastructure de la centrale électrique résulte en des coûts d'infrastructure réduits et par conséquent des paiements d'intérêts réduits. En plus, les coûts de personnel, de fonctionnement et d'entretien sont aussi réduits. Donc, les coûts d'élimination par tonne de déchets sont aussi réduits et peuvent être inférieurs à ceux des usines d'incinération autonome. [1, UBA, 2001].

2.3.4.4 Processus de combinaison

Ce terme est utilisé pour les processus comprenant une combinaison de différents processus thermiques (pyrolyse, incinération, gazéification).

2.3.4.4.1 Pyrolyse – incinération

[1, UBA, 2001]

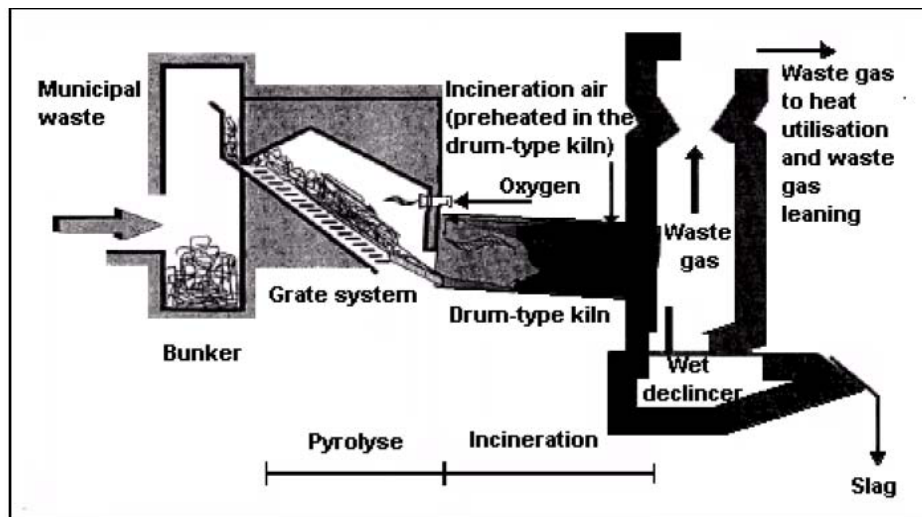
Les techniques suivantes sont rendues à des étapes différentes de développement :

1. La pyrolyse dans un four à tambour suivie de l'incinération à haute température des gaz de pyrolyse et coke de pyrolyse. En Allemagne, la complète mise en service d'une usine de ce type n'a jamais eu lieu.
2. La pyrolyse dans un four à tambour, suivie par la condensation de goudrons et huiles gazeux, suivie de l'incinération à haute température des gaz de pyrolyse, huile de pyrolyse et coke de pyrolyse.
3. La pyrolyse sur grille avec incinération à haute température directement connectée

Les résidus solides de ces processus sont granulaires, ce qui peut être bénéfique pour une réutilisation ultérieure ou élimination. Les boues d'épuration (déshydratées ou séchées) peuvent être co-traitée avec des fractions de déchets urbains.

Le processus numéro 2 (ci-dessus) est similaire au processus numéro 1 en principe, mais diffère sur deux aspects principaux:

- les gaz de pyrolyse sont refroidis en sortant du four à tambour, vers le dépôt d'huile, de poussière et d'eau.
- Ceci est suivi par le traitement oxydant à haute température dans un four spécial à agrégats, où les produits de la pyrolyse, le mélange d'huile-eau-poussière, la coke de pyrolyse et les gaz de pyrolyse sont brûlés, et les résidus solides sont transformés en une coulée liquide.



Déchets urbains

air d'incinération
(préchauffé dans le
four à tambour)

gaz de déchets
pour chauffer
et gaz des
déchets

Trémie

système de
grille

Oxygène
four à tambour

gaz des déchets

pyrolyse

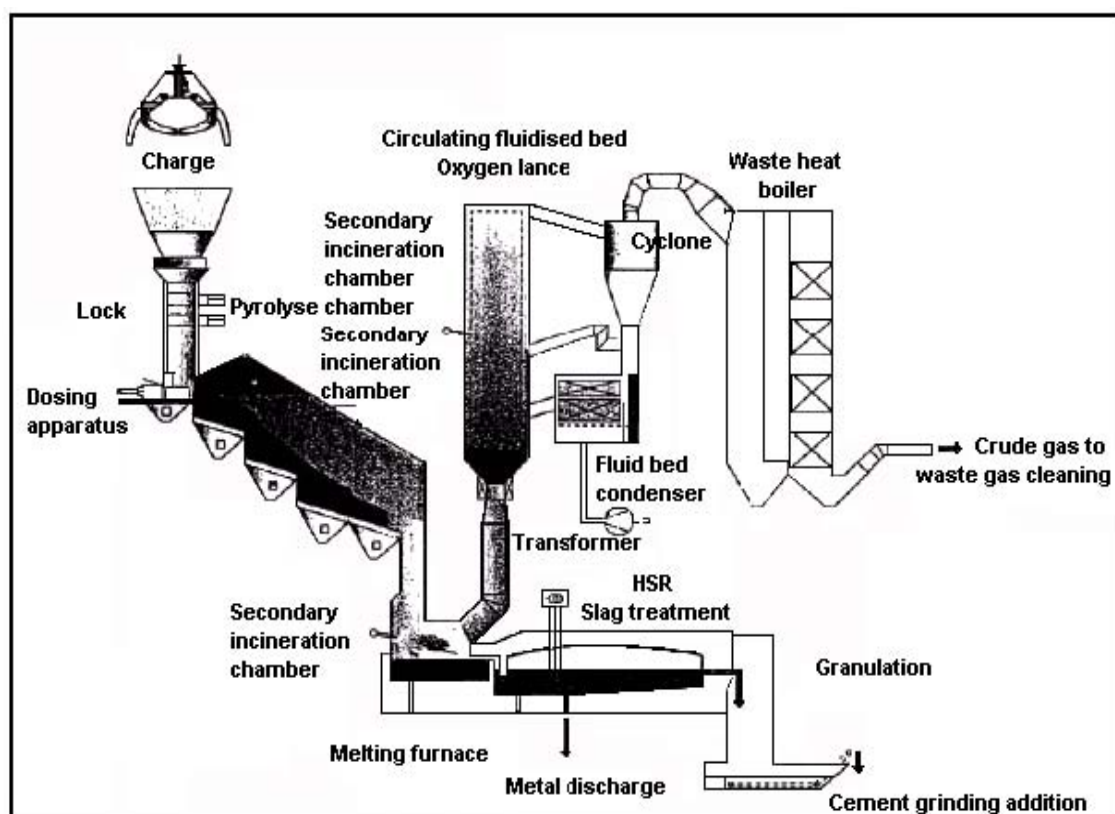
Incinération

Récupération
des liquides

scorie

Figure 2.21: La pyrolyse sur grille avec incinération à haute température directement connectée
Source [1, UBA, 2001]

La pyrolyse sur une grille avec une incinération directement connectée à haute température (voir figure 2.21) était développée à partir de l'incinération à grille conventionnelle mais avec comme objectif la production d'une coulée liquide. Les déchets sont d'abord pyrolysés sur une grille par chauffage direct. Cette chaleur provient d'une incinération partielle des gaz de pyrolyse avec de l'oxygène pure. Lors d'une deuxième étape, les produits, gaz de pyrolyse, coke et substances inertes sont brûlés ou fondus, respectivement, à hautes températures dans un four à tambour directement connectés. Le résidu fondu accumulé contient du verre, des pierres, des métaux et autres matériaux inertes et est différent du produit correspondant au processus 1 ci-dessus.



Charge		bain fluidisé circulant lance à oxygène	Chaudière de récupération de chaleur	
Blocage	chambre d'incinération secondaire	Cyclone		gaz bruts vers le nettoyage des effluents gazeux
appareil de dosage	chambre de pyrolyse chambre d'incinération secondaire	condenseur à bain fluidisé transformeur HSR traitement des scories		
	chambre d'incinération secondaire	four de fusion évacuation des métaux	Granulation	
			ajout de meulage du ciment	

Figure 2.22: Processus de RCP
Source [1, UBA, 2001]

Le processus RCP (voir figure 2.22) est un développement de la pyrolyse sur une grille avec processus d'incinération à haute température directement connecté. Le mâchefer fondu est épuré des composants métalliques et amélioré en additif pour ciment lors d'une étape spéciale de traitement secondaire. En Allemagne, le concept du processus de RCP est maintenant appliqué pour la première fois à l'échelle industrielle dans une usine ayant un débit de 90 000 tonnes/an (coûts d'investissement d'env. EUR 88 millions) connecté à une usine d'incinération existante pour les déchets urbains à Bremerhaven.

Les techniques de nettoyage des gaz brûlés appliquées pour les trois processus de combinaison de pyrolyse nommé plus haut, ne diffère pas, en principe, des systèmes utilisés dans les usines d'incinération de déchets urbains. Les mêmes résidus et produits de réaction s'accumulent. Leur type et composition dépendent surtout du système de nettoyage des gaz brûlés choisi. Cependant, en contraste avec l'incinération de déchets urbains, les poussières filtrées peuvent être recyclées dans la chambre de fusion.

Exemple de pyrolyse – installation de combustion pour les déchets hospitaliers aux Pays-Bas:

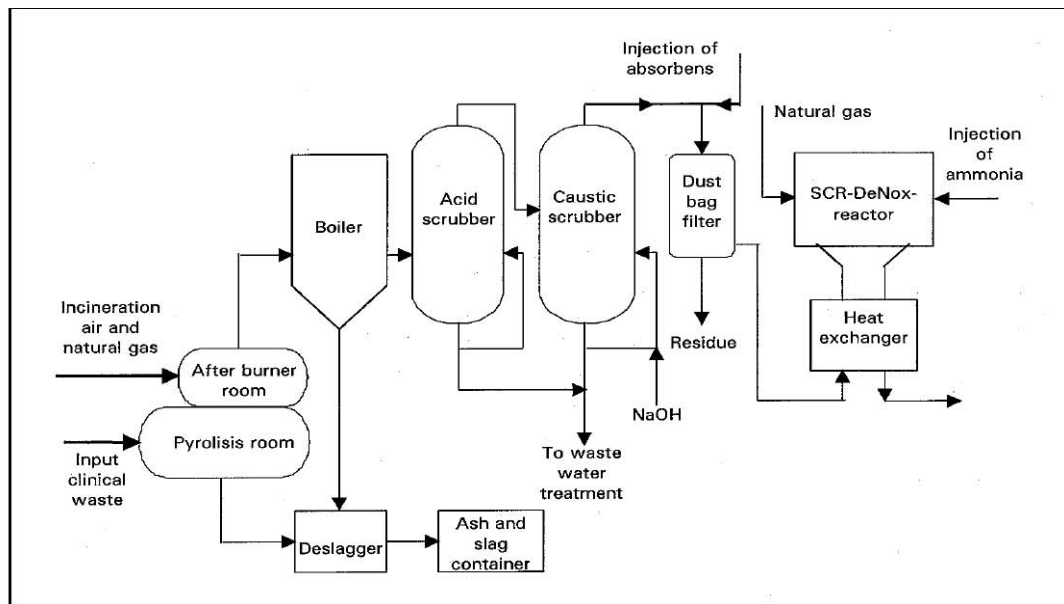
[2, infomil, 2002] Les déchets hospitaliers non spécifiques sont collectés régulièrement auprès des hôpitaux et autres instituts de soins, y compris les docteurs, dentistes et vétérinaires. Les déchets sont collectés dans des poubelles spéciales de 30 ou 60 litres, qui ont été remplies dans les institutions et qui n'ont pas besoins d'être à nouveau ouvertes. Les déchets sont alors incinérés, y compris les poubelles, qui agissent aussi comme un carburant auxiliaire/ Les déchets non hospitaliers provenant des hôpitaux et des institutions de soins sont collectés et traités comme des déchets urbains normaux.

Les déchets collectés sont stockés dans des conteneurs de transport fermés sur site. Les poubelles sont collectées et transportées semi automatiquement vers l'unité d'incinération, qui est situé dans un bâtiment fermé. L'alimentation de l'incinérateur se fait par un sas à air, pour empêcher l'introduction de faux air d'incinération.

L'incinération a lieu dans un processus à deux étapes (voir figure 2.23). Dans la salle inférieure d'incinération, se produit une pyrolyse contrôlée, suivie par une incinération avec air primaire car les déchets progressent à travers la salle. Finalement, les déchets finissent dans un déchargeur de cendres rempli d'eau, duquel les cendres sont retirées par un système de convoyeur à chaîne.

Les gaz brûlés sont incinérés avec l'air secondaire, et, si nécessaire, avec du carburant auxiliaire à une température d'environ 1000°C. Ensuite, ils sont refroidis dans une chaudière à vapeur saturée (température de vapeur de 225°C, pression 10 bar), un échangeur de chaleur et un épurateur. La vapeur est alimentée vers l'usine d'incinération adjacente de déchets urbains qui utilise la vapeur et renvoie l'eau d'alimentation de la chaudière concernée.

L'épurateur est un système à deux étapes pour le retrait de composés acides. Les gaz brûlés traités sont chauffés (dans un échangeur de chaleur et un échangeur de chaleur de vapeur de gaz brûlés) avant de passer dans un filtre à manchon à poussière avec l'injection absorbant (carbone activé et chaud), pour le retrait de dioxines, et une unité de SCR-De-NOx. Les concentrations d'émissions des gaz brûlés émis sont conformes aux normes Hollandaises. Les gaz brûlés sont émis à travers un conduit de cheminée de 55 mètres de haut.



				injection d'absorban ts	gaz naturel		
		chaudière	épurateur acide	épurateur caustique	filtre à poussière à manchon	SCR- DeNOx- réacteur	injection d'ammonia que
air d'incinérati on et gaz naturel	espace après brûlage				Résidu	échangeur de chaleur	
entrée de déchets cliniques	espace de pyrolyse	retireur de scorie	conteneur de cendres et scories	vers le traitement des déchets	NaOH		

Figure 2.23: Exemple d'une usine d'incinération à pyrolyse de déchets hospitaliers, ZAVIN, Pays-Bas

Source [2, infomil, 2002]

2.3.4.4.2 Pyrolyse - gazéification

[1, UBA, 2001]

Deux différents types de processus de pyrolyse-gazéification peuvent être distingués :

- déconnecté (pyrolyse avec gazéification ultérieure = processus de conversion) et
- processus directement connectés.

Processus de conversion:

Dans un *processus de conversion*, les métaux et, si nécessaire, le matériau inerte peut être retiré après l'étape de pyrolyse. Comme les gaz de pyrolyse et la coke de pyrolyse nécessitent un réchauffage dans le processus de gazéification, les besoins techniques et énergétiques sont plus grands qu'avec les processus *connectés*. La vapeur condensée d'échappement est traitée sous forme d'eau usées et évacuée.

Dans le processus de conversion, les déchets ont besoin d'être déchiquetés et séchés avant de pouvoir être utilisé dans la première étape thermique. Cette étape correspond plus ou moins au

processus de *Combustion lente*. Les étapes suivantes sont:

- la pyrolyse dans le four à tambour
- retrait des résidus solides
- séparation de la fine fraction enrichie en carbone
- tri du métal et fraction inerte

Le gaz de pyrolyse est refroidi pour condenser la vapeur d'échappement et l'huile de pyrolyse. Il est ensuite alimenté, avec l'huile de pyrolyse et la fine fraction, vers la deuxième étape thermique, qui est un réacteur de gazéification à débit de courant. L'huile et la fine fraction sont gazéifiées dans le débit à courant à haute pression et à une température de 1300 °C. Des résidus solides sont extraits sous forme de granules fondues à travers un bain d'eau. Ils correspondent en type et en quantité à ceux du processus de *Combustion lente*.

Une usine de conversion pour le traitement de 100 000 tonnes/an de déchets urbains et 16 000 tonnes/an de boues d'épuration déshydratées fut approuvée à Northeim, Basse-Saxe (D).

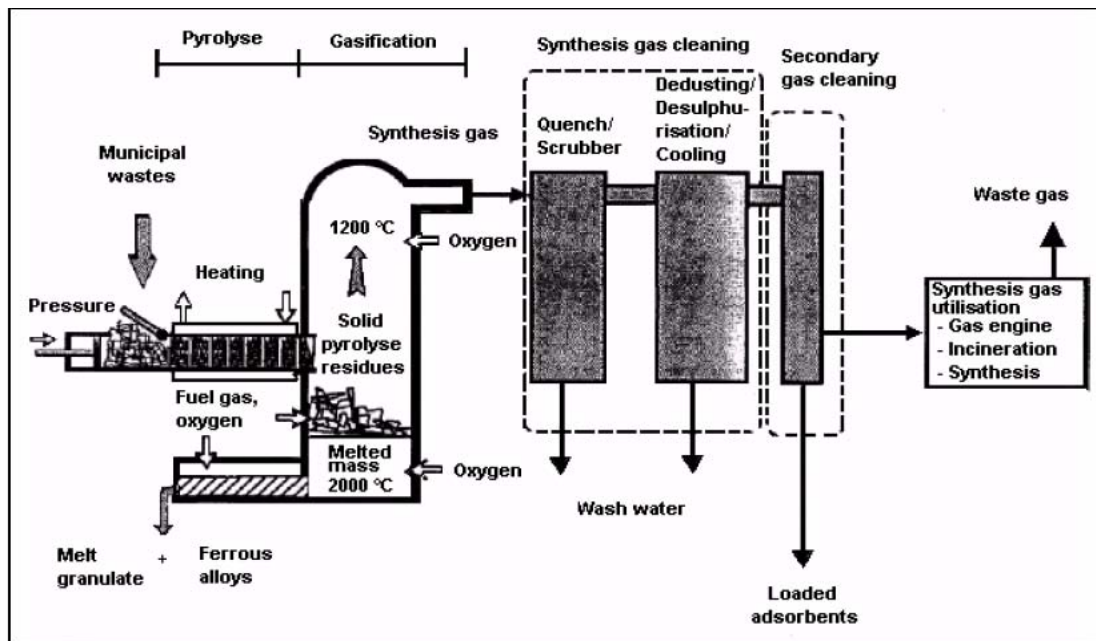
Avec la connexion directe, il peut y avoir des taux de génération électrique, mais les métaux et matériau inerte vont dans une coulée dont on ne sait pas quoi faire encore aujourd'hui.

Processus combiné de gazéification-pyrolyse et fusion

Dans de tels processus, (voir Figure 2.24) les déchets non déchiquetés sont séchés dans un four poussoir et partiellement pyrolysés. Depuis ce four, ils sont transférés directement et sans interruption dans un gazéifieur à lit fixe autonome. Ici ils sont gazéifiés (dans la partie inférieure) à des températures allant jusqu'à 2000°C avec l'ajout d'oxygène. De l'oxygène pure est aussi ajoutée dans la partie supérieure du réacteur de gazéification pour détruire les composants organiques restants dans les gaz de synthèse générés, par réactions d'oxydation, de gazéification et de fissuration.

Bien qu'il soit rapporté que ce processus doit capable de traiter un grand éventail de déchets, il est surtout utilisé pour des déchets industriels non-dangereux et urbains. Des déchets de PCI 6 – 18 MJ/kg et une teneur en humidité allant jusqu'à 60% peuvent être traités. Des résidus de déchiqueteuse automatique avec une teneur en chlorure allant jusqu'à 3,5% ont été traités avec des quantités environ égales de déchets solides urbains [69, Thermoselect, 2003].

Le gaz de synthèse est sujet à un processus de nettoyage de gaz et est ensuite brûlé pour utiliser la valeur énergétique. Les résidus solides à l'origine sortent du réacteur fondus. Pendant les opérations de test, environ 220 kg de mâchefer avec env. 30 kg de métal accumulé par tonne de déchet entrant.



	pyrolyse	Gazéification	épuration des gaz de synthèse	épuration des gaz secondaires
Déchets urbains		gaz de synthèse	Trempe/épurateur Dépoussiérage/désulfuration/refroidissement	effluent gazeux
Pression	chauffage	1 200°C	Oxygène	utilisation des gaz de synthèse - moteur à gaz - incinération - synthèse
	gaz combustible, oxygène	résidus solides de pyrolyse		
		masse fondue 2000°C	Oxygène	
granulat fondu	alliages ferreux		eau de nettoyage absorbants chargés	

Figure 2.24: Diagramme schématique d'un pyrolyseur à poussoir (exemple présenté exploité par Thermoselect)

Source [1, UBA, 2001]

Une usine de ce type avec un débit de déchets urbain de 108 000 tonnes/an est actuellement en construction à Ansbach. Une autre usine avec un débit de 225 000 tonnes/an a été construite à Karlsruhe (D), mais la conception de débit n'a pas encore été achevée. Deux usines de ce type fonctionnent au Japon (2003).

2.3.4.4.3 Gazéification - combustion

Un exemple de combinaison de la gazéification et la combustion des cendres de fusion est présenté en figure 2.25 ci-dessous :

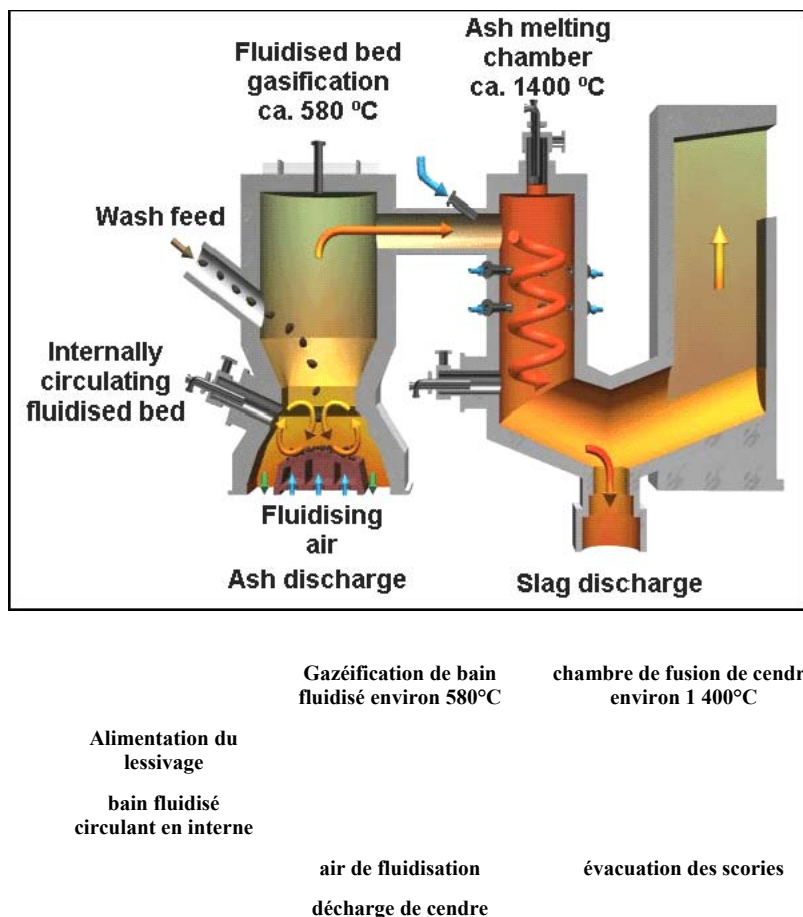


Figure 2.25: Gazéification à bain fluidisé combinée et processus de combustion à haute température
 Source [68, Ebara, 2003]

Les résidus déchiquetés, les plastiques usagés ou déchets solides urbains déchiquetés sont gazéifiés dans un bain fluidisé bouillonnant circulant, qui fonctionne à environ 580°C. Les particules inertes plus grandes et les métaux sont déchargés en partie inférieure et séparées du matériau de bain. Le matériau de bain est renvoyé vers le gazéifieur. Les cendres fines, les petites particules de charbon et gaz combustible sont transférés vers la chambre de fusion cyclonique des cendres, où l'air est ajouté pour atteindre la température souhaitée pour la fonte des cendres (normalement 1350-1450°C).

La chambre de fusion des cendres est une partie intégrée de la chaudière à vapeur, pour le recyclage de l'énergie.

Les produits de ce processus – en plus de l'énergie ou la vapeur – sont des métaux en morceaux, une scorie vitrifiée (lixiviation faible et stable) et des concentrés de métal dérivé des cendres secondaires.

Différents des autres processus de gazéification, ce processus fonctionne à pression atmosphérique et avec de l'air plutôt que de l'oxygène. Prétraitement de déchets solides urbains par déchiquetage est nécessaire pour réduire la taille des particules à un diamètre de 300mm. Les déchets respectant déjà cette spécification peut être traités sans déchiquetage. Dans les diverses usines en fonctionnement, d'autres déchets comme les boues d'épuration, farine d'os, déchet hospitalier et scories industrielles et boues sont traités en plus des déchets solides urbains. [68, Ebara, 2003]

2.3.5 Autres techniques

2.3.5.1 Fourx à foyer étagés et statiques

Les fourx à foyer étagés consiste en un revêtement réfractaire dans lequel les déchets brûlés sur le fond du four, souvent avec l'injection de carburants de soutien au-dessus des déchets en train de brûler pour aider à maintenir les températures. Dans certains cas, le mécanisme de chargement des déchets est une simple ouverture de porte (bien que ce ne soit pas courant dans les usines modernes dû à l'instabilité causée au processus d'incinération par l'entrée d'air non contrôlée qui en résulte) ou les déchets sont alimentés par un éperon, qui fournit aussi une mesure d'agitation des déchets. De tels processus fonctionnent souvent sur une base de lots, avec le décentrage effectué entre le chargement des lots. Les mécanismes de décentrage sont généralement des systèmes de racloir simple - dans des unités plus anciennes et plus petites le décentrage était réalisé manuellement en utilisant des gratteurs, bien que ceci causes des difficultés d'entrée d'air dans le four. Une telle technologie très basique a été largement appliquée, en particulier aux petites unités d'incinération (<250 kg/hr) mais est moins appliquée à cause de l'application de la nouvelle législation sur les émissions dans l'air, le brûlage des cendres, etc., que de tels systèmes ne peuvent pas respecter dans la majorité des circonstances. De tels systèmes ont été utilisés dans certains cas pour fournir un moyen pour l'élimination des animaux morts, des morceaux d'animaux, des déchets d'emballage et certains déchets hospitaliers - mais généralement seulement aux faibles taux de débits notés plus haut.

Les systèmes à foyer étagé sont un développement des foyers statiques. Ils comprennent généralement 2 à 4 foyers statiques disposés comme une série de marches. Les déchets sont généralement poussés par des éperons hydrauliques. La poussée et le retournement des déchets fournissent une agitation et permet un brûlage de meilleure qualité. De tels systèmes sont toujours appliqués, en particulier dans les usines de moins d'1 t/h. Les mécanismes de chargement sont généralement des trémies étanches à l'air ou des chargeurs hydrauliques de lots. Le décentrage est généralement continu, et peut-être par un paquet d'eau pour fournir une étanchéité à l'air et empêcher l'entrée d'air dans le four. De tels systèmes sont capables d'atteindre les exigences législatives modernes avec certains types de déchets. Le brûlage des déchets peut être variable et dépendre fortement du type de déchet – le prétraitement des déchets par le déchiquetage aide généralement à atteindre les normes de brûlage exigées.

2.3.5.2 Fourx à sole multiple

Les incinérateurs à sole multiple sont principalement appliqués à l'incinération des boues (par ex. les boues d'épuration).

Le four à sole multiple (voir Figure 2.26) comporte une chemise cylindrique d'acier revêtu, des couches horizontales et une cuve à manchon rotative avec des bras agitateurs attachés. Le four est revêtu de briques réfractaires. Le nombre de plateaux pour le séchage, l'incinération, et le refroidissement est déterminé en se basant sur les caractéristiques du matériau résiduel. Le four à soles étagées est aussi équipé d'un brûleur d'allumage, d'un mécanisme de dosage de boue, de souffleries de circulation, de cuve à manchon et d'air frais.

La boue d'épuration est alimentée par le haut du four et se déplace vers le bas à travers les différentes soles à contre-courant de l'air de combustion, qui est alimenté par le bas du four. Les soles supérieures du four fournissent une zone de séchage, où la boue perd en humidité alors que les gaz brûlés chauds sont refroidis.

1. alimentation de boue
2. carburant auxiliaire
3. oxygène atmosphérique
4. gaz des déchets
5. air de refroidissement des cendres
6. air de refroidissement
7. Cendres
8. four à soles étagées
9. chambre après brûlage
10. chambre d'incinération de démarrage
11. souffleur de circulation

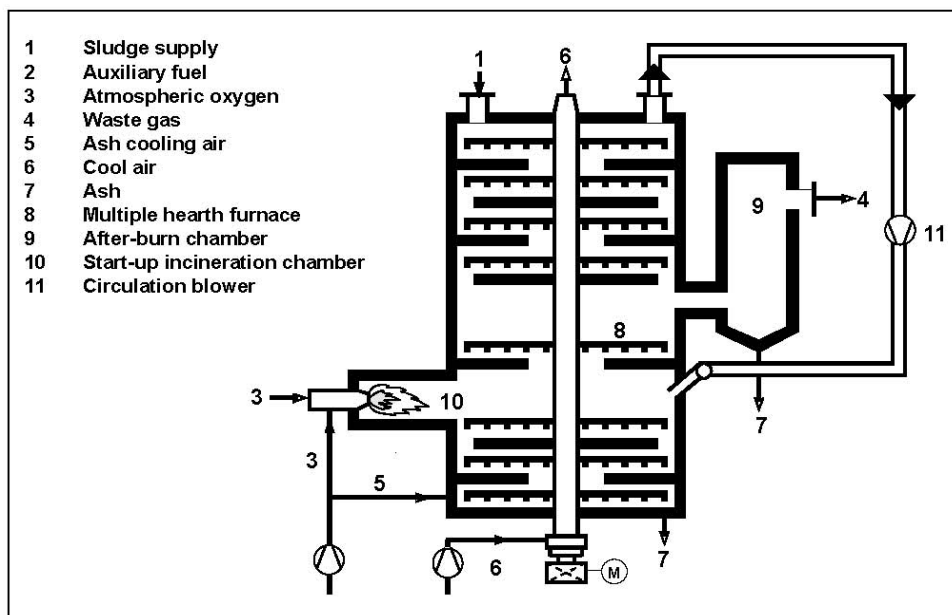


Figure 2.26: Fonction principale d'un four à soles étagées
Source [1, UBA, 2001]

Le matériau voué à l'incinération est approvisionné dans la couche supérieure du four. Il est capturé par des pignons agitateurs, divisé, et forcé à travers les couches du four par rotation constante. Dans une direction à contre-courant des boues, les gaz brûlés sont conduits de la couche supérieure de l'incinération via les couches qui séchent. Les boues sont séchées par les gaz brûlés et chauffées à température d'allumage. L'air de circulation est augmenté avec la vapeur et les particules volatiles durant le processus de séchage. Il est ensuite conduit vers la couche d'incinération inférieure.

L'incinération a principalement lieu sur les soles centrales. La température d'incinération est limitée à 980°C, car au-delà de cette température, la température de fusion des cendres de boue sera atteinte et du mâchefer sera formé. Pour empêcher les fuites de gaz brûlés chauds toxiques, les fourx à soles étagées fonctionnent toujours à une pression de fonctionnement faible.

La conversion des particules organiques des boues en CO₂ et H₂O se produit à des températures situées entre 850 et 950 °C. Si la température d'incinération souhaitée ne peut pas être atteinte indépendamment, un brûleur d'allumage est utilisé pour supporter l'incinération. Comme alternative, du carburant solide auxiliaire peut être ajouté aux boues. La cendre est refroidie à environ 150°C dans les couches inférieures du four avec un air frais soufflant à contre-courant et la cendre est retirée via un système de cendre. Les gaz brûlés produits sont alimentés par une chambre de post-réaction avec un temps de résidence de deux secondes. Les composés de carbone qui ont été convertis sont oxydés ici.

Le four à soles étagées est employé avec les boues où les cendres forment de tels eutectiques faibles avec le matériau à bain fluidisé qui causerait des problèmes de fonctionnement dans le four à bain fluidisé.

Des fourx à soles multiples peuvent être exploités en retirant les gaz brûlés au niveau de séchage supérieur et ensuite alimentés dans une post-combustion (par ex. dans une chambre d'incinération). Ceci est bénéfique dans de tels emplacements où les usines de chaudière sont déjà disponibles, facilitant l'alimentation de gaz brûlés dans ces usines. Le processus après brûlage et le nettoyage de gaz brûlés se produisent dans ces usines.

Les paramètres essentiels de fonctionnement sont présentés dans le tableau suivant :

Paramètres de fonctionnement	Unités	Valeurs
Capacité d'évaporation	kg/m ² h	25 – 45
Conversion de chaleur dans les couches d'incinération	GJ/m ² h	0.4 – 0.6
température de fin d'incinération	°C	850 – 950
Le temps de résidence, l'espace libre, et la zone d'après brûlage	sec.	min. 2
préchauffage d'oxygène atmosphérique	°C	maxi. 600

Tableau 2.8: Critère opérationnel pour un four à soles étagées
Source [1, UBA, 2001]

La Figure 2.27 présente un exemple pratique d'une usine d'incinération de boues d'épuration avec une capacité de 80 000 tonnes/an.

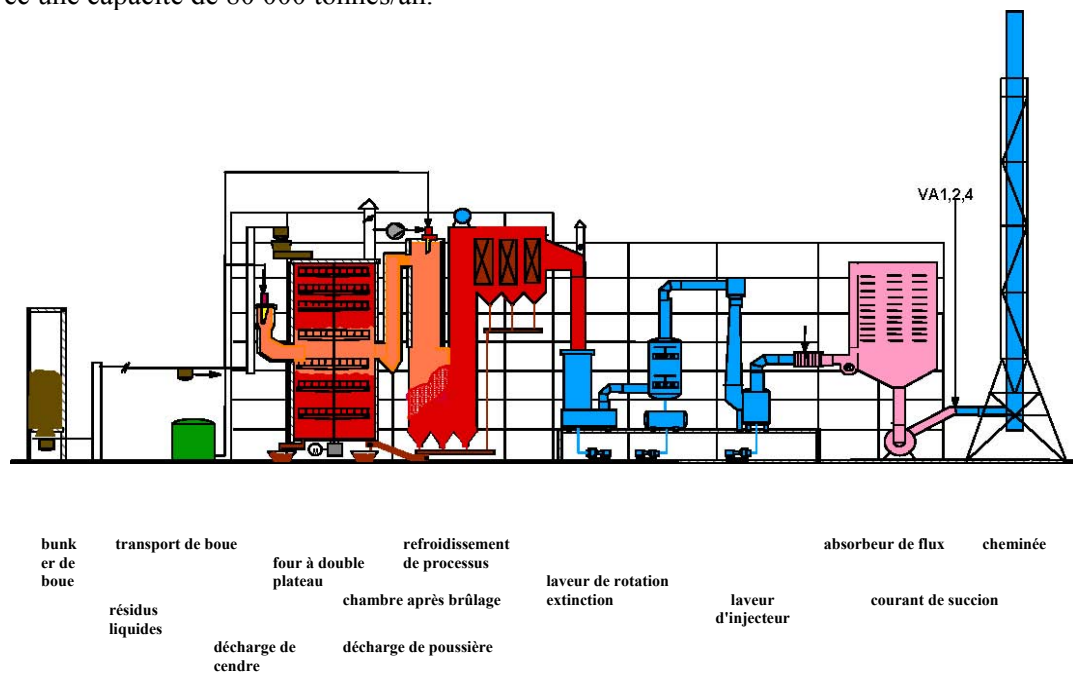


Figure 2.27: Exemple d'une usine d'incinération de boues d'épuration avec un four à soles étagées
Source [1, UBA, 2001]

L'usine ci-dessus comporte essentiellement les parties suivantes :

- four à soles étagées
- chambre de post combustion
- chaudière des eaux usées pour l'utilisation de la chaleur
- nettoyage de gaz brûlés à plusieurs étapes.

Les boues d'épuration accumulées sont conditionnées, ce qui signifie qu'elles sont converties sous une forme appropriée pour le filtrage en utilisant des additifs ou d'autres mesures. Les boues sont drainées autant que possible dans les filtres presses de la chambre et ensuite temporairement stockées dans un bunker. De là, le gâteau de presse est déposé dans des bennes via un chargeur de bennes. Ces bennes ont une capacité d'environ 1,5 tonnes chacune. Les boues sont chargées depuis les bennes dans un conteneur de remplissage au niveau de la plus haute couche de l'usine d'incinération et alimentées en continu dans le four. Jusqu'à 12 tonnes de boues d'épuration peuvent être traitées par heure. Ceci représente huit bennes.

2.3.5.3 Four à soles étagées à bain fluidisé

Plusieurs couches sont installées dans l'espace libre d'un bain fluidisé stationnaire, permettant aux boues d'être pré-séchées avec les gaz brûlés. En utilisant le processus de pré-séchage, seule une petite quantité d'eau doit être évaporée dans le bain fluidisé, ce qui signifie que la surface de grille et le four tout entier peut être réduit.

L'incinération uniforme est encouragée dans le four à soles étagées à bain fluidisé en optimisant l'alimentation en air, l'ajout de sable, et l'évaporation dans les couches et dans le bain fluidisé. Les températures plus élevées (différences de température entre le haut du four et le bas) peuvent être évitées conduisant à une formation plus faible de NOx.

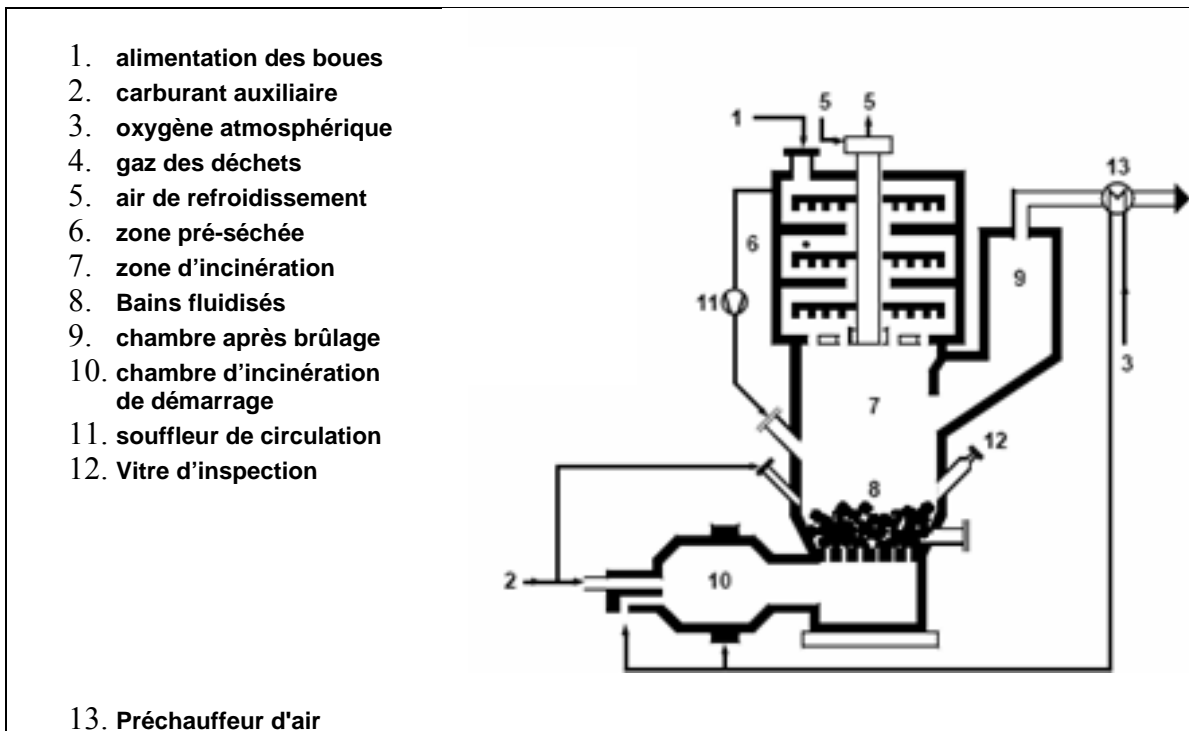


Figure 2.28: Fonction principale d'un four à soles étagées à bain fluidisé

Source [1, UBA, 2001]

2.3.5.4 Systèmes modulaires

[Bontoux, 1999 #7]

L'incinération des déchets peut se produire d'une manière sélective dans des installations plus petites qui sont dédiées à :

- des types de déchets spécifiques, ou
- des déchets spécifiquement pré-traités

Ces formes spécialisées d'incinération des déchets sont souvent réalisés dans des installations commerciales ou industrielles faites sur mesure qui reçoivent généralement des flux de déchets compatibles. Ainsi, elles bénéficient généralement de conditions de fonctionnement optimisées et traitent un tonnage bien plus petit de déchets que les installations de brûlage en vrac.

Une des conceptions utilisée est l'incinérateur à « carence en air » ou « à deux étapes » dans lequel les déchets sont partiellement brûlés et partiellement pyrolysés à l'extrémité avant d'un foyer et le résidu charbonneux qui en résulte est brûlé à l'extrémité arrière.

Selon la conception du four, divers déchets sont traités dans de tels systèmes. (Energos 2002) Non seulement les processus semi pyrolytiques modulaires traitent des flux de déchets non

dangereux industriels spécifiques mais ils sont aussi appliqués avec succès aux déchets urbains prétraités (déchetés). Les usines traitant 35 000 à 70 000 tonnes par an sont en fonctionnement en Europe. Il est rapporté qu'elles réalisent des émissions de NO_x inférieures à 100 mg/m³, sans abattement spécifique de NO_x, principalement par une attention particulière à la conception de la combustion et au contrôle. Alors que les coûts par évacuation d'unité pour des équipements de brûlage en masse de cette taille sont généralement très élevés, le coût des systèmes traitant des flux de déchets spécifiques est grandement réduit par la combinaison de:

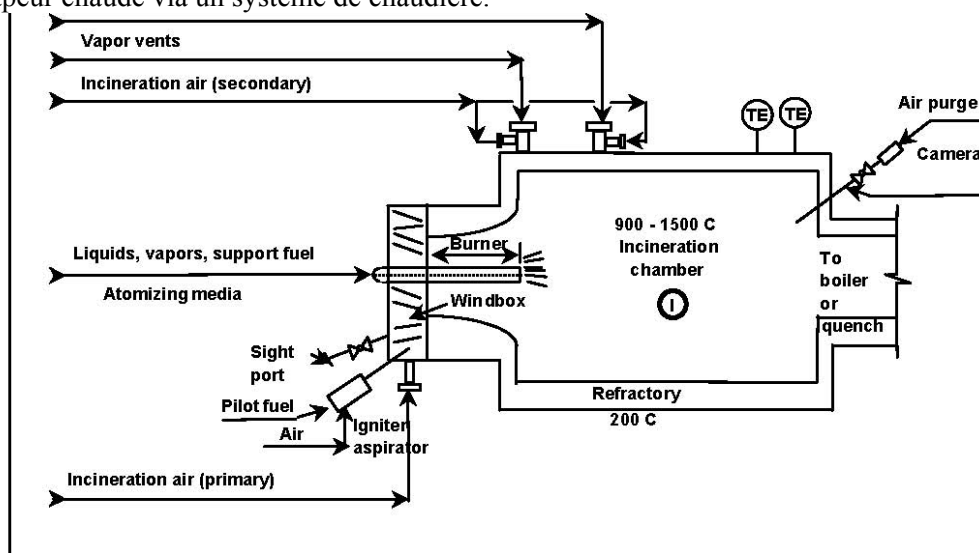
- des systèmes simples de nettoyage de gaz de petite taille peuvent être utilisés alors que la variation des gaz brûlés est réduite.
- l'emplacement des usines adjacentes pour chauffer les utilisateurs pour augmenter la fourniture en énergie et les revenus qui peut alors compenser les coûts d'élimination entrante.

2.3.5.5 Chambres d'incinération pour les déchets liquides et gazeux

Les chambres d'incinération sont spécifiquement conçues pour l'incinération de déchets liquides et gazeux, ainsi que des solides dispersés dans les liquides (voir Figure 2.29). Une application courante des chambres d'incinération concerne l'industrie chimique pour l'incinération de gaz d'échappement liquides et de processus. Avec les déchets contenant du chlorure, HCl peut être recyclé pour utilisation.

Toutes les chambres de combustion dans les usines d'incinération de déchets dangereux sont essentiellement des chambres d'incinération. Dans une usine (Ravenna, Italie) la chambre de post combustion est tellement grande que le processus thermique complet peut s'y produire.

Les températures de fonctionnement sont généralement choisies pour assurer une bonne destruction des déchets alimentés dans la chambre. Dans certains cas, les systèmes catalytiques sont utilisés pour des flux de déchets spécifiques ; ceux-ci tournent à des températures réduites de 400 – 600°C. En général, les températures au-delà de 850°C sont sélectionnées pour les chambres non catalytiques. Les carburants de soutien sont fréquemment utilisés pour garder les conditions de combustion régulières. Le recyclage de chaleur peut être utilisé pour fournir de l'eau/vapeur chaude via un système de chaudière.



ventilation de la

vapeur

air d'incinération

(secondaire)

liquides, vapeurs,

carburant de soutien

Brûleur !

900 – 1500 C

chambre

vers la chaudière ou

la trempe

purge d'air

caméra

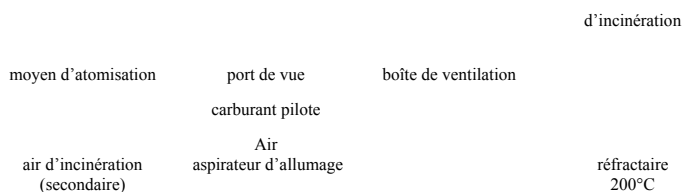


Figure 2.29: Principe de la chambre d'incinération pour les déchets liquides et gazeux
Source [1, UBA, 2001]

2.3.5.6 Chambre d'incinération cycloïde pour les boues d'épuration

La chambre d'incinération cycloïde était développée à l'origine pour incinérer l'ancienne coke dérivée du nettoyage des gaz brûlés dans les usines d'incinération de déchets mais elle est maintenant utilisée pour l'élimination thermique des boues d'épuration. La taille optimum des particules pour l'allumage du carburant se situe entre 1 et 5 mm. Ainsi, seulement les granules des boues d'épuration séchées peuvent être utilisés.

Les granules de carburant sont alimentés de manière gravimétrique via une chute dans la partie inférieure de la chambre d'incinération, qui est conçue comme une trémie métallique refroidie à l'air. L'oxygène atmosphérique est soufflé dans la chambre d'incinération à différents niveaux d'air : L'air primaire entre dans le four à un angle par la partie inférieure de la trémie, et l'air secondaire est injecté à différents niveaux par des injecteurs disposés sur la tangente au-dessus de l'alimentation en carburant. La distribution d'air primaire et secondaire varie selon les caractéristiques spécifiques du carburant.

L'incinération des boues d'épuration requiert une distribution constante de la température entre 900 et 1000°C dans toute la chambre d'incinération. En utilisant cette méthode, la température des cendres est conservée sous son point de ramollissement. La poussière volante est retirée de la chambre d'incinération avec les gaz brûlés. Les gros noyaux circulent dans un flux tangent jusqu'à ce qu'ils soient incinérés au point qu'ils peuvent être retirés sous forme de noyaux fins. La cendre brute, la coke restante, ou les parties métalliques seront retirées dans une direction allant vers le bas via un système de circulation.

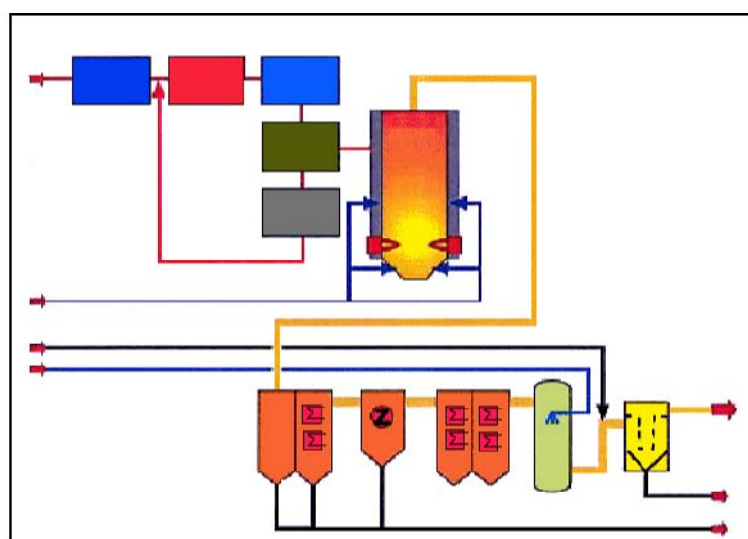


Figure 2.30: Illustration of a cycloid furnace
Source [1, UBA, 2001]

Figure 2.30: Illustration d'un four cycloïde
Source: [1, UBA, 2001]

2.3.5.7 Exemple de processus pour l'incinération de déchets chlorés liquides et gazeux avec recyclage de HCl

[1, UBA, 2001] Le processus comprend :

- la chambre d'incinération
- générateur de vapeur
- le nettoyeur de gaz brûlés avec le recyclage d'acide chlorhydrique et
- la cheminée de gaz brûlés (voir Figure 2.31).

L'usine traite les déchets chlorés liquides et gazeux en utilisant la chaleur des déchets et produit de l'acide chlorhydrique.

La chaleur est convertie en vapeur dans le générateur de vapeur (212°C, 20 bar) et transférée, pour distribution. La teneur en particule des gaz brûlés produits lors de l'incinération est séparée, pour produire la plus haute concentration possible d'acide chlorhydrique dans l'usine de nettoyage de gaz brûlés. Le retrait et l'utilisation d'acide chlorhydrique se produit normalement à l'intérieur de l'usine.

Les substances gazeuses résiduelles (gaz brûlés) sont alimentées vers le dispositif de recyclage via des canalisations de transfert. Chaque flux de gaz brûlés est conduit via un conteneur de dépôt séparé avant incinération. Les particules liquides sont séparées du flux de gaz brûlés dans ce conteneur de dépôt. Les lignes d'alimentation sont équipées de dispositif de sécurité de retour de flammes appropriées, selon la classification des gaz brûlés. Le nombre de lignes d'alimentation dépend des mécanismes de contrôle. Le flux de volume est collecté via les mesures de flux qui sont la pression et la température compensée. Les gaz brûlés sont alimentés dans la chambre d'incinération via un régulateur de pression avec un contrôle de limite de pression maximum. De plus, toutes les lignes de gaz brûlés vers la chambre d'incinération sont équipées de vannes d'arrêt d'urgence automatiques.

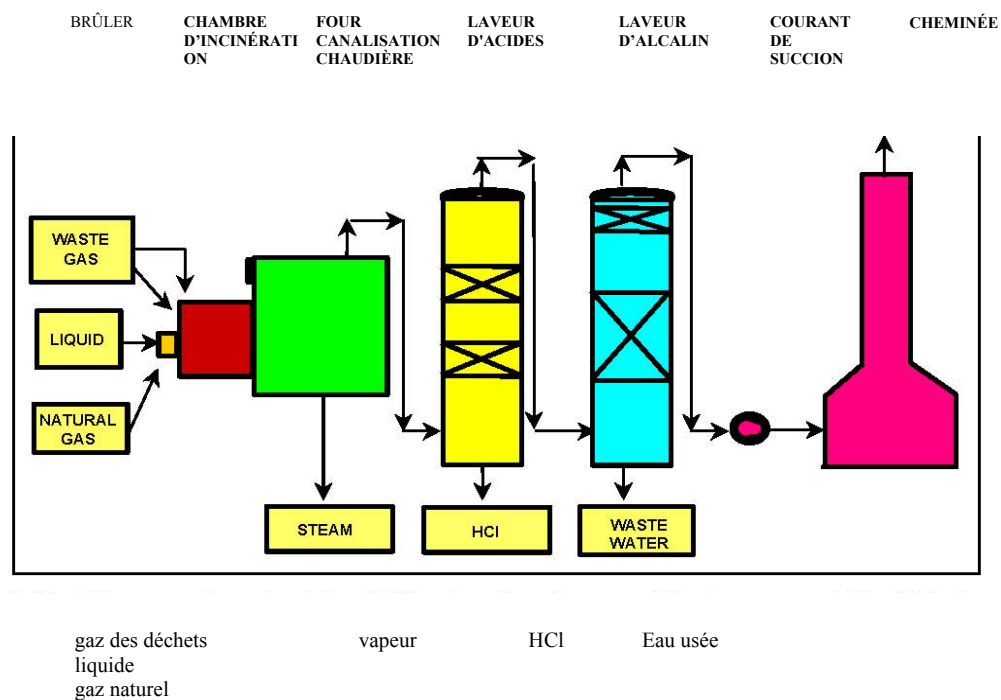


Figure 2.31: Diagramme d'une usine d'extraction de HCl des gaz résiduels et des déchets halogènes liquides

Source [1, UBA, 2001]

Les canalisations de transfert des déchets liquides sont aussi équipés de vannes d'arrêt d'urgence automatiques. Tous les déchets liquides sont conduits vers un brûleur multi matériaux qui est situé sur la façade avant de la chambre d'incinération. La vaporisation de ces liquides se produit via de l'air et/ou de la vapeur pressurisés qui ont été alimentés dans le brûleur sous contrôle séparé de la quantité de gaz. De plus, des flux différents de gaz brûlés sont alimentés dans le brûleur multi matériaux via des lances. Chacune de ces lances comporte des canalisations concentriques. Plusieurs flux de gaz brûlés peuvent être alimentés séparément dans la chambre d'incinération. Pour le refroidissement et pour éviter la corrosion, de l'air est continuellement soufflé sur les lances par les bouches circulaires extérieures.

De l'énergie primaire (gaz naturel) est nécessaire pour le démarrage de l'usine et pour conserver la température désirée dans la chambre d'incinération. Elle est aussi alimentée vers le brûleur multi matériaux par une connexion courant d'air séparée. Le flux du gaz naturel est régulé via un contrôle qualité et est alimenté dans le brûleur en utilisant un régulateur de pression selon la température dans la chambre d'incinération. Le gaz naturel est aussi nécessaire pour la flamme d'allumage qui allume le brûleur multi matériau. Deux vannes d'arrêt d'urgence automatiques avec des rejets automatiques de vide peuvent être trouvées sur la ligne de gaz naturel vers le brûleur multi matériau et vers la flamme d'allumage.

Deux alarmes d'échec de flamme indépendantes (UV et IR) sont installées pour surveiller la flamme du brûleur. De plus, la flamme du brûleur peut être observée par les fenêtres d'inspection et avec l'aide d'une caméra vidéo installée sur le mur du fond de la chaudière de chauffe des déchets. La quantité d'air est enregistrée avec les jauges appropriées, ainsi qu'avec la pression produite par un souffleur.

La chambre d'incinération cylindrique est conçue de telle manière que les déchets auront un temps de résidence suffisant pour garantir une incinération sans défaut par une température de fonctionnement supérieure à 1100°C pendant le fonctionnement normal. La chambre d'incinération a été conçue pour une température de 1600°C. La température de fonctionnement est surveillée en permanence par des éléments thermiques. Basée sur cette température élevée, l'ensemble de la chambre d'incinération, jusqu'à l'entrée de la chaudière à vapeur, est exclusivement revêtue de briques réfractaires. L'enveloppe de la chambre d'incinération est fabriquée de tôle de chaudronnerie. Le nettoyage humide des gaz brûlés se produit dans deux tours de lavage avec un recyclage simultané d'acide chlorhydrique techniquement réutilisable ayant une concentration la plus grande. Le développement des déchets chlorés facilite le recyclage d'environ 5 – 20% d'acide chlorhydrique.

2.3.5.8 Exemple d'un processus pour l'incinération de déchets liquides fortement chlorés avec recyclage de chlorure

[2, infomil, 2002] Cette unité d'incinération pour les déchets liquides fortement chlorés (hydrocarbures chlorés) est située sur un site industriel. La capacité totale de l'usine est d'env. 36 000 t/an. Les déchets traités sont originaires du site, ainsi qu'en provenance de clients externes. Les déchets sont limités dans leur teneur en solides (<10g/kg), fluore, soufre et métaux lourds. Les PCB sont aussi traités.

L'incinération se produit dans deux fours à un niveau de température de 1450 – 1550°C (temps de résidence de 0,2 - 0,3 sec.). Ce niveau de température peut normalement être maintenu sans carburant auxiliaire. De l'eau est injectée pour supprimer la formation de Cl₂. Après avoir quitté le four, les gaz brûlés passent à travers une section d'extinction, où la température est abaissée à env. 100°C. La matière insoluble et les sels de métaux lourds sont retirés du liquide de circulation dans un réservoir de trempe. Les gaz brûlés continuent à travers un absorbeur isotherme et adiabatique. L'acide chlorhydrique récupéré est distillé à pression et température élevées, après quoi le gaz est refroidi à -15°C pour réduire la teneur en eau à pratiquement zéro. Le HCl anhydre recycle est retraité dans une usine de chlorure de vinyle monomère.

Les gaz brûlés passent à travers un épurateur alcalin et un filtre de charbon actif (pour

l'absorption de dioxine). Les COT, HCl NO_x, O₂, CO et la poussière sont continuellement analysés. La concentration en dioxines et PCB dans les émissions est inférieure à 0,1 ng TEQ/Nm³. D'autres émissions dans l'air se conforment aux valeurs limites d'émissions hollandaises.

L'effluent de l'unité de trempe et de l'épurateur est traité dans une unité physique/chimique et dans une unité de traitement biologique des eaux usées. La teneur en dioxine est <0.006 ng TEQ/l. Les PCB sont inférieurs à la limite de détection (<10 ng/l).

Un schéma du processus est fourni en Figure 2.32.

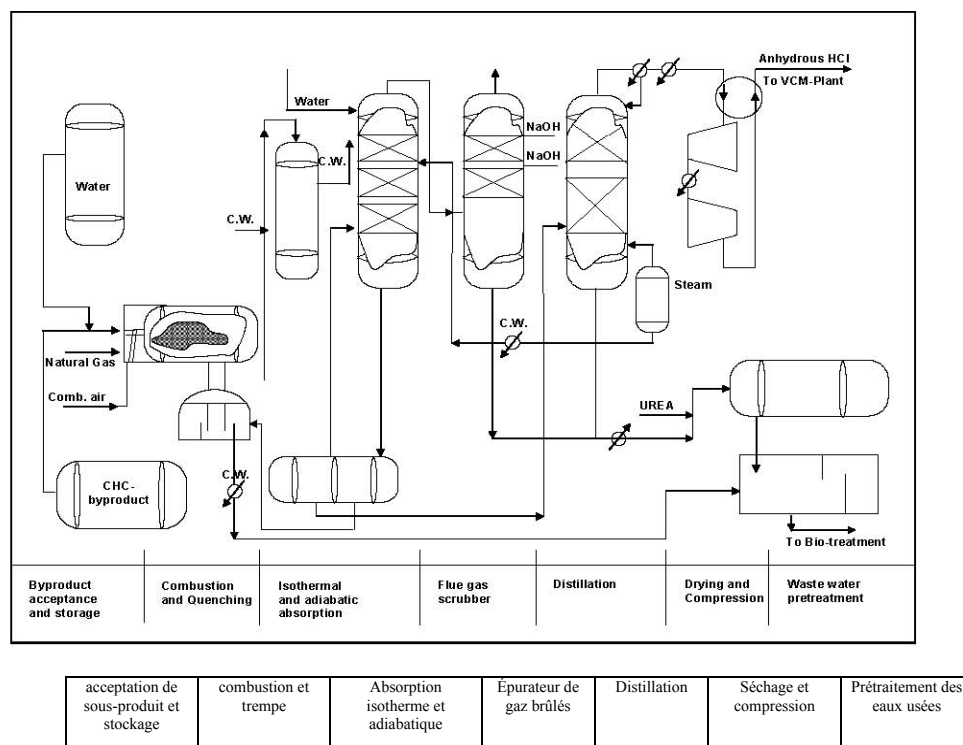


Figure 2.32: Schéma de processus d'une unité de recyclage de chlorure exploitée par Akzo Nobel
Source [2, infomil, 2002]

L'avantage principal de cette unité d'incinération dédiée est que le chlorure peut être recyclé. Aussi dans ce cas, les surcoûts sont réduits par le fait qu'elle fait partie d'une usine chimique plus grande.

2.3.5.9 Incinération des eaux usées

[1, UBA, 2001] Les eaux usées peuvent être nettoyées par incinération des matériaux à teneur organique. Ceci est une technologie spéciale pour le traitement des eaux usées industrielles où le matériau organique et parfois non organique contenus dans les eaux usées est oxydé chimiquement avec l'aide d'oxygène atmosphérique avec l'évaporation de l'eau, à des températures élevées. Le terme "oxydation de la phase de gaz" est utilisé pour différencier ce type d'incinération des autres technologies, telle que l'oxydation humide. Le processus d'oxydation de la phase de gaz est utilisé si les substances organiques dans l'eau ne peuvent pas être réutilisées ou si leur recyclage n'est pas économique ou si une autre technique n'est pas appliquée.

L'incinération des eaux usées est un processus exotherme. L'incinération indépendante peut seulement se produire si la charge organique est suffisante pour évaporer la part d'eau indépendamment et pour réaliser le surchauffage. Ainsi, les usines d'incinération d'eaux usées requièrent normalement l'utilisation de carburants de soutien pour les déchets à faible charge organique. La réduction du besoin en énergie supplémentaire peut être réalisée en réduisant la teneur en eau. Ceci peut être réalisé par le développement d'une usine de condensation préconnectée ou multi étapes. De plus, une pièce de recyclage de la chaleur (chaudière) peut être installée pour recycler de la vapeur pour la condenser depuis la chaleur du four qui est produite.

Selon la teneur organique et non organique individuelle de l'eau usée et des différentes conditions locales, il en résulte des conceptions d'usine très différentes.

L'eau usée et le carburant sont injectés via des brûleurs ou des lances à différents endroits au sein de la chambre d'incinération. L'oxygène atmosphérique est aussi fourni à différents endroits (air primaire = oxygène atmosphérique combine avec du carburant, air secondaire = air mélangé).

Un exemple d'incinérateur d'eaux usées avec une unité d'évaporation des eaux usées (concentration) est présentée dans la figure suivante [74, TWGComments, 2004]

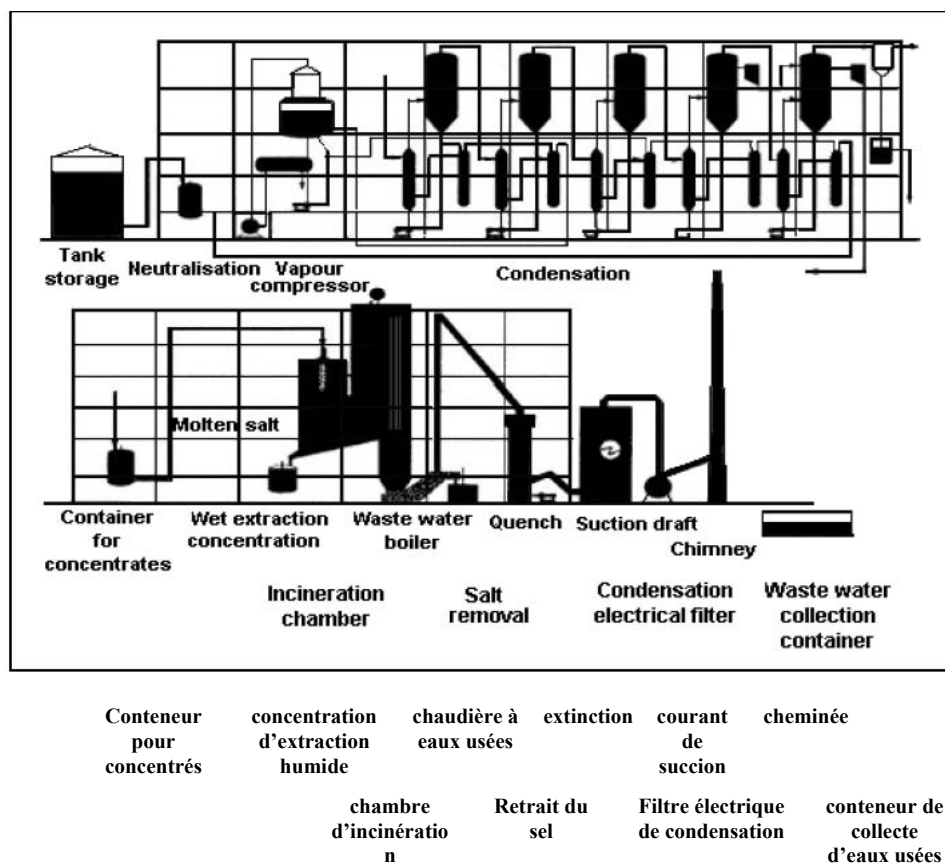


Figure 2.33: Exemple d'un incinérateur d'eaux usées avec une unité d'évaporation (concentration) des eaux usées.

Source [1, UBA, 2001]

Exemple d'une installation pour l'incinération d'eaux usées caustiques :

[2, Infomil, 2002] L'eau caustique est un flux d'eau usée spécifique des usines MSPO (Mono Styrène oxyde de propylène) Cette eau est produite au cours de plusieurs étapes de lavage dans le processus. Elle contient environ 10% à 20% de composants organiques et a une charge

élevée de sodium (surtout NaCl).

La forte fraction organique ainsi que le sodium rendent difficile voire même impossible l'utilisation de traitement biologique de l'eau. La valeur calorifique de cette eau est trop faible pour une incinération non supportée, donc la co-incinération pour l'utilisation de carburant de soutien est nécessaire. La forte teneur en sodium, avec les grandes quantités, peut causer des problèmes pour la co-incinération dans les incinérateurs de déchets urbains.

Les technologies de traitement applicables sont l'oxydation humide et l'incinération. Dans cet optique, quatre incinérateurs verticaux statiques (capacité totale env. 350 – 400 kt/an) sont utilisés dans cet exemple, et qui ont été en fonctionnement depuis 1999/2000.

Les incinérateurs sont des incinérateurs verticaux statiques de haut en bas. Les déchets faiblement calorifiques (eau caustique ayant 10 - 20% de substances organiques) peuvent être conduits par un évaporateur à film tombant. Cet évaporateur fonctionne avec la vapeur en excès basse pression, qui vient du refroidissement du mur de l'incinérateur, utilisant donc moins de carburant dans l'incinérateur.

Le liquide restant et la vapeur produite sont incinérés avec du gaz naturel et/ou du carburant liquide (déchets ou fuel) fortement calorifique. Les gaz brûlés qui en résultant sont partiellement refroidis par un mur à membrane, produisant de la vapeur à 27 bars. Ensuite les gaz brûlés sont éteints pour nettoyer les gaz des sels de sodium et autres impuretés solubles dans l'eau.

Dans la section de recyclage de la chaleur, l'eau recyclée est vaporisée sur les gaz brûlés. Cette eau recyclée sort rapidement dans une chambre rapide, générant environ 30t/h de vapeur par unité.

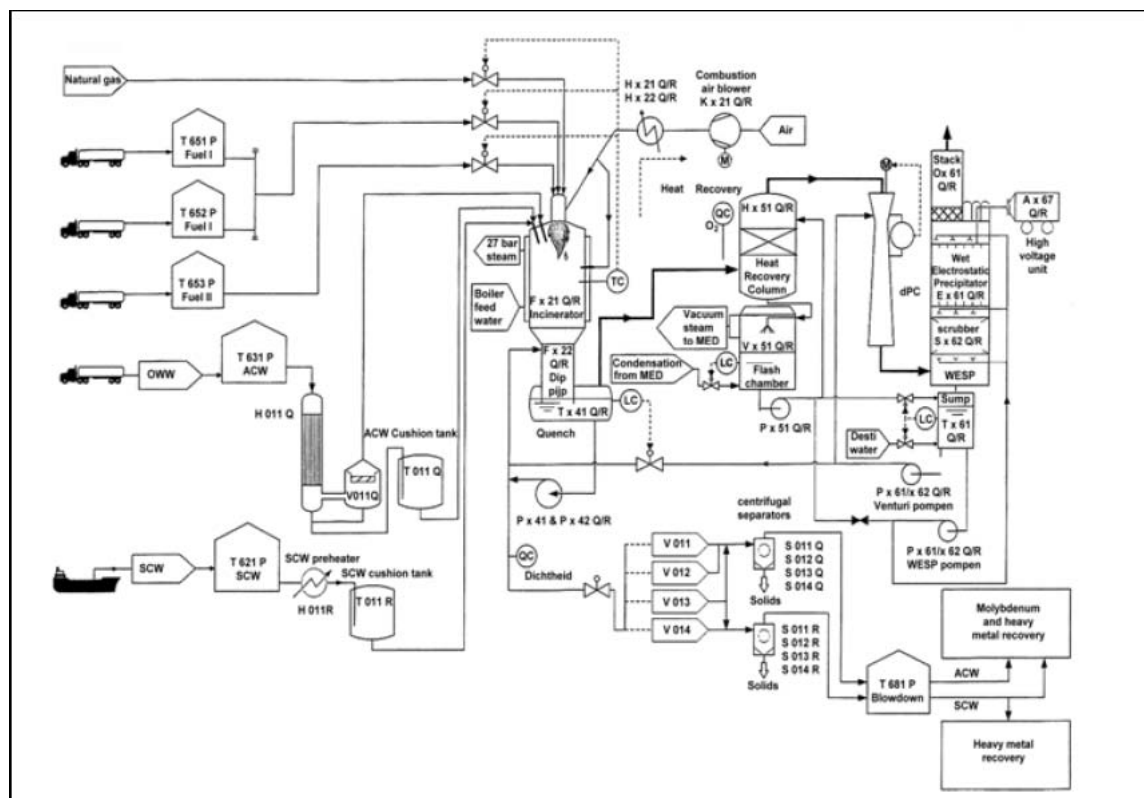
Après le recyclage de la chaleur les gaz brûlés passent par un épurateur équipé et un dépoussiéreur électrostatique où les aérosols en la poussière sont retirés.

Les incinérateurs fonctionnent à une température de 930 – 950°C, avec un faible débit de suralimentation en air (3 – 4% O₂). Selon la concentration des substances organiques, le débit d'eau caustique est de 10 – 15 t/h par unité.

L'eau de la trempe est traitée dans des bains d'échange d'ions pour retirer les métaux lourds. Des bains d'échange d'ions spéciaux concentrent le Molybdène (catalyseur dans le processus MSPO) à un taux réutilisable.

L'avantage principal de ces incinérateurs est la possibilité d'incinérer de grandes quantités de déchets faiblement calorifiques avec de fortes concentrations de sel.

Le diagramme suivant illustre un exemple d'usine pour ce processus :



gaz naturel			souffleur d'ai de combustion		
T 651 P Fuel					
T 652 P Fuel			recyclage de chaleur	Cheminée	
T 653 P Fuel		vapeur 27 bar eau d'alimentation de chaudière	colonne de recyclage de chaleur incinérateur condensation du MED	dépoussiéreur électrostatique vapeur sous vide vers le MED chambre parallèle	unité à haute tension épurateur WESP
OWW	T 631 P AVW réservoir de dilatation ACW	Trempe		eau ...	cuvette d'assèchement ??? équipé
SCW	T 621 P SCW	préchauffeur SCW réservoir de dilatation SCW		séparateurs centrifuges	WESP ??? ??? et recyclage de métaux lourds ACW SCW recyclage des métaux lourds

Figure 2.34: Schéma de processus d'une usine de traitement d'eau caustique par AVR
Source [2, infomil, 2002]

2.3.5.10 Technologies à plasma

Le plasma est un mélange d'électrons, d'ions et de particules neutres (atomes et molécules). Ce gaz à haute température, ionisé, et conducteur peut être créé par interaction d'un gaz avec un champ électrique ou magnétique. Les plasmas sont une source d'espèces réactives, et les températures élevées favorisent de rapides réactions chimiques.

Les processus plasma utilisent de hautes températures (5000 à 15000°C), résultant de la conversion d'énergie électrique en chaleur, pour produire un plasma. Ils impliquent le passage d'un large courant électrique à travers un flux de gaz inerte.

Sous ces conditions, les contaminants dangereux, tels que les PCB, les dioxines, les furanes, les pesticides, etc., sont divisés par leurs constituants atomiques, par injection dans le plasma. Le processus est utilisé pour traiter les substances organiques, les métaux, les PCB (y compris l'équipement de petite taille) et HCB. Dans de nombreux cas, le prétraitement des déchets peut être nécessaire.

Un système de traitement des gaz d'échappement est nécessaire selon le type des déchets traités, et le résidu est un solide ou des cendres vitrifiées(es). Les efficacités de destruction pour cette technologie sont assez élevées, >99.99 %. Le plasma est une technologie commerciale établie; cependant le processus peut être très complexe, coûteux et intensément orienté opérateur.

Les plasmas thermiques peuvent être générés en passant un courant électrique DC ou AC à travers un gaz entre des électrodes, par l'application d'un champ magnétique de fréquences radio (RF) sans électrodes, ou par l'application de micro ondes. Différents types de technologies plasma sont introduites ci-dessous :

1. Arc plasma d'argon

Ceci est un processus plasma "en vol", ce qui signifie que les déchets se mélangent directement avec le jet de plasma d'argon. L'argon fut choisi comme gaz plasma car il est inerte et ne réagit pas avec les éléments du chalumeau. On rapporte que l'efficacité de la destruction et du retrait (DRE) excède les 99,9998% pour détruire les substances destructrices de l'ozone (ODS) à 120 kg/h et avec une puissance électrique de 150kW.

L'avantage de cette technologie par rapport à d'autres systèmes plasma est qu'il a démontré une destruction de rendement élevé de CFC et de halons sur une échelle commerciale pour plusieurs années. Il a aussi démontré de faibles émissions de PCDD/F. Les émissions de masse de polluants sont aussi faibles grâce à un volume relativement faible et gaz brûlés produits par le processus. Aussi, la très grande densité d'énergie résulte en un processus très compact qui peut facilement être transporté.

2. Plasma inductivement couplé à fréquence radio (ICRF)

Dans les applications ICRF, on utilise des chalumeaux à plasma couplé inductivement, et l'énergie se couplant au plasma est accomplie par un champ électromagnétique de la bobine d'induction. L'absence d'électrodes permet le fonctionnement avec une vaste gamme de gaz, y compris le gaz inerte, réduisant ou oxydant les atmosphères et permet une meilleure fiabilité que les processus plasma par arc.

Le processus plasma ICRF a démontré une DRE dépassant les 99,99% tout en détruisant les CFC à un taux de 50 – 80 kg/h.

On rapporte que le processus a été démontré sur une échelle commerciale comme réalisant une destruction élevée des CFC et une faible émission de polluants. Le plasma ICRF ne nécessite pas d'argon et peut alors coûter moins cher à utiliser que les autres systèmes similaires. De plus, le faible volume de gaz produit par le processus résulte en des niveaux faibles d'émissions de masse de polluants.

3. Plasma AC

Le plasma AC est produit directement avec une puissance haute tension de 60 Hz mais à d'autres égards est semblable au plasma inductivement couplé RF. Le système est électriquement et mécaniquement simple et est ainsi déclaré comme très fiable. Le processus ne requiert pas d'argon et peut tolérer une grande variété de gaz utiles, y compris de l'air, ou de la vapeur comme gaz plasma et est déclaré comme étant tolérant à la contamination d'huile dans l'ODS.

4. Arc plasma à CO₂

Un plasma à haute température est généré en envoyant une décharge électrique puissante dans un gaz atmosphérique inerte, tel que l'argon. Une fois que le champ plasma a été formé, il est soutenu avec de l'air ordinaire comprimé ou certains gaz atmosphériques selon les résultats désirés du processus.

La température du plasma est bien supérieure à 5000°C au point de génération dans lequel le déchet liquide ou gazeux est directement injecté. La température dans le réacteur supérieur est d'environ 3500°C et diminue à travers la zone de réaction jusqu'à une température contrôlée de manière précise à environ 1300°C.

Une caractéristique spéciale du processus est l'utilisation de CO₂, qui est formé depuis la réaction d'oxydation, comme le gaz pour soutenir le plasma.

Le processus a démontré des DRE élevées avec les composés réfractaires à un taux de démonstration élevé. Les taux d'émissions de masse des polluants intéressants sont faibles, essentiellement à cause du volume des gaz brûlés produit par le processus.

5. Plasma à micro ondes

Ce processus alimente l'énergie micro onde à 2,45 GHz dans une cavité coaxiale spécialement conçue pour générer un plasma thermique sous pression atmosphérique. L'argon est utilisé pour initier le plasma mais autrement le processus ne nécessite aucun gaz pour soutenir le plasma.

On rapporte que la DRE pour le processus plasma à micro onde dépasse les 99,99% tout en détruisant le CFC-12 à un taux de 2 kg/h.

On rapporte que le processus a une efficacité élevée de destruction et est capable de réaliser des températures de fonctionnement élevées dans un laps de temps très court, fournissant ainsi une flexibilité opérationnelle et des temps d'arrêts réduits.

Il n'y a pas besoin de gaz inerte pour faire fonctionner le processus, qui améliore l'efficacité électrique, réduit le coût de fonctionnement, et réduit aussi le volume de gaz brûlés produits. De plus, le processus est très compact.

6. Plasma arc à l'azote

Ce processus utilise un chalumeau à plasma à DC non transféré fonctionnant avec des électrodes refroidies à l'eau et en utilisant l'azote comme gaz utile génère le plasma thermique. Le processus fut développé en 1995 et il y a des systèmes commerciaux disponibles.

On rapporte que le processus réalise une DRE de 99,99% tout en détruisant des CFC, HCFC et HFC à un taux d'alimentation de 10 kg/h.

Un avantage clé de cette technologie est que l'équipement est de taille très compacte. Le système requiert une aire de 9m x 4,25m seulement pour l'installation, ce qui comprend de l'espace pour une unité de précipitation et de déshydratation pour les sous produits (CaCl_2 et CaCO_3). Ainsi, le système peut être transporté sur un camion vers le lieu de génération des déchets, conduisant à un traitement sur site.

2.3.5.11 Diverses techniques pour l'incinération des boues d'épuration

Les conditions typiques de processus appliquées à l'incinération des boues d'épuration:

En plus des boues d'épuration, d'autres déchets provenant du processus de traitement des eaux usées sont souvent incinérés par exemple l'écume de bain, les déchets d'épuration, et les graisses extraites.

Les usines recevant des boues partiellement séchées nécessitent moins de carburants supplémentaires que pour les boues brutes. Les valeurs de chauffe des boues pour l'auto incinération thermique se situent entre 4.8 MJ/kg et 6.5 MJ/kg. Les valeurs entre 2.2 MJ/kg et 4.8 MJ/kg de boues sont relevées où l'on traite l'épuration brute. Environ 3,5 MJ/kg de boue est considéré comme étant le limite pour l'auto incinération thermique. Le besoin en carburant supplémentaire peut être réduit par l'utilisation de systèmes efficaces de recyclage d'énergie internes, par exemple le recyclage de chaleur des gaz brûlés pour l'air d'incinération et/ou l'utilisation de la chaleur pour assurer le séchage des boues.

L'huile usage est le principal carburant supplémentaire dans les incinérateurs de boue de mono épuration. Les carburants de chauffage, le gaz naturel, le charbon, les solvants, les déchets liquides et solides et l'air contaminé sont également utilisés. On préfère le gaz contaminé pour l'incinération des boues digérées.

Les influences primaires sur le besoin en énergie supplémentaire sont le préchauffage de l'air et le degré de drainage nécessaire. L'influence des agents de conditionnements est relativement faible.

Les incinérateurs dédiés aux boues d'épuration sont généralement conçues et exploitées à des températures situées entre 850 et 950°C. Les températures inférieures à 850°C peuvent résulter en des émissions d'odeur, alors que les températures supérieures à 950°C peuvent résulter en la fusion des cendres. Des temps de résidence du gaz de plus de 2 secondes sont courant employés.

Le niveau de température réalisé lors de l'incinération dépend essentiellement de la teneur en énergie et de la quantité des boues d'épuration à être incinérées et dépend aussi du niveau d'oxygène atmosphérique.

Il y a quelques exemple d'incinérateurs de boues d'épuration (souvent des processus à bain fluidisé) qui fonctionnent à des températures proches de 820°C sans détérioration de la performance d'incinération ou d'émissions accrues.

Comparaison des systèmes de four pour l'incinération des boues d'épuration:

Les systèmes de fourx décrits fonctionnent selon des technologies de processus différentes. La structure du four, la conception, et la technologie opérationnelle de l'usine d'incinération, l'équipement de nettoyage post connecté, ainsi que le transport des différents flux de matériaux, ont tous une influence importante sur les émissions qui en résultent. Les caractéristiques des différents fourx sont présentées dans le tableau suivant :

	Four à bain fluidisé	four à soles étagées	four à bain fluidisé et soles étagées	four cycloïde
principales caractéristiques de la technique	<ul style="list-style-type: none"> pas de parties mécaniquement mobiles et faible usure 	<ul style="list-style-type: none"> pas de préséchage séparé n'est nécessaire structure de four extensif avec des parties mobiles cuve creuse refroidie 	<ul style="list-style-type: none"> pas de préséchage séparé n'est nécessaire cuve creuse mobile faible volume de bain fluidisé 	<ul style="list-style-type: none"> pas de parties mécaniquement mobiles et faible usure pas de matériau à bain fluidisé
Aspects opérationnels	<ul style="list-style-type: none"> démarrage et arrêt rapides par de courts laps de temps de chauffage et de refroidissement, possible fonctionnement par intermittence 	<ul style="list-style-type: none"> durée de chauffe longue, fonctionnement continu nécessaire 	<ul style="list-style-type: none"> durée de chauffe et de refroidissement moyenne 	<ul style="list-style-type: none"> comparable au bain fluidisé applicable pour une grande variété de déchets
Possibles problèmes de fonctionnement	<ul style="list-style-type: none"> agglomération de défluidisation 		<ul style="list-style-type: none"> possibles émissions de substances organiques, parties mobiles dans le four 	<ul style="list-style-type: none"> conserver la température souhaitée
caractéristiques principales des étapes d'incinération	<ul style="list-style-type: none"> faible excès d'air nécessaire incinération complète seulement au-dessus du bain fluidisé 	<ul style="list-style-type: none"> incinération difficile à contrôler immuniser contre les fluctuations des charges et du gros matériau 	<ul style="list-style-type: none"> faible excès d'air nécessaire bon contrôle de l'incinération incinération terminée dans le bain fluidisé plus grande immunité aux fluctuations de qualité dans les boues que les fourx à bains fluidisés 	<ul style="list-style-type: none"> parts de matériaux solides parts lentes et gazeuses temps de résidence courts fourniture en air primaire et secondaire variable à plusieurs niveaux
teneur en cendre dans les gaz brûlés	<ul style="list-style-type: none"> forte 	<ul style="list-style-type: none"> faible 	<ul style="list-style-type: none"> forte 	<ul style="list-style-type: none"> forte
Retrait des cendres	<ul style="list-style-type: none"> via le flux de gaz brûlés et retrait de sable 	<ul style="list-style-type: none"> directement depuis le niveau le plus bas 	<ul style="list-style-type: none"> via le flux de gaz brûlés et retrait de sable 	<ul style="list-style-type: none"> via le flux de gaz brûlés cendre brute en bas
Résidus	<ul style="list-style-type: none"> cendre matériau de bain fluidisé 	<ul style="list-style-type: none"> cendre 	<ul style="list-style-type: none"> cendre matériau de bain fluidisé 	<ul style="list-style-type: none"> cendre grosse cendre possible

Tableau 2.9: Comparaison des systèmes de four pour l'incinération de boues d'épuration
Source [1, UBA, 2001]

2.4 L'étape de recyclage de l'énergie

2.4.1 Introduction et principes généraux

[28, FEAD, 2002]

La combustion est un processus exotherme (générant de la chaleur). La majorité de l'énergie produite lors de la combustion est transférée vers les gaz brûlés. Le refroidissement des gaz brûlés permet:

- le recyclage de l'énergie depuis les gaz brûlés chauds et
- le nettoyage des gaz brûlés avant qu'ils ne soient relâchés dans l'atmosphère.

Dans les usines sans recyclage de chaleur, les gaz sont normalement refroidis par l'injection d'eau, d'air ou les deux. Dans la majorité des cas on utilise une chaudière.

Dans les usines d'incinération de déchets, la chaudière a deux fonctions interconnectées:

- refroidir les gaz brûlés
- transférer la chaleur depuis les gaz brûlés vers un autre fluide, généralement l'eau qui, le plus souvent, est transformé à l'intérieur de la chaudière en vapeur.

Les caractéristiques des la vapeur (pression et température) ou de l'eau chaude sont déterminées par les besoins en énergie locaux et les limitations opérationnelles.

La conception de la chaudière dépendra principalement de :

- des caractéristiques de la vapeur
- les caractéristiques des gaz brûlés (potentiels de corrosion, d'érosion et d'encrassement).

Les caractéristiques des gaz brûlés sont eux-mêmes fortement dépendants de la teneur des déchets. Les déchets dangereux, par exemple, tendent à avoir des variations très grandes dans leur composition et, parfois, des concentrations très fortes de substances corrosives (par ex. chlorures) dans les gaz bruts. Ceci a un impact important sur les techniques possibles de recyclage d'énergie qui peuvent être employées. En particulier, la chaudière peut souffrir de corrosion importante, et les pressions de la vapeur peuvent devoir être réduites avec de tels déchets.

De manière similaire, le cycle thermique (cycle eau-vapeur) dépendra de l'objectif, par exemple:

- les productions électriques les plus grandes nécessitent les cycles les plus sophistiqués, mais
- les cycles plus simples conviennent dans d'autres situations par exemple la fourniture de chaleur.

Les murs d'eau (les murs de la chambre de combustion sont faits de canalisations d'échange de chaleur remplis d'eau – généralement recouverts d'une couche de protection) sont largement utilisés pour refroidir les gaz de combustion dans les passages vides de la chaudière (c.-à-d. conducteurs d'échange de chaleur). Le premier passage a généralement besoin d'être vide car les gaz chauds sont trop corrosifs et la matière particulaire est trop coulante pour une utilisation efficace des tuyaux d'échange de chaleurs dans cette zone.

Selon la nature des déchets incinérés et la conception de la chambre de combustion, suffisamment de chaleur peut être générée pour rendre le processus de combustion auto suffisant (c.-à-d. des carburants de soutien ne seront pas nécessaires).

Les utilisations principales de l'énergie transférée vers la chaudière sont :

- la production et la fourniture de chaleur (comme la vapeur et l'eau chaude)
- production et fourniture d'électricité
- combinaison des deux ci-dessus.

L'énergie transférée peut être utilisée sur site (remplaçant donc l'énergie importée) et/ou hors site. L'énergie fournie peut être utilisée pour une grande variété d'autres processus. La chaleur et la vapeur sont couramment utilisées pour les systèmes de chauffage industriel et urbain, la chaleur et la vapeur de processus industriel et occasionnellement comme force motrice pour les systèmes d'air conditionné. L'électricité est souvent fournie aux réseaux de distribution nationales et/ou utilisée à l'intérieure de l'installation.

2.4.2 Facteurs externes affectant l'efficacité énergétique

2.4.2.1 Type et nature des déchets

Les caractéristiques des déchets livrés à l'installation détermineront les techniques qui sont appropriées et le degré auquel l'énergie peut être recyclée efficacement. Les caractéristiques chimiques et physiques sont considérées lors du choix des processus.

Les caractéristiques chimiques et physiques des déchets arrivant réellement à l'usine ou alimentés dans l'incinérateur peut être influencé par de nombreux facteurs y compris :

- les contrats avec les fournisseurs de déchets (par ex. les déchets industriels ajoutés aux déchets solides urbains)
- traitements des déchets sur site ou hors site ou régimes de collecte/séparation
- les facteurs du marché qui détournent certains flux vers ou depuis d'autres formes de traitement de déchets.

Dans certains cas l'opérateur aura un champ très limité pour influencer les caractéristiques des déchets fournis, dans d'autres cas il est considérable.

Le tableau ci-dessous donne des éventails typiques de valeurs calorifiques nettes pour certains types de déchets :

Type d'entrée	Commentaires et exemples	PCI de la substance d'origine (y compris humidité)	
		éventail en GJ/t	Moyenne en GJ/t
Déchets solides urbains mélangés	déchets ménagers mélangés	6.3 -10.5	9
déchets encombrants	par ex. meubles etc. livrés dans les incinérateurs de déchets solides urbains	10.5 -16.8	13
Déchets similaire aux déchets solides urbains	Déchet d'une nature similaire aux déchets managers mais générés par les magasins, bureaux, etc.	7.6 -12.6	11
Déchets solides urbains résiduels après les opérations de recyclage	fractions triées des processus de recyclage de compostage et de matériaux	6.3 -11.5	10
déchets marchands	fractions collectées séparément des magasins et des bureaux etc.	10 -15	12.5
déchets d'emballages	emballages collectés séparément	17 -25	20
CTD - combustible dérivé de déchet	matériau en paillettes ou flocons produits de déchets non dangereux urbains et similaires	11 -26	18
Déchets industriels spécifiques aux produits	par ex. résidus d'industrie plastique ou papier	18 – 23	20
Déchets dangereux	aussi appelés déchets chimiques ou spéciaux	0.5 -20	9.75

Boues d'épuration	Générés des tâches de traitement des eaux usées	voir ci-dessous	voir ci-dessous
	Brutes (asséchées jusqu'à 25% des matières solides sèches)	1.7 -2.5	2.1
	Digérées (asséchées jusqu'à 25% des matières solides sèches)	0.5 -1.2	0.8

Tableau 2.10: Gammes et valeurs calorifiques nettes typiques pour certains déchets entrants de l'incinérateur

Source (Sous-groupe de l'énergie 2003)

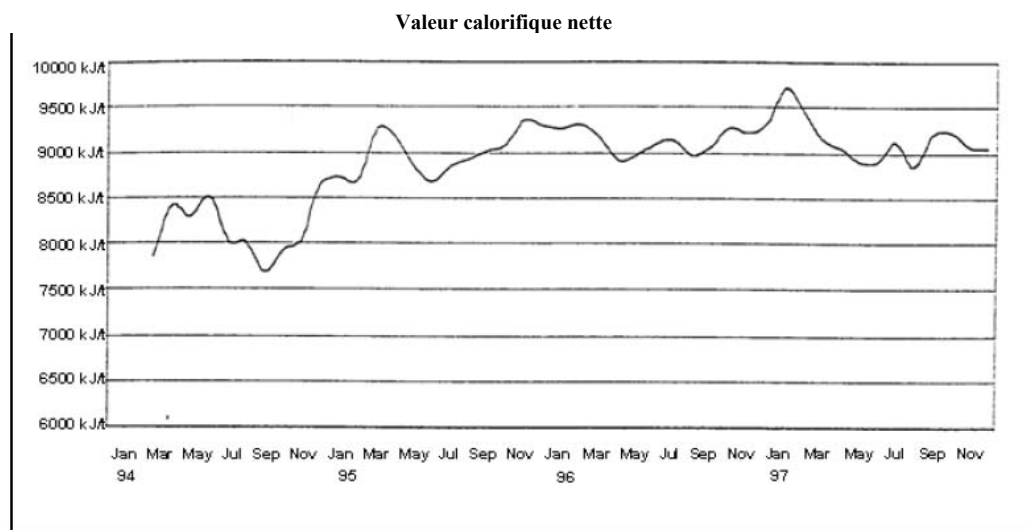


Figure 2.35: Graphique montrant la variation enregistrée en PCI des déchets dans un incinérateur de déchets solides urbains sur 4 années

Calcul de la valeur calorifique nette des déchets:

Lorsqu'on considère l'efficacité de n'importe quel processus de combustion, il est important de prendre en compte les flux d'énergie du système. Avec les incinérateurs de déchets il peut être difficile d'évaluer les efficacités convenablement à cause des incertitudes concernant la valeur calorifiques de la principale entrée énergétique, c'est-à-dire les déchets.

Il y a plusieurs méthodes de calcul de la valeur calorifique. En utilisant l'exemple de la méthode de calcul présentée ci-dessous, les résultats de PCI suivant furent obtenus pour 50 usines (essentiellement allemandes) de déchets solides urbains inspectées (données de 2001) :

unités de PCI	Minimum	Moyenne	Maximum
MJ/kg	8	10.4	12.6
MWh/tonne	2.2	2.9	3.5

Tableau 2.11: Valeurs de PCI calculées pour les déchets traités dans 50 usines d'incinération de déchets solides urbains

Source [sous groupe énergie, 2002 #29]

Exemple d'une méthode de calcul:

Une méthode permettant un calcul très simple mais très fiable (+/- 5%) du PCI des déchets est présentée dans l'équation suivante : Les pertes de chaleur etc. sont prise en compte. Les données requises pour le calcul sont généralement disponibles dans les usines d'incinération et sont soit mesurées soit calculées à partir des chiffres de dimensionnement tels que les paramètres de la vapeur.

$$\text{PCI} = (1.133 \times (m_{\text{st w}}/m) \times c_{\text{st x}} + 0.008 \times T_b) / 1.085 \text{ (GJ/tonne)}$$

PCI = pouvoir calorifique le plus bas (PCI) des déchets incinérés avec $m_{\text{stw}}/m \geq 1$ (GJ/tonne)

où , $m_{\text{st w}} = m_{\text{st x}} - (m_f \times (C_f / C_{\text{st x}})) \times \eta_b$

$m_{\text{st w}}$ = quantité de vapeur produite à partir des déchets dans le même laps de temps que m_{st} par ex. par an (tonne/an)

$m_{\text{st x}}$ = quantité totale de vapeur produite dans un laps de temps défini par exemple par an (tonne/an)

m_x = quantité de carburant supplémentaire utilisée dans le laps de temps correspondant par exemple par an (tonne/an)

m = masse de déchets incinérés dans un laps de temps défini par exemple par an (tonne/an)

$c_{\text{st x}}$ = enthalpie nette de vapeur c'est-à-dire enthalpie de vapeur moins enthalpie d'eau de chaudière (GJ/tonne)

f = valeur calorifique nette de carburant supplémentaire qui s'ajoute à la production de vapeur (GJ/tonne)

T_b = température des gaz brûlés après la chaudière à 4 – 12 % d'O₂ dans les gaz brûlés (°C)

0,008 = teneur en énergie spécifique dans les gaz brûlés (GJ/tonne x °C).

1,133 et 1,085 sont des constantes dérivées des équations de régression.

η_b = efficacité de l'échange de chaleur vers la chaudière (env. 0,80)

Remarque : Ce calcul de PCI est uniquement applicable aux usines existantes et pas dans les buts de dimensionner de nouvelles usines. Il faut aussi noter que la formule peut être appliquée dans une gamme de fonctionnement de 4 – 12 % de O₂, quand le point de la conception de base

était 7 – 9% de O₂. Les usines conçues avec des concentrations de O₂ hors de la gamme de 7 – 9% devraient nécessiter l'utilisation de coefficients modifiés pour rester justes.

2.4.2.2 Influence de l'emplacement de l'usine sur le recyclage d'énergie

En plus de la qualité des déchets et des aspects techniques, l'efficacité possible d'un processus d'incinération des déchets est fortement influencée par les options de sortie pour l'énergie produite. Les processus avec l'option de fournir de l'électricité, de la vapeur ou de la chaleur seront capables d'utiliser plus de chaleur générée pendant l'incinération dans cette optique et il ne sera pas nécessaire de refroidir la chaleur, qui autrement résulte en des réductions en efficacité.

La plus grande efficacité de l'utilisation de l'énergie des déchets peut généralement être obtenue où la chaleur recyclée du processus d'incinération peut être fournie en continu comme chaleur urbaine, vapeur de processus etc., ou en combinaison avec la génération d'électricité. Cependant, l'adoption de tels systèmes dépend fortement de l'emplacement de l'usine, en particulier de la disponibilité d'un utilisateur fiable pour l'énergie fournie.

La génération de l'électricité seule (c.-à-d. pas de fourniture de chaleur) est courante, et fournit généralement un moyen de recyclage de l'énergie depuis les déchets qui est moins dépendante des circonstances locales. Le tableau ci-dessous donne des gammes approximatives pour les efficacités *potentielles* dans les usines d'incinération dans des situations variées. Les chiffres réels dans une usine individuelle seront très spécifiques au site. L'idée du tableau est donc de fournir un moyen pour comparer ce qui pourrait être réalisable dans des circonstances favorables. Des doutes des méthodes de calcul rendent aussi difficile de comparer les chiffres – dans ce cas les chiffres n'expliquent pas les efficacités des chaudières (pertes typiques de ~ 20 %), qui explique pourquoi les chiffres approchant les &00% (chiffres dépassant les 100% sont aussi mentionnés dans certains cas) sont observés dans certaines circonstances :

type d'usine	efficacité thermique potentielle rapportée en % ((chaleur + électricité)/production d'énergie depuis la chaudière)
uniquement la génération d'électricité	17 - 30
Production Combinée de Chaleur et d'Électricité (PCCE)	70 - 85
centrales de chaleur avec ventes de vapeur et/ou d'eau chaude	80 - 90
ventes de vapeur à de grandes usines chimiques	90 - 100
PCCE et usines de chaleur avec condensation de l'humidité dans les gaz brûlés	85 - 95
PCCE dans usines de chaleur avec condensation et pompes à chaleur	90 - 100
Remarque : Les chiffres mentionnés dans ce tableau sont dérivés de simple addition des MWh de chaleur et des MWh d'électricité produits, divisés par la production d'énergie depuis la chaudière. Aucun compte détaillé n'est pris d'autres facteurs importants tels que: la demande en énergie de processus (carburants de soutien, entrées électriques) ; la teneur relative en CO ₂ de l'approvisionnement électrique et de chaleur (c.-à-d. génération déplacée).	

Tableau 2.12: Efficacités de conversion potentielle de l'énergie pour les différents types d'usines d'incinération de déchets

Source [RVF, 2002 #5]

Les efficacités potentielles dépendent de la consommation propre de chaleur et d'électricité. Sans prendre la consommation propre en compte, les efficacités calculées de certains équipements peuvent conduire aux chiffres mentionnés de plus de 100%. Des distorsions des

chiffres de l'efficacité sont aussi courants quand les pertes d'échange thermique de chaudière sont escomptés (c-à-d une efficacité de chaudière de 80% signifie que 20% de la chaleur des gaz brûlés n'est pas transformé en vapeur, parfois l'efficacité est mentionnée par rapport à la chaleur transférée en vapeur plutôt que la chaleur des déchets).

Là où il n'y a pas de demande externe pour l'énergie, une proportion est souvent utilisée sur site pour approvisionner le processus d'incinération même et donc pour réduire la quantité d'énergie importée à des niveaux très faibles. Pour les usines urbaines, une telle utilisation interne peut être de l'ordre de 10% de l'énergie des déchets incinérés.

Des systèmes de refroidissement sont utilisés pour condenser l'eau de la chaudière pour retourner dans la chaudière.

Les processus qui sont commodément placés pour le raccordement aux réseaux de distribution de l'énergie (ou aux différents utilisateurs synergiques d'énergie) augmentent la possibilité que l'usine d'incinération réalisera des efficacités globales plus grandes.

2.4.2.3 Facteurs pris en compte lors du choix de la conception du cycle de l'énergie

On rapporte que les facteurs suivants sont pris en compte lors de la détermination de la conception locale d'une nouvelle usine d'incinération des déchets [51, CNIM, 2003]:

Facteur à considérer	Aspects détaillés à considérer
Alimentation des déchets	<ul style="list-style-type: none"> • Quantité et qualité • Disponibilité, régularité, variation de livraison selon les saisons • Prospection de changement tant en nature et en qualité des déchets • Effets de la séparation des déchets et du recyclage
Possibilités de ventes d'énergie	<p>Chaleur</p> <ul style="list-style-type: none"> • aux communautés, par ex. chauffage urbain • aux industries privées • utilisation de la chaleur par ex. utilisation pour le processus, utilisation pour le chauffage • Contraintes géographiques; faisabilité de livraison par canalisation • Durée de la demande, durée du contrat d'approvisionnement • Obligations quant à la disponibilité de l'approvisionnement, c'est-à-dire y a-t-il une autre source de chaleur quand l'incinérateur est arrêté? • Conditions de vapeur/chaleur: pression (normale/minimum), température, débit, retour du condensât ou pas ? • courbe de la demande saisonnière • Subventions peuvent influencer les données économiques de manière importante • Holdings des clients en chaleur dans l'entreprise de financement, c'est-à-dire contrat d'approvisionnement <p>Électricité</p> <ul style="list-style-type: none"> • réseau national ou réseau industriel (rare), auto consommation de l'usine, auto consommation des clients (c-à-d dans une usine traitant des boues d'épuration) • Prix de l'électricité a une influence importante sur l'investissement • Les subventions ou prêts à taux réduits peuvent augmenter l'investissement • exigences techniques: tension, puissance, disponibilité de la connexion au réseau de distribution
conditions locales	<ul style="list-style-type: none"> • moyen de refroidissement choisi air ou eau • conditions météorologiques dans le temps: température, hygrométrie, (mini, moyenne, maxi, courbes) • acceptabilité d'un "panache" de vapeur d'eau (tour de refroidissement) • disponibilité de source d'eau froide: rivière ou mer – Température, qualité de l'eau – débit qui peut être pompé selon les saisons – augmentation de la température permise

Production Combinée de Chaleur et d'Électricité	<ul style="list-style-type: none"> • Répartition selon les saisons • évolution de la répartition dans le futur
Autre	<ul style="list-style-type: none"> • choix entre: augmenter la production d'énergie, réduire les coûts d'investissement, la complexité opérationnelle, les besoins en disponibilité, etc. • niveau de bruit acceptable (refroidisseurs d'air) • espace disponible • contraintes architecturales

Table 2.13: Facteurs pris en compte lors du choix de la conception du cycle de l'énergie pour les usines d'incinération des déchets

Source [51, ISWA, 2003]

2.4.3 Efficacité énergétique des incinérateurs de déchets

[sous groupe énergie, 2002 #29]

Afin de permettre une comparaison de la performance énergétique entre les incinérateurs de déchets, il est nécessaire de s'assurer que ces comparaisons sont faites de manière constante. Il est particulièrement nécessaire de normer:

- l'évaluation des limites, c'est-à-dire quelles parties du processus sont incluses/exclues ?
- méthodes de calcul
- comment traiter des différentes entrées et sorties d'énergie, par exemple chaleur, vapeur, électricité, carburants primaires, recyclage de l'énergie produite par l'usine, etc.

Les sections qui suivent décrivent les entrées et sorties typiques observées dans plusieurs incinérateurs de déchets.

Voir aussi annexe 10.4 pour plus d'information concernant le calcul de l'efficacité énergétique.

2.4.3.1 Entrées d'énergie vers les incinérateurs de déchets

[sous groupe énergie, 2002 #29]

En plus de l'énergie des déchets, il y a d'autres entrées vers l'incinérateur qui doivent être identifiées lors de la considération de l'efficacité énergétique de l'usine dans son ensemble.

Entrées d'électricité:

La consommation est généralement facile à calculée. Dans les situations où les primes économiques sont attribuées pour soutenir la production d'énergie électrique à partir de l'incinération (par ex. source renouvelable) il peut y avoir un différentiel de prix entre l'électricité achetée et exportée. Les usines peuvent alors choisir (pour des raisons économiques) d'exporter toute l'électricité générées par l'incinérateur et importer du réseau électrique celle qui est nécessaire pour faire fonctionner le processus de l'incinérateur même. Là où c'est le cas, l'usine d'incinération aura souvent des flux d'électricité distincts pour l'entrée et la sortie.

Entrées de vapeur/chaleur/eau chaude :

La vapeur (chaleur ou eau chaude) peut être utilisée dans le processus. La source peut être externe ou recyclée.

Carburants:

Ils sont nécessaires pour plusieurs utilisations. Par exemple, les carburants conventionnels sont brûlés pour :

- i. assurer que les températures de la chambre de combustion nécessaires sont maintenues (ceci contribue ensuite à la production de vapeur)
- ii. augmenter la température dans la chambre de combustion au niveau requis avant que les déchets viennent alimenter l'usine (ceci contribue partiellement à la production de vapeur)
- iii. augmenter la température des gaz brûlés (par ex. après les épurateurs humides) afin d'éviter la corrosion du filtre à manchon et du conduit de cheminée, et afin de supprimer la visibilité du panache.
- iv. préchauffer l'air de combustion
- v. chauffer les gaz brûlés pour leur traitement dans des dispositifs spécifiques, tels que la SCR ou les filtres à manchon.

Lors de la considération de l'efficacité d'ensemble du recyclage de l'énergie depuis les déchets, il est important de noter que certaines de ces utilisations de carburants primaires peuvent contribuer à la production de vapeur et d'autres pas. Échouer dans la considération de ceci peut résulter en des chiffres d'efficacité trompeurs dû à une attribution incorrecte d'énergie dérivée du brûlage des carburants primaires. Par exemple :

- carburants utilisés dans les brûleurs auxiliaires pour i. (complètement) et ii. (partiellement) contribueront à la production de chaleur (typiquement aux alentours de 50 – 70% de l'utilisation de carburant supplémentaires), alors que
- carburants utilisés pour les éléments ii. (les 30 - 50% restants de l'utilisation de carburant auxiliaires), iii. et v. ci-dessus ne contribueront pas à la production de vapeur

Les entrées de carburants (par ex. charbon/coke) (en plus des déchets) peuvent aussi être réalisées dans les usines de gazéification pour produire un syngaz ayant une composition chimique et une valeur calorifique souhaitées.

2.4.3.2 Sortie d'énergie des incinérateurs de déchets

Électricité:

La production d'électricité est facile à calculer. Le processus d'incinération peut lui-même utiliser une partie de l'électricité produite.

Carburants:

Le carburant (par ex. syngaz) est produit dans les usines de gazéification/pyrolyse et peut être exporté ou brûlé sur site avec (généralement) ou sans recyclage de l'énergie.

Vapeur/eau chaude:

La chaleur libérée dans la combustion des déchets est souvent recyclée dans un but avantageux, par exemple pour fournir de la vapeur ou de l'eau chaude pour les utilisateurs industriels ou domestiques, pour la génération d'électricité externe ou même comme force motrice pour les systèmes de refroidissement.

Les installations de cogénération (CHP) fournissent de la chaleur et de l'électricité. La vapeur/l'eau chaude qui ne sont pas utilisées par l'usine d'incinération peut être exportée.

2.4.4 Techniques appliquées pour l'amélioration du recyclage de l'énergie

2.4.4.1 Prétraitement des déchets alimentés

Il y a deux principales catégories de techniques de prétraitement pertinentes pour le recyclage de l'énergie:

- homogénéisation
- extraction/séparation

L'Homogénéisation de la charge d'alimentation des déchets mélange les déchets reçus à l'usine en utilisant les techniques physiques (par ex. mélange dans le bunker et parfois déchiquetage) décrites ailleurs dans le document, pour fournir une alimentation avec des qualités de combustion régulières.

Les principaux avantages réalisés sont l'amélioration de la stabilité du processus qui en résulte, ce qui permet donc un fonctionnement en douceur du processus en aval. Des paramètres de vapeur plus stables résultent de la chaudière, ce qui peut permettre une génération d'électricité accrue. Les avantages d'ensemble de l'efficacité énergétique sont pensés pour être limités mais les économies de coûts et autres avantages opérationnels peuvent apparaître.

L'extraction/séparation implique le retrait de certaines fractions des déchets avant qu'ils ne soient envoyés vers la chambre de combustion.

Les techniques vont des processus physiques extensifs pour la production des combustibles dérivés de déchets (CTD) et le mélange combiné des déchets liquides pour répondre aux critères de qualité spécifiques, aux simples déplacement et retrait par le grutier de gros éléments qui ne conviennent pas à la combustion, tels que les blocs de béton ou gros objets métalliques.

Les principaux avantages réalisés sont :

- une homogénéité accrue, en particulier où des prétraitements plus élaborés sont utilisés (voir commentaires ci-dessus pour les avantages de l'homogénéité)
- retrait d'articles encombrants – donc des risques d'obturation et par conséquent d'arrêt non programmés
- possible utilisation de bains fluidisés ou autre techniques qui pourraient améliorer l'efficacité de la combustion.

L'extraction, la séparation et l'homogénéisation des déchets peut améliorer de manière importante l'efficacité énergétique de l'usine d'incinération même. C'est parce que ces processus peuvent changer de manière importante la nature des déchets qui sont finalement livrés dans le processus d'incinération, qui peut ensuite permettre au processus d'incinération d'être conçu autour d'une spécification plus étroite, et conduire à une performance optimisée (mais moins flexible). Cependant, pour une évaluation plus large (au-delà de la portée de ce document) il est important de noter que les techniques qui sont utilisées dans la préparation de ce carburant différent, demandent elles aussi de l'énergie et il en résultera des émissions supplémentaires.

(Remarque : La portée de ce BREF ne s'étend pas à la recommandation de systèmes en amont qui peuvent influencer les caractéristiques de combustion et la teneur en énergie des déchets reçus. Par contre il reconnaît que ces problèmes en amont ont une influence clé sur les caractéristiques des déchets finalement reçus à l'usine, et par conséquent, il reconnaît ce qui est réalisable).

2.4.4.2 Chaudières et transfert de chaleur

Les chaudières tubulaires à eau sont généralement utilisées pour la génération de vapeur et d'eau chaude du potentiel énergétique des gaz brûlés chauds. La vapeur ou l'eau chaude est généralement produite dans des faisceaux de tuyaux dans le chemin de conduite des gaz brûlés. L'enveloppe du four, les passages vides suivants et l'espace où les faisceaux des tuyaux d'évaporateurs et surchauffeur sont situés sont généralement conçus avec des murs à membrane refroidis à l'eau.

Dans la génération de vapeur, il est généralement possible de différencier les trois zones de terrain de chaleur, illustrées dans la Figure 2.36 :

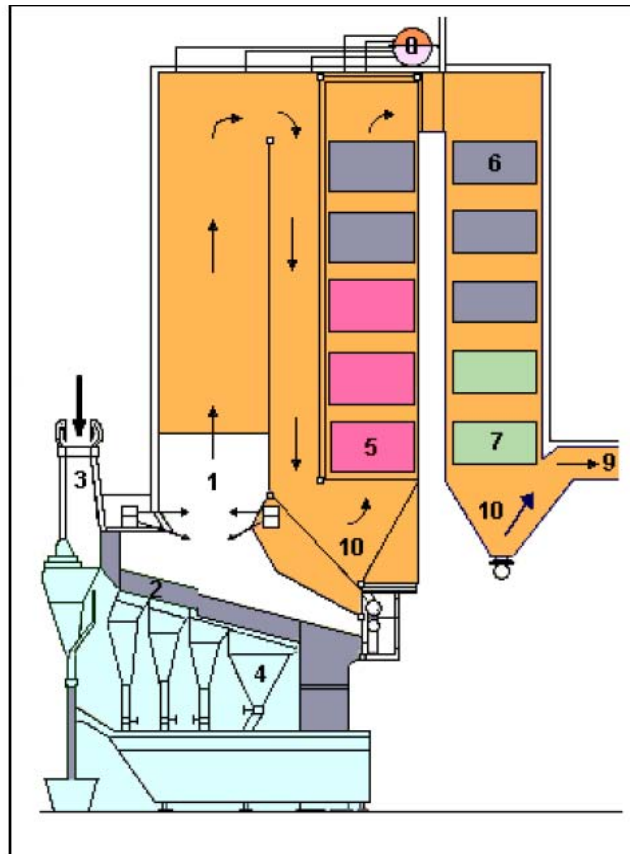


Figure 2.36: Illustration de zones de terrain de chaleur individuel dans un générateur de vapeur
Source [1, UBA, 2001]

Clé de certaines caractéristiques présentée en Figure 2.36 (ci-dessus) :

7 préchauffage d'eau d'alimentation (Économiseur)

Dans cette zone, l'eau d'alimentation de la chaudière est chauffée par les gaz brûlés à une température proche du point d'ébullition (conçu comme un terrain de chauffage à faisceau)

6 Évaporation:

Dans cette zone, l'eau entrante depuis l'économiseur est chauffée jusqu'à ce qu'elle atteigne la température de vapeur saturée (conçue comme un terrain de chauffage à faisceau, mur enveloppe de la chambre d'incinération)

5 Surchauffeur:

Dans cette zone, la vapeur saturée venant de l'évaporateur est surchauffée à la température de fin (en règle générale, les surfaces de chauffage à faisceaux ou surfaces de chauffage cloisonnées) Les systèmes d'évaporation traditionnels suivants peuvent être différenciés (voir Figure 2.37) :

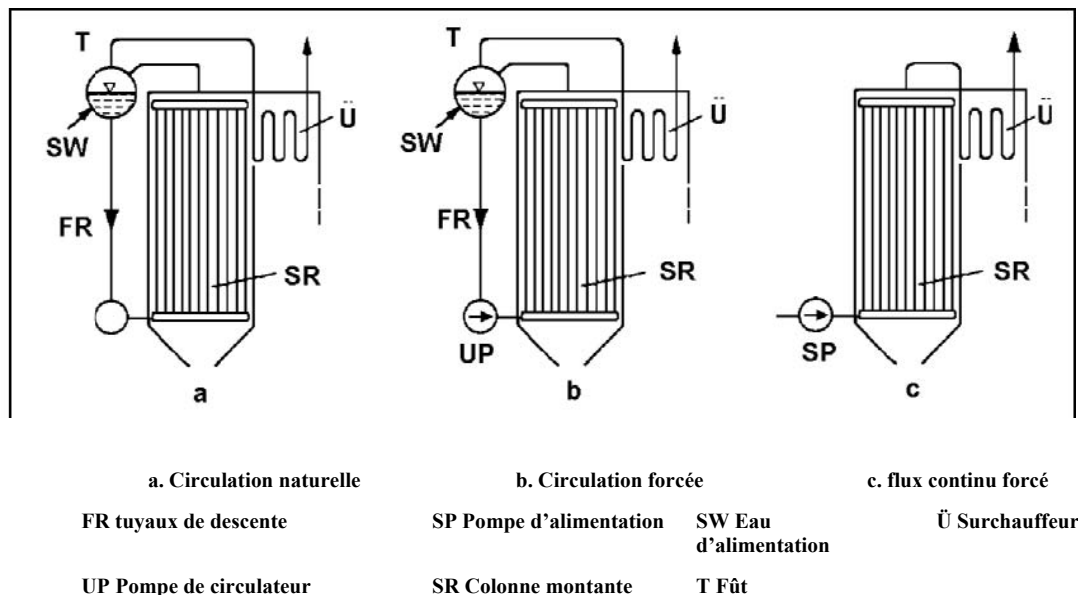


Figure 2.37: Systèmes basiques de flux de la chaudière
Source [1, UBA, 2001]

- **circulation naturelle:** Le flux de masse d'eau/vapeur dans l'évaporateur est maintenu dû à la densité différente du milieu dans les tuyaux chauffés et non chauffés. Le mélange eau/vapeur s'écoule dans un fût. Ici, la vapeur et l'eau sont séparées. La vapeur saturée atteint ensuite le surchauffeur post connecté.
- **circulation force:** Ce principe correspond à la circulation naturelle, mais est expansée par une pompe de circulation supportant la circulation dans l'évaporateur.
- **flux continu force (une fois à travers la chaudière)** Dans ce système, l'eau d'alimentation est pressée dans un flux continu à travers l'économiseur, l'évaporateur et le surchauffeur.

Des refroidisseurs de jets et de terrain sont utilisés dans les chaudières de circulation de sorte de maintenir la température exacte et nécessaire de la vapeur. C'est leur fonction d'équilibrer les fluctuations de température de la vapeur, ces fluctuations étant les conséquences de fluctuations de charges, de changements dans la qualité des déchets, de l'excès d'air, ainsi que la contamination des surfaces de chaleur.

La préparation de l'eau d'alimentation de la chaudière et de l'eau d'appoint est essentielle pour un fonctionnement efficace et pour réduire la corrosion (à l'intérieur des tuyaux) ou risque d'endommagement de la turbine. La qualité de l'eau de la chaudière doit être élevée quand on utilise des paramètres accrus de vapeur.

Un compromis est nécessaire lors de la détermination des paramètres de vapeur depuis les chaudières à allumage de déchets. C'est ainsi car, alors que le choix de températures et de pressions élevées utilisent mieux l'énergie contenue dans les déchets, ces paramètres élevés de vapeur peuvent conduire à des problèmes de corrosion accrus, spécialement aux surfaces du surchauffeur et de l'évaporateur. Dans les incinérateurs de déchets urbains il est courant d'utiliser 40 bars et 400°C, quand il y a production d'électricité bien que les valeurs plus élevées sont utilisées, spécialement avec les déchets solides urbains prétraités et CTD préparés (des valeurs de 60 bars et 520°C sont utilisées avec des mesures spéciales pour empêcher la corrosion). Dans le cas de production de chaleur, de la vapeur à de faibles conditions ou de l'eau surchauffée peut être produite. Basée sur ces paramètres de vapeur plutôt bas (comparée à la plupart des centrales électriques à carburant primaire), presque exclusivement, on choisit les chaudières à vapeur à circulation naturelle.

Une caractéristique de l'incinération de déchets est la charge élevée de poussière en gaz brûlés. Les mesures qui peuvent aider au retrait de la poussière dans les zones de la chaudière par la

séparation par gravité des cendres volantes, sont :

- faibles vitesses des gaz brûlés, et
- tours dans le chemin d'écoulement des gaz.

La proportion élevée de cendres dans les gaz brûlés cause un risque d'une contamination également élevée des surfaces de transfert de chaleur. Ceci mène à un déclin dans le transfert de chaleur et donc une perte de performance. Donc, le nettoyage de surface de transfert thermique joue un rôle important. Ce nettoyage peut être accompli manuellement ou automatiquement avec des lances (air comprimé ou jet d'eau), avec des agitateurs, avec des ventilateurs de suie utilisant de la vapeur, avec une grêle de granules (parfois par nettoyage à tir), avec des ondes de son et de choc, ou avec des dispositifs de nettoyage de réservoir.

Des concepts différents de chaudière peuvent être utilisés dans les usines d'incinération de déchets. Ils sont de la gauche vers la droite (voir figure 2.38) :

- chaudières horizontales
- combinaison de chaudières verticales et horizontales
- chaudières verticales.

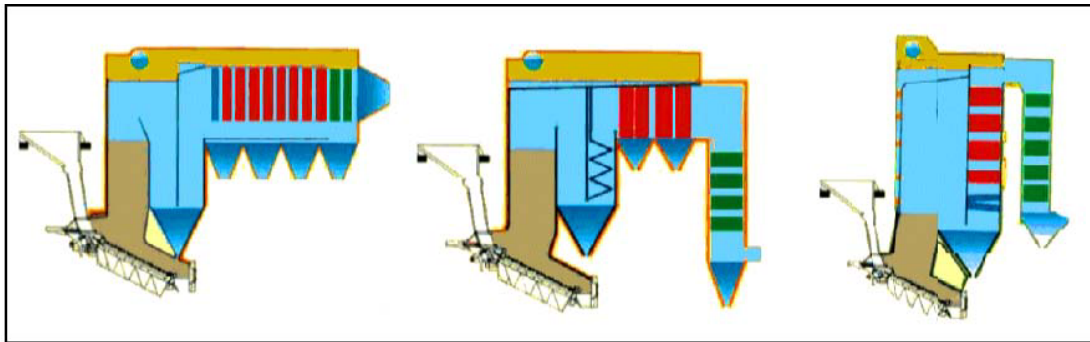


Figure 2.38: Vue d'ensemble de divers systèmes de chaudière: horizontale, combinaison, et, verticale

Source [1, UBA, 2001]

Dans des systèmes horizontaux et verticaux généralement un certain nombre de passages vides avec des murs d'évaporation sont suivis d'un arrangement de conducteurs de surfaces de transfert de chaleur, c'est-à-dire évaporateur, surchauffeur et économiseur. Le choix du système qui sera déployé dépend du concept du bâtiment donné, des paramètres de vapeur choisis, et des spécifications client.

2.4.4.2.1 Corrosion dans les chaudières

[1, UBA, 2001] Avec l'introduction des conditions de temps de résidence minimum de la température et de la teneur en oxygène, la corrosion a augmentée dans les générateurs de vapeur dans les usines d'incinération de déchets.

La corrosion est causée par l'attaque chimique des gaz brûlés et des particules provenant du four. La chambre d'incinération, les murs d'eau du premier passage blanc (vide), et le surchauffeur sont les composants de la chaudière qui sont le plus danger face à la corrosion.

L'érosion, qui est l'abrasion du matériau de surface par usure verticale est principalement causée par les particules de cendres présentes dans les gaz brûlés. L'érosion apparaît essentiellement dans la zone de redirection des gaz.

L'usure des tuyaux est causée par une combinaison de la corrosion et de l'abrasion. La

corrosion apparaît sur les surfaces métalliques propres. Si les produits de la corrosion se déposent comme un film sur la surface des canalisations (couche d'oxyde), ils fonctionnent comme une couche protectrice et ralentissent la corrosion. Si la couche protectrice s'use par l'érosion, et si la surface métallique réapparaît, le processus entier commence à nouveau.

La considération logique des procédés de corrosion est difficile, comme les paramètres physiques, chimiques, techniques d'incinération, métallurgiques et cristallographiques interagissent.

Il existe différents types de corrosion de gaz brûlés :

- Processus de matières inflammables: Corrosion à haute température
- Corrosion initiale: Formation sur un temps limité de chlorure ferreux avant la formation de la première couche d'oxyde sur l'acier "blanc" pendant le démarrage. Cette réaction se produit continuellement après le retrait du film par érosion.
- Corrosion à insuffisance d'oxygène: par la formation de FeCl_2 en atmosphère désoxygénée des gaz brûlés, par exemple sous film (tels que des oxydes, contamination ou matériau résistant au feu) et dans la zone du four. FeCl_2 est suffisamment volatile aux températures utilisées dans les incinérateurs de déchets et est par conséquent mobilisé. Un indicateur pour une telle corrosion est l'apparition de CO (ceci explique qu'on utilise souvent à mauvais escient le terme corrosion CO). La situation microscopique à la limite entre le matériau et le film est, cependant, décisive. Cette corrosion est observée dans des cas individuels avec des pressions de vapeur supérieures à 30 bars, mais plus généralement supérieure à 40 bars. Le taux de corrosion augmente avec la température du métal. Les produits de la corrosion apparaissent dans les couches floconneuses.
- Corrosion de chlorure à haute température La corrosion par le chlorure, qui est libéré pendant le sulfatage des chlorures alcalins, et attaques des hydroxydes de fer ou de plomb. On observe ce mécanisme de corrosion dans les usines d'incinération avec des températures de gaz brûlés $>700^\circ\text{C}$ et à des températures de mur de tuyau supérieures à 400°C . Les produits de corrosion peuvent être reconnus comme une calotte noire fermement collée qui comprend une couche hygroscopique rouge de FeCl_3 dans un film plus épais.
- Corrosion de sels fondus: les gaz brûlés contiennent de l'alcalin et des composants similaires, qui peuvent former des eutectiques. Les composés eutectiques ont un point de fusion plus faible que les composés simples qui forment le système eutectique. Ces systèmes fondus sont hautement réactifs et peuvent causer une corrosion grave de l'acier. Ils peuvent réagir avec le revêtement réfractaire et conduire à la formation interne de composés comme le kalsilite, leucite, sanidine qui détruisent le matériau réfractaire mécaniquement. Ceci peut aussi former des fontes faiblement visqueuses sur la surface consistant de matériaux déposés et de matériaux réfractaires (corrosion réfractaire). [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]
- Corrosion électrochimique: Elle est basée sur l'égalisation électrique potentielle de différents métaux. Le conducteur peut être aqueux ou un solide qui démontre une conductivité électrique suffisante aux températures observées. La conductivité peut apparaître à partir du point de rosée de l'eau jusqu'au point de rosée de l'acide sulfurique en sel fondu.
- Corrosion d'arrêt : Basé sur sa forte teneur en chlorure (surtout en CaCl_2), les dépôts sont hygroscopiques. L'humidité dans l'air dissout ces composés et cause les apparitions de dissolutions chimiques dans le matériau.
- Corrosion de point de rosée: Quand la température chute en dessous du point de rosée de l'acide, des corrosions chimiques humides apparaissent sur les surfaces froides. Ce dommage peut être évité en augmentant la température ou en choisissant un matériau approprié.

En réalité, dans une perspective thermodynamique, un degré de corrosion est inévitable. Des contre mesures aident seulement à réduire l'endommagement à un niveau acceptable. Les causes de la corrosion nécessitent des contre mesures constructives et fonctionnelles. Des possibilités d'amélioration se situent essentiellement dans le générateur de vapeur. Des

paramètres faibles de vapeur, des temps de réaction longs avant d'entrer dans les surfaces chaudes, baisser la vitesse des gaz brûlés, et niveler le profile de la vitesse pourraient être fructueux. Des enveloppes de protection, l'usinage, l'estampage et des déflecteurs peuvent aussi être utilisés pour conserver les surfaces chaudes.

Un compromis doit être trouvé pour déterminer l'intensité du nettoyage des chaudières entre le meilleur transfert de chaleur possible (surface de tuyau métalliques) et la protection optimale contre la corrosion.

2.4.4.3 Préchauffage de l'air de combustion

Préchauffer l'air de combustion est particulièrement bénéfique pour aider la combustion de déchets à haute teneur en humidité. La fourniture d'air déjà tiédi sèche les déchets, facilitant ainsi leur allumage. La fourniture de chaleur peut être prise à partir de la combustion des déchets au moyen de systèmes d'échange de chaleur.

Préchauffer l'air de combustion primaire peut avoir une influence positive sur l'efficacité énergétique d'ensemble en cas de production électrique.

2.4.4.4 Grilles refroidies à l'eau

Le refroidissement à l'eau des grilles est utilisé pour protéger les grilles. L'eau est utilisée comme un moyen de refroidissement pour capturer la chaleur de lit des déchets en cours de brûlage et utilisée ailleurs dans le processus. Il est courant que la chaleur retirée soit réalimentée dans le processus pour le préchauffage de l'air de combustion (primaire et/ou secondaire) ou pour le chauffage du condensât. Une autre option est d'intégrer directement le refroidissement à eau dans le circuit de la chaudière, en s'en servant comme d'un évaporateur.

On applique cette technique de grilles où la valeur calorifique nette des déchets est plus élevée, typiquement au-delà de 10MJ/kg. À des valeurs calorifiques plus faibles leur application est plus limitée. Des augmentations de la valeur calorifique des déchets urbains observées en Europe ont augmenté l'application de cette technique.

Il y a d'autres raisons pour l'utilisation des grilles refroidies à l'eau – elles sont abordées en section 2.3.1.2.5.

2.4.4.5 Condensation des gaz brûlés

[5, RVF, 2002]

L'eau dans les gaz brûlés depuis la combustion comprend l'eau évaporée du carburant et l'eau de réaction de l'oxydation de l'hydrogène, ainsi que la vapeur d'eau dans l'air de combustion.

Lors du brûlage des déchets, la teneur en eau dans les gaz brûlés après la chaudière et l'économiseur varie normalement entre 10 et 20% par volume, correspondant aux points de rosées de l'eau d'environ 50 – 60°C. Pendant le nettoyage de la chaudière avec de la vapeur, la teneur en eau dans les gaz brûlés augmente jusqu'à environ 25%.

La température minimum possible des gaz secs à ce point est de 130 – 140 °C en utilisant un matériau de construction normal pour les chaudières. Cette température est essentiellement déterminée pour être supérieure au point de rosée de l'acide, lié à la teneur en SO₃ et H₂O des gaz brûlés.

Des températures plus basses résultent en de la corrosion. L'efficacité thermique de la chaudière (vapeur ou eau chaude à partir des déchets) sera, dans certaines conditions, d'environ 85%, tel que calculé en se basant sur la valeur calorifique de l'entrée des déchets. Cependant, si plus d'énergie est disponible dans les gaz brûlés, il en résultera une vapeur d'eau qui a une énergie spécifique latente d'environ 2500 kJ/kg et des gaz secs avec une chaleur spécifique d'environ 1 kJ/(kg °C).

L'eau qui revient du chauffage urbain à une température de 40 – 70°C (dépendant de la configuration du système) peut être utilisée directement pour refroidir et condenser la vapeur d'eau dans les gaz brûlés. Ce système est courant dans les usines brûlant du biocarburant, qui est normalement très humide et donne des points de rosée de l'eau à 60 – 70°C dans le gaz brûlés.

Exemple: Stockholm/Hogdalen (Suède):

Dans l'usine de Stockholm/Hogdalen (Suède) ce système est utilisé avec trois chaudières à vapeur conventionnelles à grille à allumage et une avec un bain fluidisé circulant. Les gaz brûlés des chaudières à grille conventionnelles à allumage sont refroidies dans des chaudières à récupération de chaleur, nettoyées par explosion, à environ 140°C. L'eau retournée du chauffage urbain est utilisée comme moyen de refroidissement.

Le FGT commence avec un système de nettoyage à sec de chaque chaudière dans lesquelles on injecte de la chaux sèche hydratée et mélangée avec des gaz brûlés dans un réacteur. Les impuretés acides réagissent avec la chaux et des sels solides sont formés, lesquels sont retirés dans un filtre à manchon avec la cendre volante et le surplus de chaux. La réaction finale se

produit dans le gâteau de poussière sur les manchons. La chaudière à bain fluidisé a un réacteur légèrement différent car la poussière recyclée depuis le filtre à manchon est légèrement humidifiée avant d'être mélangée avec la chaux fraîche et injectée dans les gaz brûlés.

La deuxième étape de nettoyage comprend des épurateurs humides, quiaturent les gaz brûlés et retire le reste des gaz acides, en particulier le chlorure d'hydrogène (HCl) et le dioxyde de soufre (SO₂). Le gaz saturé sortant des épurateurs humides a une température d'environ 60°C. Il est aspiré dans un condenseur, qui est refroidi par l'eau retournée par le chauffage urbain à une température de 40 – 50°C. On utilise un système humide pour les trois chaudières à grille, bien que la chaudière à bain fluidisé circulant ait son propre système.

Si la température de l'eau retournée est de 40°C (la cas normal pour cette usine mais très faible en comparaison avec la majorité des climats européens) 14% d'énergie supplémentaire est recyclée dans le condenseur. De l'autre côté, si la température de l'eau retournée est de 50°C seulement 7% d'énergie supplémentaire est recyclée. Pour les cas extrêmes, quand la température de l'eau retournée est à 60°C, aucune chaleur supplémentaire n'est recyclée.

Dans le cas de Stockholm/Hogdalen, le gaz brûlé est réchauffé avant le ventilateur aspirant et la cheminée, et pour ce réchauffage on brûle des déchets urbains à vapeur à faible pression. Il est aussi possible de fonctionner sans ce réchauffage mais avec un ventilateur humide et la cheminée.

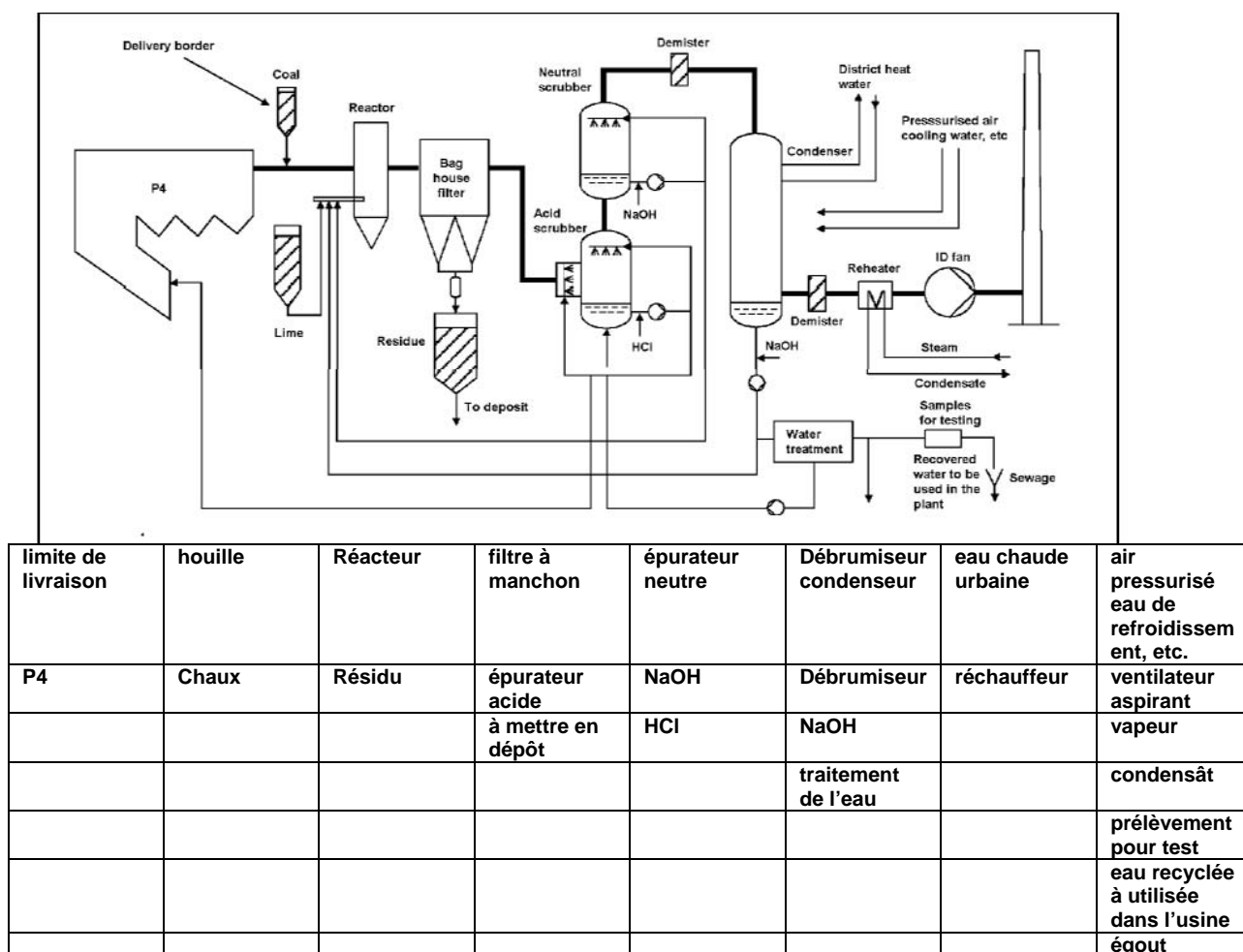


Figure 2.39: Contrôle de la pollution et recyclage de chaleur supplémentaire par condensation de la vapeur d'eau des gaz brûlés dans l'installation de cogénération à allumage de déchets.

Source [RVF, 2002 #5]

Cet exemple simplifié illustre que la condensation peut être efficace seulement s'il y a une

grande différence de température entre le point de rosée de l'eau dans les gaz brûlés et l'eau de refroidissement (normalement l'eau retournée du chauffage urbain). Si cette condition n'est pas remplie des pompes à chaleur peuvent être installées (voir ci-dessous).

Il devrait être noté que, dans ce cas, c'est l'eau froide du chauffage urbain qui fournit le moteur énergétique pour la condensation des gaz brûlés. Cette situation a des chances d'exister dans des régions avec des températures ambiantes plus faibles que l'on trouve surtout en Europe du Nord.

2.4.4.6 Pompes à chaleur

[RVF, 2002 #5]

Le but principal des pompes à chaleur est de transformer l'énergie d'un niveau de température à un niveau plus élevé. Il y a trois différents types de pompes à chaleur en fonctionnement dans les installations d'incinération. Celles-ci sont décrites ci-dessous avec des exemples.

2.4.4.6.1 Pompes à chaleur à compresseur

C'est la pompe à chaleur la plus connue. Elle est installée, par exemple, dans les réfrigérateurs, les climatisations, refroidisseurs, déshumidificateurs et pompes à chaleur utilisés avec de l'énergie provenant des roches, du sol, de l'eau et de l'air. Un moteur électrique fait normalement fonctionner la pompe, mais pour les grandes installations des compresseurs à turbine à vapeur peuvent être utilisés.

Dans un circuit fermé, une substance réfrigérante (par ex. R134a) circule par un condenseur, un détendeur, un évaporateur et un compresseur. Le compresseur comprime la substance, qui se condense à une température plus élevée et délivre la chaleur vers l'eau de chauffage urbain. Là la substance est forcée de s'étendre à une faible pression, la faisant s'évaporer et absorber la chaleur de l'eau du condenseur de gaz brûlé à une température plus basse. Ainsi l'énergie à basse température dans l'eau du condenseur des gaz brûlés a été transformée vers le système de chauffage urbain à un niveau de température plus élevé. Dans des conditions d'incinération typique, le ratio entre la chaleur produite et l'énergie du compresseur (ratio chaleur-énergie) peut être de 5. Le compresseur entraînant la pompe à chaleur peut utiliser la plupart de l'énergie des gaz brûlés.

2.4.4.6.2 Pompes à chaleur à absorption

Semblable à la pompe à compresseur, les pompes à chaleur à absorption étaient développées à l'origine pour le refroidissement. Les pompes à chaleur commerciales fonctionnent avec de l'eau en boucle fermée à travers un générateur, un condenseur, un évaporateur et un absorbeur. Au lieu de la compression, la circulation est maintenue par l'absorption d'eau dans une solution salée, normalement du bromure de lithium, dans l'absorbeur. La solution sel/eau diluée est pompée vers le générateur. Là l'eau est évaporée par l'eau chaude ou la vapeur à basse pression et est ensuite condensée dans le condenseur à une température plus élevée. La chaleur est transférée vers l'eau du chauffage urbain. La solution de sel concentrée circule à nouveau vers l'absorbeur. Le processus est contrôlé par la pression dans le système, en rapport avec la pression de la vapeur des liquides, de l'eau et du bromure de lithium.

La consommation d'énergie électrique est très faible, limitée à une petite pompe entre l'absorbeur et le générateur, et il y a peu de parties mobiles. Le ratio entre la chaleur produite et l'énergie de l'absorbeur est normalement de 1,6.

2.4.4.6.3 Pompes à chaleur ouvertes

La troisième pompe à chaleur est parfois appelée pompe à chaleur ouverte. Le principe est de faire baisser la teneur en eau des gaz brûlés en aval du condenseur en utilisant un échangeur de chaleur et d'humidité avec l'air comme moyen intermédiaire.

La teneur en eau plus élevée dans les gaz brûlés dans le condenseur signifie un point de rosée plus élevé, et une différence plus grande entre le point de rosée de l'eau et le point de rosée de l'eau retournée du système de chauffage urbain.

2.4.4.6.4 Exemple de données sur les différentes pompes à chaleur

Le tableau suivant a été établi à partir de données issues des trois différentes usines suédoises, utilisant chacune un type différent de pompe à chaleur, tel que décrit ci-dessus.

Tel qu'on peut le voir d'après le tableau, l'utilisation de pompes à chaleur consomme de l'électricité; par conséquent la production nette d'électricité est réduite. Cependant, la production de chaleur thermique augmente.

	Exemple 1	Exemple 2	Exemple 3
Type de pompe à chaleur	à compresseur	pompe à chaleur à absorption	pompes à chaleur ouverte
production nette de chaleur en utilisant une pompe à chaleur	82	80	81
production nette de chaleur sans utiliser de pompe à chaleur	60	63	70
Variation dans la production de chaleur	+37 %	+28 %	+16 %
production nette d'électricité en utilisant une pompe à chaleur	15	15	0
production nette d'électricité sans utiliser de pompe à chaleur	20	19	0
Variation de la production d'électricité	-25 %	-21 %	0
Les données se réfèrent à un apport en énergie de 100, par conséquent tous les nombres sont des pourcentages. L'exemple 3 ne produit pas d'électricité. Source: Les données ont été rassemblées pour les 3 exemples d'usines suédoises.			

Tableau 2.14: Exemple de données illustrant la variation de la production de chaleur et d'électricité lors de l'utilisation de différents types de pompes à chaleur
Source [5, RVF, 2002]

2.4.4.7 Recirculation des gaz brûlés

Une proportion (env. 10 – 20 % par volume) des gaz brûlés (généralement nettoyés) recircule, normalement après le pré-dépoussiérage, pour remplacer les alimentations en air secondaire

dans la chambre de combustion.

On rapporte que cette technique réduit les pertes de chaleur avec les gaz brûlés et augmente l'efficacité énergétique du processus d'environ 0,75% - 2%. On rapporte aussi des avantages supplémentaires de la réduction de NOx primaire.

On rapporte que l'isolation thermique des canalisations de recirculation fournit un remède efficace aux problèmes de corrosion dans cette zone.

2.4.4.8 Réchauffage des gaz brûlés à la température de fonctionnement des dispositifs de FGT

Des équipements de contrôle de la pollution nécessitent que les gaz brûlés soient réchauffés pour permettre leur fonctionnement efficace. Des exemples comprennent les systèmes SCR et les filtres à manchon qui, généralement, nécessitent respectivement une température dans cette zone de 250°C et 120°C.

L'énergie pour le chauffage des gaz peut être obtenue de :

- sources d'énergie externes (par ex. des brûleurs à chauffage électrique, à gaz ou huile)
- l'utilisation de chaleur ou électricité générée par le processus (par ex. purges de vapeur depuis la turbine)

L'utilisation d'échangeurs de chaleur pour capturer à nouveau la chaleur après l'équipement réduit le besoin en apport d'énergie externe. Ceci est réalisé où l'étape suivante du processus ne nécessite pas que la température des gaz brûlés soit aussi élevée que celle émise de l'équipement précédent.

2.4.4.9 Réduction de la visibilité du panache

Dans certains endroits, la sensibilité à la visibilité du panache est grande. Certaines techniques (par ex. épuration humide) génère des niveaux d'humidité plus élevés dans les gaz brûlés et par conséquent augmente la possibilité de panaches plus visibles. Une température ambiante plus faible et des taux d'humidité plus grands augmentent le risque de condensation du panache et par conséquent de sa visibilité.

Augmenter la température des gaz brûlés est un moyen pour réduire la visibilité du panache, et améliore aussi les caractéristiques de dispersion de ce rejet. selon la teneur en humidité des gaz brûlés et des conditions atmosphériques, la visibilité du panache est grandement réduite au-delà des températures de 140°C des rejets de la cheminée.

Réduire la teneur en humidité des gaz brûlés réduit aussi la visibilité du panache. Ceci peut être réalisé en choisissant un traitement alternatif des gaz brûlés (c-à-d en évitant les systèmes humides) ou par l'utilisation d'épurateur à condensation pour retirer l'eau des gaz brûlés (voir section 2.4.4.5).

2.4.4.10 Améliorations du cycle de la vapeur d'eau: effet sur l'efficacité et autres aspects

Le choix du cycle de la vapeur d'eau aura généralement un bien plus grand impact sur l'efficacité énergétique de l'installation que d'améliorer des éléments individuels du système, et par conséquent fournit la plus grande opportunité pour augmenter l'utilisation de l'énergie dans les déchets.

Le tableau suivant fournit des exemples d'informations concernant les techniques d'actions qui sont utilisées pour l'amélioration du recyclage de l'énergie dans un incinérateur d'énergie à partir de déchets urbains, ainsi que l'estimation de leur « poids ». Les chiffres donnés furent

calculés pour un exemple d'usine qui génère seulement de l'électricité [50, CNIM, 2003] :

Technique	augmentation de la production nette d'électricité (env.) et autres avantages	Inconvénients
augmenter la pression de la vapeur	3% pour 60 bars au lieu de 40 bars	augmentation du coût d'investissement risqué de corrosion légèrement accru
diminuer le vide à la sortie de la turbine (par ex. un hydro condenseur peut être utilisé pour améliorer le vide)	1 à 2% pour une réduction de 20 mbar	augmentation importante du coût d'investissement (zone du condenseur d'air : +10% entre 120 et 110 mbar à une température d'air = 15°C) taille et bruit augmentent. incertitude sur les engagements des fournisseurs pour une pression très faible
Chauffer l'air secondaire	0,7 % to 1,2 %	augmentation de la complexité et du coût s'il y a 2 ventilateurs d'air.
chauffeur d'air en 2 étapes (c-à-d 2 purges sur la turbine)	1 to 1,5 %	augmentation du coût augmentation du besoin d'espace
augmenter la température du désaérateur	0,9 % pour 140 °C au lieu de 130 °C	augmentation de la taille et du coût de l'économiseur
Ajouter un chauffeur de condensât	0,5 to 1,2 %	le coût de l'équipement et de la tuyauterie pas nécessairement applicable pour les petits TG un problème de corrosion peut se produire en particulier lors des phases de transition (démarrage, arrêt, etc. .)
Recycler une partie des gaz brûlés	0,75 à 2 % pour une diminution de 1% de O ₂ sec ----- Diminution du niveau de NO _x d'env. 100 mg/Nm ³	augmentation du coût d'investissement diminution de l'O ₂ par d'autres moyens réduit l'intérêt du recyclage des gaz brûlés problème de corrosion peut se produire en particulier lors des phases transitoires (démarrage, arrêts, etc.)
Réduire la température des gaz brûlés à la sortie de la chaudière	0,4 à 0,7 % pour 10 °C plus bas entre 190 °C et 140 °C	la température en sortie de chaudière est déterminée selon le type de système FGT
Utiliser la dé-NO _x de SNCR au lieu de la SCR	3 à 6 % selon les processus utilisés	voir discussion sur la de-NO _x de SCR et SNCR
Optimiser le choix de TG	1 à 2% instantané Mais différence bien plus grande sur une longue période si la disponibilité est faible	des TG ont une efficacité plus grande à des conditions nominales mais une fiabilité moins grande, disponibilité et/ou flexibilité à charge partielle
Réduction de la teneur en O ₂ dans les gaz brûlés de 1% (dans une gamme de 6 – 10%)	1 – 2 % d'augmentation	avec une teneur plus faible en O ₂ , le CO peut augmenter faible teneur en oxygène peut augmenter le risque de corrosion.

Tableau 2.15: Améliorations du cycle de la vapeur d'eau: effet sur l'efficacité et autres aspects.
Source [50, ISWA, 2003]

2.4.5 Générateurs de vapeur et refroidissement par trempe pour les incinérateurs de déchets dangereux

En Europe, il y a deux principales approches adoptées pour le refroidissement des gaz de combustion issus des incinérateurs de déchets dangereux. Leurs principaux avantages et inconvénients sont décrits dans le tableau ci-dessous :

système de refroidissement des gaz	Avantages	Inconvénients
Chaudière de recyclage de l'énergie	<ul style="list-style-type: none"> grande efficacité de recyclage de l'énergie possible (70 – 80% peut être convertie en vapeur) consommation plus faible d'eau et volumes de traitement d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> possible augmentation du risque de reformation de dioxine dans la chaudière coûts d'infrastructure et d'entretien supplémentaires du système de chaudière
refroidissement par trempe rapide	<ul style="list-style-type: none"> risque réduit de reformation de dioxine besoin en plus de contrôle de la dioxine sur les émissions dans l'air peut être réduit il peut être possible de traiter des déchets sur une gamme plus variable et des charges plus halogénées ou salées si cette technique est employée 	<ul style="list-style-type: none"> recyclage très limité d'énergie consommation d'eau peut être plus grande volumes de traitement d'eau peuvent être plus grands

Tableau 2.16: Résumé des principales différences entre le refroidissement par trempe et le recyclage de chaleur

Source adaptée de [Cleanaway, 2002 #46], [EURITS, 2002 #41]

Chaudières à récupération de chaleur dans les installations d'incinération de déchets : [EURITS, 2002 #41] Les gaz chauds de combustion sont refroidis dans un **générateur à vapeur** (ou **chaudière**) avec une capacité située entre 16MW et 35MW selon l'installation. La vapeur qui est produite a une pression de 13 bars à 40 bars avec une température entre 201 et 385°C. En règle générale, une installation complètement équipée produit normalement une moyenne de 4 – 5 tonnes de vapeur par tonne de déchets incinérés, ainsi atteignant une efficacité thermique de 70 – 80 % (énergie dans la vapeur contre énergie dans les déchets). La plupart des installations sont équipées d'un **économiseur** et d'un **surchauffeur** si de l'électricité est produite. Une gamme de facteurs influence l'efficacité des générateurs de vapeur utilisés dans les incinérateurs de déchets dangereux, y compris la composition du gaz et le potentiel pour le dépôt de se déposer sur les surfaces de l'échangeur de chaleur. Ceci a une influence importante sur les matériaux de construction et sur la conception, ainsi que sur la durée de vie et les performances de l'équipement.

Pour quelques installations, la vapeur est utilisée dans **une turbine** pour produire de l'électricité. L'électricité est utilisée par l'usine d'incinération pour ses propres besoins ou est exportée. Aussi la vapeur peut être transportée pour une utilisation directe dans des processus industriels, par exemple pour la production de produits chimiques, ou pour d'autres processus de traitement de déchets ou alimentaires dans un système de chauffage urbain. On peut aussi les combiner entre eux.

Refroidissement par trempe rapide quelques installations ne sont pas équipées de chaudière, mais la température des gaz est réduite au moyen de **refroidissement rapide par trempe** (c-à-d 1100°C à 100°C en moins d'1 seconde). Ceci est réalisé pour empêcher la formation de dioxines et pour éviter une technique supplémentaire de retrait de la dioxine en fin de processus. Ces installations sont appelées « extincteurs » (« *quenchers* »), et ont été adoptés dans certaines usines où un large éventail d'apports de déchets fortement halogénés ont été traités. Ceci limite les options potentielles du recyclage d'énergie.

2.4.6 Exemples de recyclage d'énergie depuis les incinérateurs à bains fluidisés

Les différentes conceptions et tailles d'incinérateur à bains fluidisé influence le comportement de la chaudière et la quantité et le type d'énergie produite [33, Finlande, 2002]. Les deux exemples suivants donnent des chiffres approximatifs pour les différentes tailles des incinérateurs!

1. Chaudières produisant 15 – 30 MW de chaleur et de vapeur basse pression :

Cette taille de chaudière à bain fluidisé utilise environ 35 000 – 40 000 tonnes par an de carburant recyclé prêt à l'emploi. Si c'est fait de déchets commerciaux, déchets de démolition et emballages collectés séparément des ménages, elle peut utiliser tous ces types de matériaux générés par une ville d'environ 150 000 habitants. La chaleur produite est d'environ 150 GWh, qui pourrait être utilisée par l'industrie ou le chauffage urbain.

Les chaudières de cette taille sont très semblables aux chaudières de centrales électriques normales de 50 – 100 MW. Son comportement est stable et uniforme, grâce au carburant prêt à l'emploi contrôlé faits de déchets triés, et le bain épais.

Lorsqu'un utilisateur approprié de l'énergie est disponible une gamme d'efficacité de 70 – 90% peut être réalisée.

Les incinérateurs rotatifs à bain fluidisé ont été conçus pour des capacités thermiques de 10 – 55 MW (thermique) et les débits de 22 000 – 167 000 tonnes/an par ligne des déchets correspondants. L'énergie est recyclée par des générateurs de vapeur et utilisé pour la production d'électricité et/ou à des fins de chauffage selon les exigences locales. L'efficacité thermique peut être d'environ 80%, et l'efficacité électrique typiquement de 25%. [64, TWGComments, 2003]

2. Centrales électriques produisant 50 - 100 MW produisant de l'électricité:

Si la taille des déchets par rapport à la chaudière à énergie est supérieure à >30 MW, il peut être plus difficile de trouver un client approprié pour de telle quantité d'énergie thermique. À chaque fois que l'électricité est produite, les données économiques des déchets par rapport à la chaudière à énergie dépendent surtout du prix de l'électricité, et pas du prix de la chaleur.

L'efficacité électrique avec des alimentations bien définies et de qualité contrôlée peuvent être relativement élevées, jusqu'à un niveau de 30 – 35% avec des températures de vapeur typiques de 450 – 500 °C.

2.5 Traitement de gaz brûlés et systèmes de contrôle appliqués

2.5.1 Résumé de l'application des techniques de FGT

Les systèmes de traitement de gaz brûlés sont construits à partir d'une combinaison d'unités de processus individuelles qui, ensembles, fournissent un système de traitement d'ensemble pour les gaz brûlés. Une description des unités de processus individuelles, organisées selon les substances sur lesquelles elles ont leur effet principal, est fournie dans ce chapitre.

Le tableau 2.17 ci-dessous offre un résumé de l'application de certains systèmes dans le secteur de l'incinération des déchets urbains. L'équilibre des systèmes appliqués est différent avec des flux de déchets différents. Une description de chacune des techniques listées dans le tableau est fournie plus loin dans cette section :

Nombre d'usines d'incinération de déchets solides urbains avec des systèmes de traitement des gaz brûlés variés									
	Sec avec FF	semi sec avec FF	Humide	Sec et Humide	Semi sec et Humide	Dépoussiéreur électrostatique uniquement	filtre à manchon seulement	de-NOx SNCR	de-NOx SCR
Autriche			2					appliquée	appliquée
Belgique	2	9	8		1			appliquée	appliquée
Danemark	7	17	6			1	1	appliquée	
France	13	25	45			19		appliquée	
Allemagne	5	16	30	2	5		1	17	42
Grande Bretagne	1	9						appliquée	
Hongrie						1			
Italie	26	6	3	8	4				
Pays Bas		1	5		4			3	appliquée
Norvège	4	1	3						
Portugal		3						3	
Espagne	1	7							
Suède	5	1	7	2			2	appliquée	appliquée
Suisse		1	29						appliquée
Total d'usines	64	95	138	12	14	21	4	23	43 (sur 200)³
Remarques : 1. Tous les chiffres (sauf les données de SCR) sont dérivés de données fournies au TWG dans [42, ISWA, 2002] – les tableaux 1 et 2 et les commentaires du TWG 2. Autres combinaisons de fonctionnement d'unités de FGT sont appliquées mais ne sont pas incluses dans le tableau. 3. Données fournies au BEPRIP par FEAD suggèrent que 43 des près de 200 incinérations de déchets solides urbains étudiés utilisent la SCR 4. Les données de la Belgique représentent seulement la région flamande et Bruxelles. 5. <i>appliqué</i> indique que la technique est appliquée – pour les blancs les données n'ont pas été fournies.									

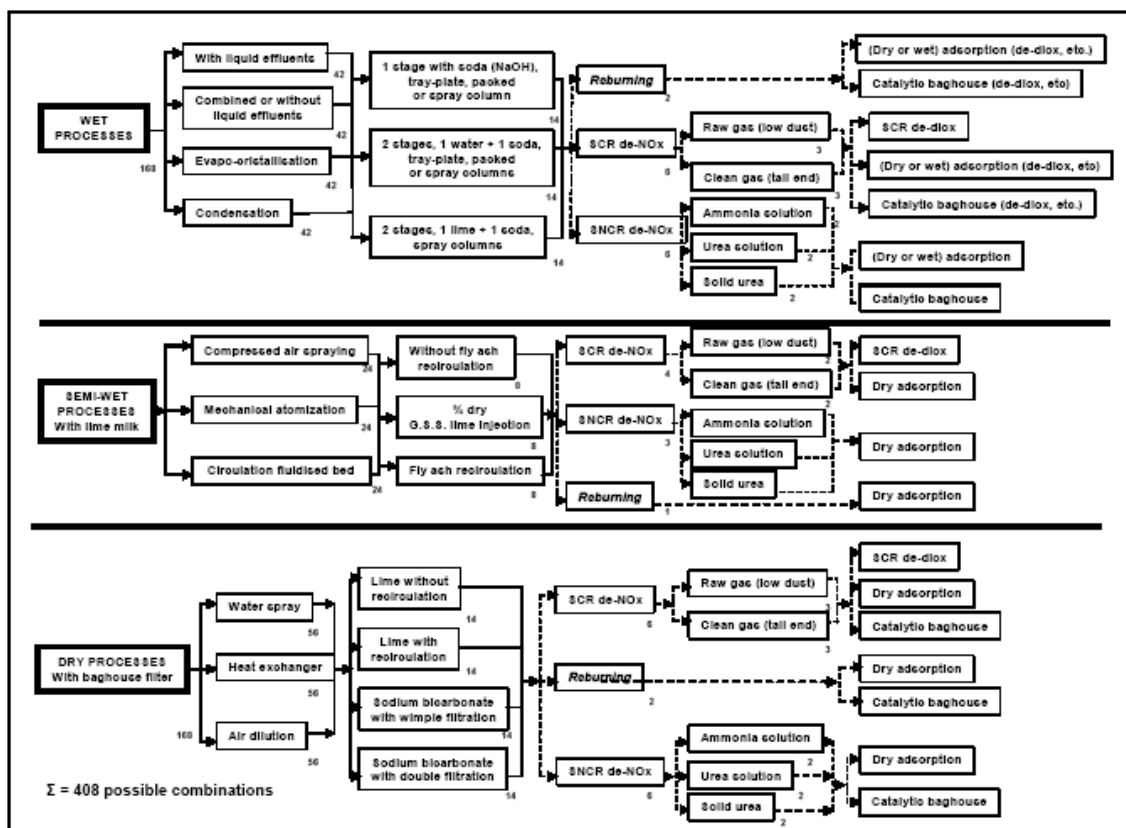
Tableau 2.17: Résumé des principaux systèmes de FGT appliqués pour les incinérateurs de déchets solides urbains en Europe en 2000/2001

Source adaptée de [42, ISWA, 2002, 64, TWGComments, 2003]

Certaines techniques de traitement des gaz brûlés sont aussi décrites dans le BREF « Document de Référence sur les Meilleures Techniques Disponibles sur les Systèmes de Traitement/Gestion des Eaux Usées et Gaz des Déchets dans le Secteur Chimique » (CWW).

2.5.2 Vue d'ensemble de toutes les options combinées de système FGT

Les composants individuels d'un système de FGT sont combinés pour fournir un système efficace dans l'ensemble pour le traitement des polluants que l'on trouve dans les gaz brûlés. Ils existent de nombreux composants et de conceptions individuels, et ils peuvent être combinés de nombreuses façons. Le diagramme ci-dessous présente un exemple des options et leur combinaison possible. On peut voir que dans cette évaluation il y a un total de 408 systèmes différents combinés :



ligne1

processus humides	avec effluents liquides	1 étape avec soude (NaOH), à plateau, colonne à garnissage ou à pulvérisation	rebrûlage		Absorption (Sec ou humide) (dé-diox, etc) dépollueur à tissu filtrant catalytique (dé-diox, etc.)
	combiné ou sans effluents liquides	2 étapes, 1 eau + 1 soude, à plateau, , colonnes à garnissage ou à pulvérisation	de-NOx SCR	gaz brut (faible poussière) gaz propre (en fin)	de-NOx SCR Absorption (Sec ou humide) (dé-diox, etc)
	Evapo-cristallisation	2 étapes, 1 chaux + 1 soude, colonnes à pulvérisation	de-NOx SNCR	solution ammoniacuée solution d'urée	dépoussiéreur à tissu filtrant catalytique (dé-diox, etc.)
	Condensation			urée solide	adsorption (sèche ou humide) dépoussiéreur à tissu filtrant catalytique

ligne 2

processus semi humides: avec lait de chaux	pulvérisation d'air compressé	sans recyclage de cendre	de-NOx SCR	gaz brut (faible poussière)	de-NOx SCR adsorption sèche
	atomisation mécanique	3/4 injection de chaux G.S.S. sèche	de-NOx SNCR	gaz propre (en fin)	adsorption sèche
	bain fluidisé de circulation	recyclage de cendres volantes		solution ammoniacuée solution d'urée urée solide	
			rebrûlage		adsorption sèche

Ligne 3

Processus secs avec dépoussiéreur à tissu filtrant	pulvérisateur d'eau	chaux sans recyclage	de-NOx SCR	gaz brut (faible poussière) gaz propre (en fin)	de-NOx SCR adsorption sèche dépoussiéreur à tissu filtrant catalytique
	échangeur de chaleur	chaux avec recyclage	rebrûlage		adsorption sèche dépoussiéreur à tissu filtrant catalytique
	dilution de l'air	bicarbonate de soude avec double filtration		solution ammoniacuée solution d'urée	
		bicarbonate de soude avec filtration simple	de-NOx SNCR	urée solide	adsorption sèche dépoussiéreur à tissu filtrant catalytique

Σ=408 combinaisons possibles

Figure 2.40: Vue d'ensemble de combinaisons potentielles de systèmes FGT

2.5.3 Techniques pour réduire les émissions particulières

[1, UBA, 2001]

Le choix de l'équipement de nettoyage du gaz pour les matières particulières issues des gaz brûlés est principalement déterminé par:

- charge de particule dans le flux de gaz
- taille moyenne des particules
- distribution de la taille des particules
- débit du gaz
- température de gaz brûlés
- compatibilité avec d'autres composants du système entier de fGT (c-à-d optimisation d'ensemble)
- concentrations requises des sorties

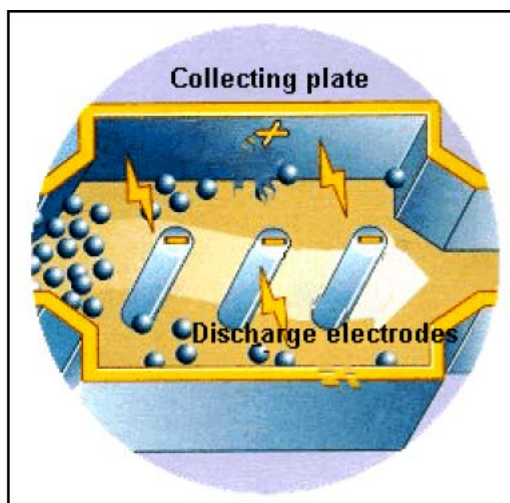
Certains paramètres sont rarement connus (tel que la distribution de la taille des particules ou la taille moyenne) et sont des chiffres empiriques. Le traitement disponible ou les options d'élimination pour les substances déposées peuvent aussi influencer le choix du système de FGT, c'est-à-dire si une sortie existe pour le traitement et l'utilisation des cendres volantes, elles peuvent être collectées séparément plutôt que collectées avec les résidus de FGT. [74, TWGComments, 2004]

2.5.3.1 Dépoussiéreurs électrostatiques

[1, UBA, 2001]

Les dépoussiéreurs électrostatiques sont parfois aussi appelés filtres électrostatiques.

L'efficacité du retrait de la poussière des dépoussiéreurs électrostatiques est principalement influencée par la résistivité de la poussière. Si la résistivité de la couche de poussière augmente à des valeurs supérieures à 10^{11} to 10^{12} Ωcm les efficacités de retrait sont réduites. La résistivité de la couche de poussière est influencée par la composition des déchets. Ceci peut changer rapidement avec une composition de déchets changeante, particulièrement avec l'incinération des déchets dangereux. Le soufre dans les déchets (et la teneur en eau à des températures de fonctionnement inférieures à 200°C [64, TWGComments, 2003]) réduit souvent la résistivité de la couche de poussière sous forme de SO_2 (SO_3) dans les gaz brûlés et, par conséquent facilite le dépôt dans le champ électrique.



plateau collecteur

électrodes d'évacuation

Figure 2.41: Principe de fonctionnement d'un dépoussiéreur électrostatique
Source [1, UBA, 2001]

Pour le dépôt de la fine poussière et des aérosols, les installations qui maintiennent l'effet du champ électrique par la formation de gouttes dans les gaz brûlés (dépoussiéreur électrostatiques à condensation et humides, dépoussiéreur électrostatiques à condensation, épurateurs électrodynamique équipés, des refroidisseurs ionisés à pulvérisation préinstallés) peuvent améliorer l'efficacité de retrait.

Des températures de fonctionnement typiques pour les dépoussiéreur électrostatiques sont 160 – 260°C. Une exploitation à des températures plus élevées (par ex. au-delà de 250°C) sont généralement éviter car ceci peut augmenter le risque de formation de PCDD/F (et par conséquent des rejets).

2.5.3.2 Dépoussiéreur électrostatiques humides

[1, UBA, 2001] Les dépoussiéreur électrostatiques humides sont basés sur le même principe technologique que les dépoussiéreur électrostatiques. Avec cette conception, cependant, la poussière précipitée sur les plateaux du collecteur est lavée en utilisant un liquide, généralement de l'eau. Ceci peut être réalisé en continu ou périodiquement. Cette technique fonctionne de manière satisfaisante dans les cas où des gaz brûlés humides ou refroidis entrent dans le dépoussiéreur électrostatique.

2.5.3.3 Dépoussiéreur électrostatique à condensation

[1, UBA, 2001] Le dépoussiéreur électrostatique à condensation est utilisé pour les dépôts très fins, solides, liquides ou des particules collantes, par exemple, dans les gaz brûlés provenant des usines d'incinération des déchets dangereux. Contrairement aux dépoussiéreur électrostatiques humides conventionnels, les surfaces de collectes des dépoussiéreur électrostatiques à condensation comprennent des tuyaux verticaux en plastique disposés en paquets, qui sont refroidis à l'eau par l'extérieur.

Les gaz brûlés contenant des poussières sont d'abord refroidis à la température de point de rosé dans une trempe par injection directe d'eau, puis saturés avec de la vapeur. En refroidissant les gaz dans les canalisations de collecte plus loin, une couche de liquide mince et lisse se forme sur la surface intérieure des tuyaux résultant de la condensation de la vapeur. Ceci est mis à la terre électriquement et sert ainsi d'électrode passive.

Des particules se déposent sous l'influence du champ électrique entre les électrodes de décharge suspendues dans l'axe du tuyau, et la couche de condensation, dans un flux continu. En même temps la couche de condensation cause aussi un retrait continu des particules déposées depuis la zone de dépôt. Même les poussières non solubles dans l'eau et à peine possible à humidifier sont lavées de là. Le mouillage constamment renouvelé empêche la présence de tout point sec et collant, qui peut causer *le jaillissement d'étincelles* (décharges électriques entre les électrodes). Éviter le jaillissement d'étincelles assure un voltage de dépôt plus élevé, qui alternativement conduit à des performances de dépôt élevées, améliorées et constantes (voir Figure 2.42).

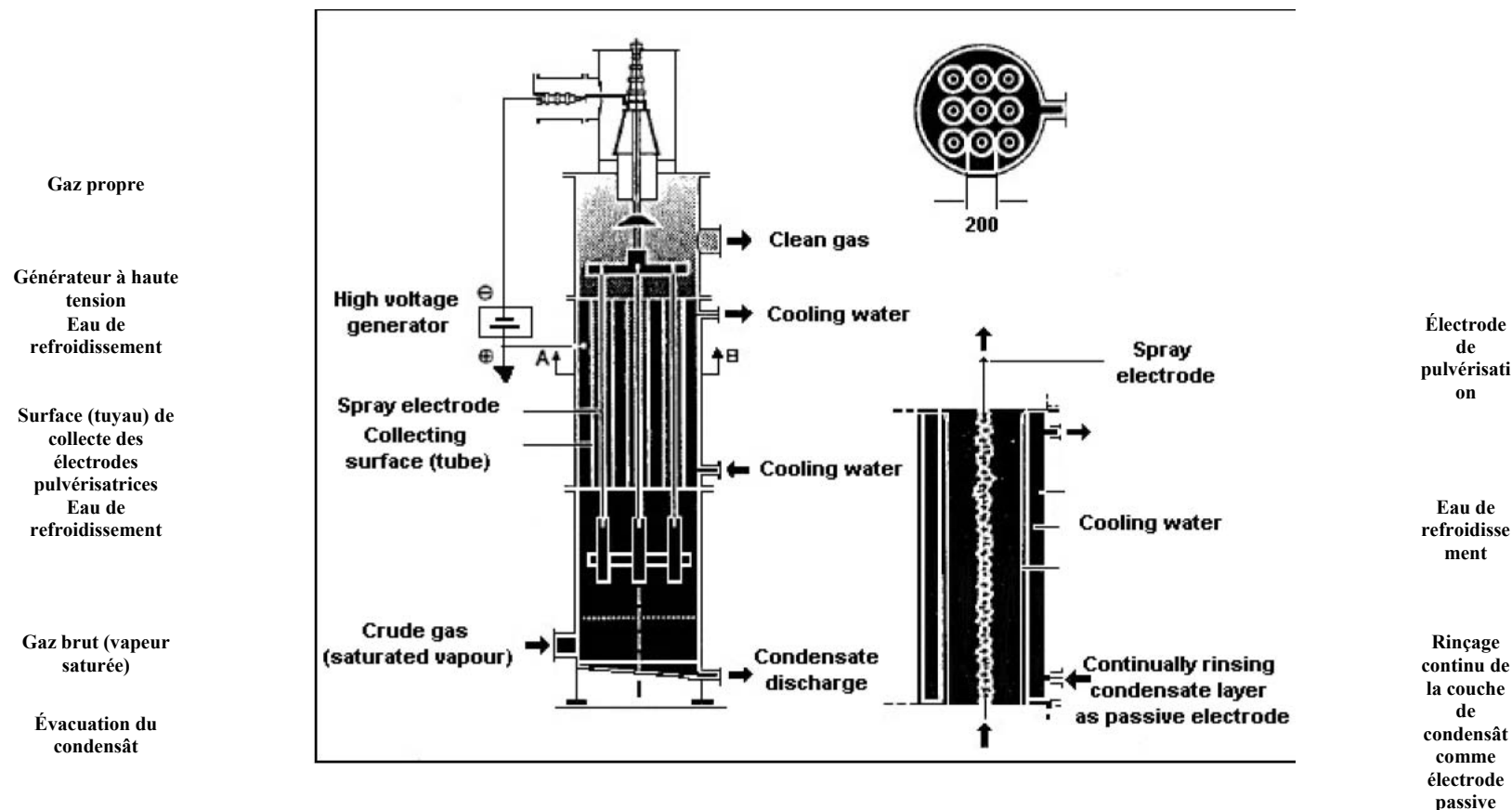


Figure 2.42: Dépoussiéreur électrostatique à condensation
Source [1, UBA, 2001]

2.5.3.4 Épurateurs humides à ionisation

[1, UBA, 2001] Le but de l'Épurateur Humide à Ionisation (EHI) est de retirer divers polluants du flux des gaz brûlés. Le EHI combine les principes de:

- charge électrostatique de particules, attraction électrostatique et dépôt pour les aérosols (plus petit que 5 µm)
- dépôt des particules grossières, liquides et solides (plus grandes que 5 µm), et
- absorption des gaz dangereux, corrosifs et malodorants.

Le système d'EHI est une combinaison d'un filtre électrostatique et un épurateur à garniture. On rapporte qu'il lui faut peu d'énergie et a une efficacité de dépôt élevée pour les particules de l'ordre du sous-micron ainsi que pour celles de l'ordre du micron.

Une zone haute tension est installée avant chaque étape de tour à garnissage fixe. La fonction de la zone à haute tension est d'ioniser les particules (poussière, aérosols, particules de moins d'un micron) contenues dans les gaz brûlés. Les particules chargées négativement induisent des charges qui s'opposent sur la surface neutre du matériau de garnissage humidifié et les gouttes d'eau qui tombent. À cause de cela, elles sont attirées et elles sont ensuite lavées dans la section de garnissage. On y fait référence comme attraction Image/Force (attraction IF), c-à-d attraction par décalage d'électrons. Les gaz dangereux, corrosifs et malodorants sont aussi absorbés dans le même épurateur fluide et chimiquement combiné pour être évacuer avec l'effluent de l'épurateur.

Un autre type d'épurateur d'ionisation humide comprend un Venturi. Les changements de pression qui se produisent par le Venturi permettent aux fines particules de grandir et l'électrode les charge. Elles sont ensuite collectées par la couche dense des gouttelettes déposées par une buse, servant d'électrode de collecte. [74, TWGComments, 2004]

2.5.3.5 Filtres à manchon

Les séparateurs à tissu, aussi appelés filtres à manchon, sont très largement utilisés dans les usines d'incinération des déchets. L'efficacité de la filtration est très élevée pour une large gamme de tailles de particules. Pour les particules de moins de 0,1 microns, l'efficacité est réduite, mais la fraction de ces particules qui existent dans le flux des gaz brûlés des usines d'incinération de déchets est relativement faible. De faibles émissions de poussières sont réalisées avec cette technologie. Elle peut aussi être utilisée après un ESP et des épurateurs humides. [74, TWGComments, 2004]

La compatibilité du moyen de filtre avec les caractéristiques des gaz brûlés et de la poussière, et la température de processus du filtre sont importantes pour une performance efficace. Le filtre est un moyen qui devrait avoir des propriétés appropriées pour la résistance thermique, physique et chimique –par ex. hydrolyse, acide, alcalin, oxydation). Le débit de gaz détermine la surface appropriée de filtration, c'est-à-dire la vitesse de filtration.

Le stress mécanique et thermique sur le matériau du filtre détermine la durée de vie, les exigences énergétiques et d'entretien.

En fonctionnement continu, il y a une perte graduelle de pression au travers le filtre à cause des dépôts de particules. Quand des systèmes secs à sorption sont utilisés, la formation d'un gâteau sur ce moyen aide à retirer l'acide. En général, la pression différentielle au travers du filtre est utilisée pour contrôler le besoin de le nettoyer. Un remplacement périodique est nécessaire quand la durée de vie résiduelle est atteinte ou en cas d'endommagement irréversible (par ex.

une perte grandissante de pression peut être causée par un dépôt irréversible de fine poussière dans le matériau du filtre). Plusieurs paramètres aident à contrôler la durée de vie des manchons : dérive de la chute de pression, paramètre visuel, analyse microscopique, etc. Des fuites potentielles dans le filtre à manchon seront aussi détectées par des émissions accrues ou par des perturbations du processus. [64, TWGComments, 2003]

L'application de dépôts secs est limitée aux poussières qui sont hygroscopiques à hautes températures (300 à 600°C) et qui deviennent collantes à ces températures. Ce type de poussière forme des dépôts dans l'équipement de dépôt, qui ne peuvent pas être suffisamment extraits par les techniques conventionnelles de nettoyage lors du fonctionnement, mais peuvent nécessiter d'être retirés par vibration à ultra son. Ils peuvent être des poussières de sels complexes, par exemple provenant de déchets contenant du phosphore, du soufre ou du silicone.



Figure 2.43: Exemple d'un séparateur à tissu
Source [1, UBA, 2001]

2.5.3.6 Cyclones et multi-cyclones

[64, TWGComments, 2003] Les cyclones et multi cyclones utilisent les forces centrifuges pour séparer la matière particulaire provenant du flux de gaz. Les multi cyclones diffèrent des cyclones simples en ce qu'ils comprennent plusieurs petites unités de cyclone. Le flux de gaz entre dans le séparateur tangentiellement et sort par un port central. Les solides sont forcés vers la sortie du cyclone et collectés sur les côtés pour être retirés.

En général, les cyclones seuls ne peuvent pas réaliser les niveaux d'émission appliqués aujourd'hui aux incinérateurs de déchets modernes. Ils peuvent, cependant, avoir un rôle important à jouer où ils sont appliqués comme pré-dépoussiéreur avant les étapes de traitement des gaz brûlés. Les exigences énergétiques sont généralement faibles car il n'y a aucune chute de pression au travers du cyclone.

Les avantages des cyclones sont leur large gamme de température de fonctionnement et leur fabrication robuste. L'érosion des cyclones, en particulier au point d'impact des gaz brûlés, peut être un problème quand le gaz brûlé est plus chargé de particules, et en particulier quand le matériau de bain s'échappe des usines à bain fluidisé. Les bains fluidisés circulant incorporent généralement un cyclone pour le retrait et le recyclage du matériau du bain vers le four.

2.5.4 Techniques pour la réduction des gaz acides (par ex. émissions de HCl, HF et SO_x)

Ces substances sont généralement nettoyées des gaz brûlés en utilisant des réactifs alcalins. Les processus suivants de nettoyage des gaz brûlés sont appliqués :

- **processus à sec:** Un réactif sec de sorption (par ex. la chaux, le bicarbonate de sodium) est ajouté au flux des gaz brûlés. Le produit de réaction aussi est sec.
- **processus semi secs:** Aussi appelé semi sec, le réactif de sorption ajouté au flux de gaz brûlés est une solution aqueuse (par ex. le lait de chaux) ou suspension (par ex. une boue liquide). La solution aqueuse s'évapore et les produits de réaction sont secs. Le résidu peut être re-circulé pour améliorer l'utilisation du réactif. Un sous ensemble de cette technique concerne les processus à *séchage éclair* qui consiste en l'injection d'eau (provoquant un refroidissement rapide du gaz) et de réactif à l'entrée du filtre.
- **processus humides:** Le flux de gaz brûlés est alimenté dans l'eau, le peroxyde d'hydrogène, ou/et une solution de lavage contenant une partie du réactif (par ex. solution de soude caustique). Le produit de réaction est aqueux.

2.5.4.1 Retrait du dioxyde de soufre et des halogènes

[1, UBA, 2001] Le dioxyde de soufre et les halogènes gazeux sont nettoyés des gaz brûlés par l'injection d'agents chimiques ou physique de sorption, qui sont amenés en contact avec les gaz brûlés. Selon la technique, les produits de réaction sont dissous ou des sels secs.

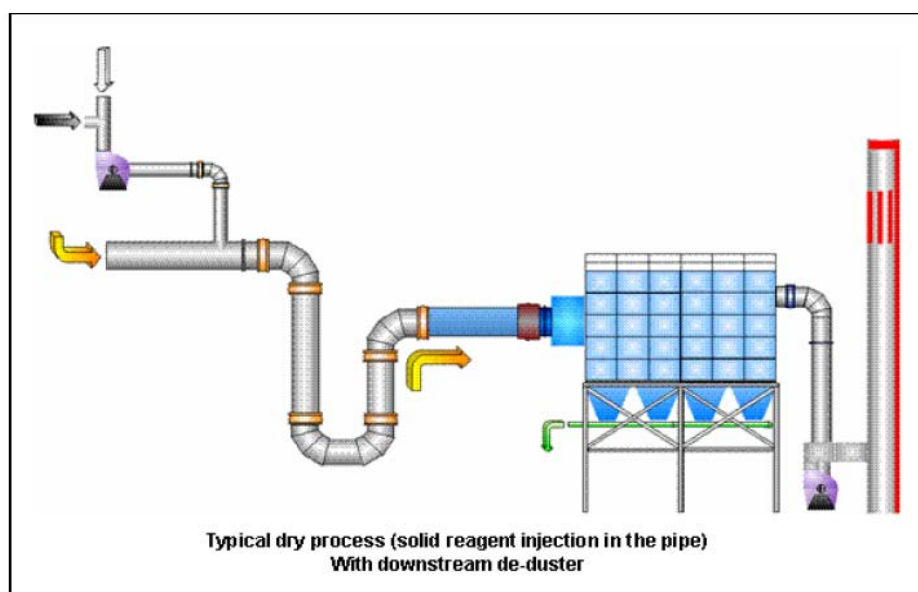
Systèmes secs:

Dans des processus à secs à sorption, l'agent d'absorption (généralement la chaux ou le bicarbonate de soude) est alimenté dans les réacteurs sous forme d'une poudre sèche. Le dosage du réactif peut dépendre de la température ainsi que du type de réactif. Avec la chaux, ce ratio est typiquement de deux ou trois fois la quantité stoechiométrique de la substance qui sera déposée, avec le bicarbonate de soude le ratio est plus faible. Ceci est nécessaire pour s'assurer que les limites d'émission soient respectées sur une gamme de concentrations d'entrée. Les produits de réaction générés sont solides et doivent être déposés des gaz brûlés comme la poussière dans une étape suivante, normalement un filtre à manchon.

Le surdosage de chaux (ou autre réactif) conduit à une augmentation de la quantité de résidus, à moins que la re-circulation du réactif soit effectuée, lorsque la fraction non-réagie puisse être recirculée et le ratio stoechiométrique réduit de la même manière.

S'il n'y a pas d'étape de pré-dépôt (par ex. dépoussiéreur électrostatique), les particules sont retirées avec le réactif utilisé et les produits de réaction. Le gâteau de réactif qui se forme sur les séparateurs à tissu permet un contact efficace entre les gaz brûlés et l'absorbant.

Les panaches sont rarement visibles avec cette technique.



Processus sec typique (injection de réactif solide dans le tuyau)
avec un dépoussiéreur en aval

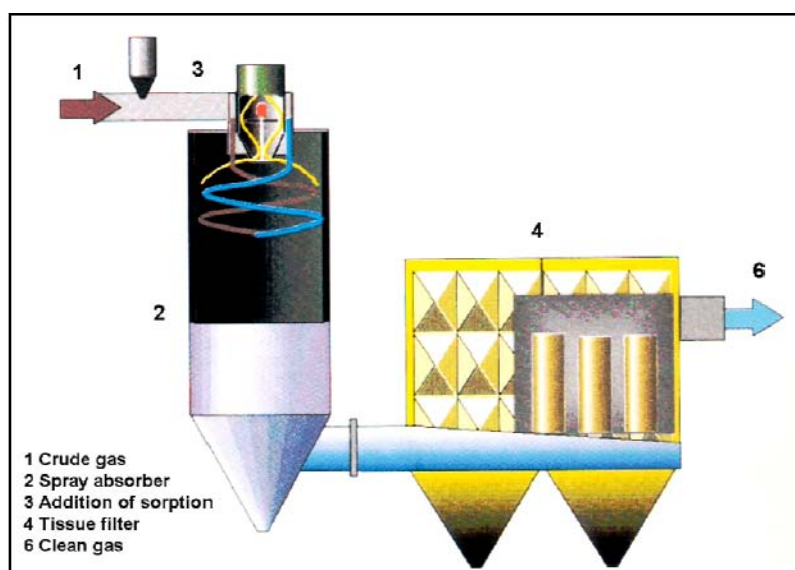
Figure 2.44: Diagramme schématique d'un système FGT sec avec injection de réactif vers la canalisation de FG et filtration à manchon en aval

Systèmes semi humides:

Ceux-ci sont aussi appelés processus semi secs. Dans l'absorption par pulvérisation, l'agent d'absorption est injecté soit comme suspension ou solution dans le flux des gaz brûlés dans un réacteur de pulvérisation (voir figure 2.45).

Ce type de processus utilise la chaleur des gaz brûlés pour l'évaporation du solvant (eau). Les produits de réaction générés sont solides et doivent être déposés des gaz brûlés comme la poussière dans une étape suivante, par exemple un filtre à manchon. Ces processus exigent typiquement des surdosages d'agent de sorption de 1,5 à 2,5.

Ici, le séparateur à tissu est aussi une partie importante du processus. Les panaches sont rarement visibles avec cette technique.



1. gaz bruts
2. absorbeur à pulvérisation

3. Ajout de sorption
4. Séparateur à tissu
6. gaz propre

**Figure 2.45: Principe de fonctionnement d'un absorbeur à pulvérisation
(1, UBA, 2001)**

Un système qui se situe entre les systèmes à séchage normal et les systèmes semi humides est aussi appliqué. Celui-ci est parfois connu sous le nom de système à séchage rapide. (Alstom 2003) Ces systèmes réinjectent dans les gaz brûlés entrant une proportion des solides collectés sur un séparateur à tissu. L'eau est ajoutée à un taux contrôlé aux cendres volantes et au réactif pour s'assurer que le flux reste fluide et n'a pas tendance à coller ou à colmater. Aucune tour de contact ou de manipulation des boues n'est nécessaire (cf. systèmes semi-humides) et aucun effluent n'est produit.

Le recyclage du réactif réduit le besoin en réactif et la quantité de résidus solides produits. Des ratios stoechiométriques de l'ordre de 1,5 à 2 sont courants. Le recyclage de réactifs peut aussi être appliqué aux systèmes secs et semi humides.

Systèmes humides:

Les processus humides de nettoyage des gaz brûlés utilisent différents types de conception d'épurateurs. Par exemple :

- épurateurs à jet
- épurateurs à rotation
- épurateurs venturi
- épurateurs sec à tour
- épurateurs à pulvérisation
- épurateurs statiques

La solution de l'épurateur est (dans le cas seulement d'injection eau) fortement acide (typiquement d'un pH de 0 – 1) à cause de la formation des acides dans le processus de dépôt. Les HCl et HF sont principalement retirés au cours de la première étape de l'épurateur humide. L'effluent de la première étape est recyclé plusieurs fois, avec un peu d'eau propre et une purge de l'épurateur pour conserver l'efficacité du retrait des gaz acides. Par ce moyen acide, le dépôt de SO₂ est lent, donc un épurateur de deuxième étape est nécessaire pour le retirer.

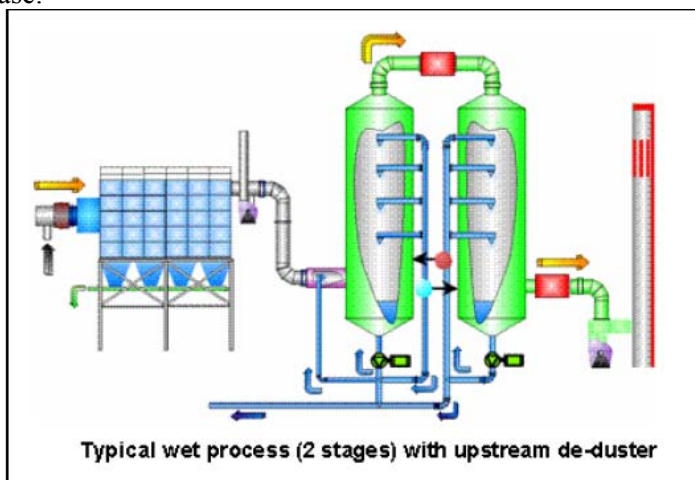
Le retrait du dioxyde de soufre est réalisé lors d'une étape de lavage contrôlée à un pH presque neutre ou alcalin (généralement à un pH de 6 - 7) dans laquelle on ajoute de la soude caustique ou du lait de chaux. Pour des raisons techniques, ce retrait a lieu lors d'une étape séparée de lavage, dans laquelle se produit aussi un retrait supplémentaire de HCl et de HF.

Si les déchets traités contiennent du brome et de l'iode, ces éléments peuvent se déposer à partir d'un flux de gaz brûlés si les déchets contenant du soufre sont brûlés simultanément. De plus les composés de soufre, les sels de brome et d'iode solubles dans l'eau vont se former, lesquels peuvent se déposer par les processus humides de nettoyage du SO₂ dans les gaz brûlés. De plus, le dépôt de brome et d'iode élémentaire peut être amélioré par l'utilisation spécifique d'étapes réductives de lavage. Dans tous les cas, il est important de savoir quels déchets contiennent de l'iode ou du brome.

Si le lait de chaux ou le calcaire est utilisé comme un agent neutraliseur dans les étapes humides de nettoyage des gaz brûlés, le sulfate (gypse), les carbonates ou fluorures s'accumuleront sous forme de résidus solubles dans l'eau. Ces substances peuvent être retirées pour réduire la charge en sel dans les eaux usées et par conséquent réduire le risque d'entartrage dans le système d'épuration. Les résidus du processus de nettoyage (par ex. le gypse) peuvent être recyclés. Lorsqu'on utilise une solution de soude caustique il n'y a aucun risque parce que les produits de réaction sont solubles dans l'eau. Si on utilise du NaOH, du CaCO₃ peut se former (selon la

dureté de l'eau), qui conduira encore à des dépôts dans l'épurateur. Ces dépôts doivent être retirés périodiquement par acidification.

Le diagramme ci-dessous illustre un système typique d'épuration humide à deux étapes. Le nombre d'étapes d'épuration varie généralement entre 1 et 4 avec des étapes multiples incorporées dans chaque vase:



Processus humide typique (2 étapes) avec dépoussiéreur en amont

Figure 2.46: Diagramme d'un épurateur humide à deux étapes avec dépoussiérage en amont.

Eaux usées des épurateurs humides:

Pour conserver l'efficacité d'épuration et empêcher le colmatage du système de l'épurateur humide, une portion de la liqueur de l'épurateur doit être retirée du circuit comme eau usée. Cette eau usée doit être soumise à un traitement spécial (neutralisation, précipitation des métaux lourds), avant évacuation ou utilisation en interne. On porte une attention particulière au retrait du mercure. Les composés de Hg volatiles, tel que le HgCl_2 , seront condensés lorsque les gaz brûlés sont refroidis, et dissous dans l'effluent de l'épurateur. L'ajout de réactifs pour le retrait spécifique de Hg est un moyen pour l'enlever du processus.

Dans certaines usines, l'eau usée produite est évaporée dans l'usine d'incinération en la pulvérisant à nouveau dans les gaz brûlés comme trempe combinée avec le filtre à poussière.

2.5.4.2 Désulfuration directe

[1, UBA, 2001] La désulfuration dans les processus à bain fluidisé peut être réalisé en ajoutant des absorbants (par ex. le calcium ou des composé de calcium/magnésium) directement dans la chambre d'incinération. On utilise des additifs tels que la poussière de calcaire, hydrate de calcium et poussière dolomitique. Le système peut être utilisé en combinaison avec la désulfuration des gaz brûlés en aval.

Le dispositif de jets et de vitesse d'injection influence la distribution des absorbants et de ce fait le degré de dépôt de dioxyde de soufre. Une partie des produits de réaction qui en résultent est retirée dans les installations de filtrante en aval ; cependant, une proportion importante reste avec les mâchefers. De ce fait, la désulfuration directe peut avoir un impact sur la qualité du mâchefer [64, TWGComments, 2003].

Des conditions idéales pour la désulfuration directe existent dans un four cycloïde à cause du niveau de température constant.

On rapporte que, seul, cette technique n'entraîne pas le respect des exigences VLE de la

Directive 2000/76/EC. [1, UBA, 2001]. La quantité de résidus provenant du système de traitement des gaz brûlés peuvent être réduit, conduisant à des coûts d'élimination plus bas.

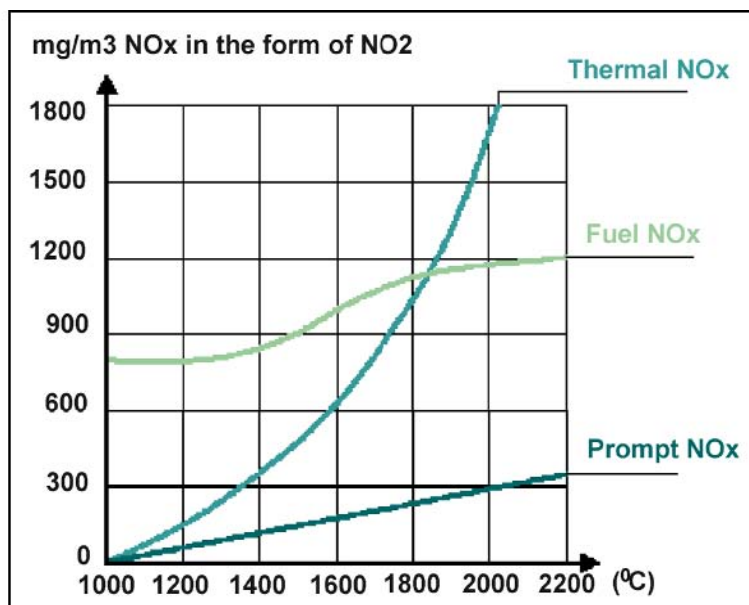
L'absorption des polluants peut aussi être réalisée dans un réacteur à bain fluidisé (circulant) dans lequel les résidus et réactifs sont re-circulés dans la chambre de combustion à un taux élevé. La re-circulation des gaz brûlés garde le flux de gaz au-delà d'un niveau minimum pour maintenir la fluidisation du bain. Le matériau du bain est séparé dans un filtre à manchon. L'injection de l'eau réduit la consommation des absorbants (et par conséquent la production des résidus) de manière importante. [74, TWGComments, 2004]

2.5.5 Techniques pour la réduction des émissions d'oxydes d'azote

[3, Autriche, 2002]

Des oxydes d'azote (NOx) peuvent se former de trois façons :

- NOx thermique: Lors de la combustion une partie de l'azote de l'air est oxydée en oxydes d'azote. Cette réaction se produit seulement de manière importante à des températures supérieures à 1300°C. Le taux de réaction dépend de manière exponentielle de la température et est directement proportionnelle à la teneur en oxygène.
- NOx carburant: lors de la combustion une partie de l'azote contenu dans le carburant est oxydée en oxydes d'azote.
- la formation de NOx via une réaction radicale (NOx prompt): L'azote atmosphérique peut aussi être oxydé par réaction avec les radicaux CH et la formation intermédiaire de HCN. Ce mécanisme de formation est d'importance relativement faible dans l'incinération des déchets.



mg/m3 NOx sous forme de NO2

NOx thermique

NOx Carburant

NOx prompt

Figure 2.47: Dépendance à la température de plusieurs mécanismes de formation de NOx dans l'incinération des déchets

Source (3, Autriche, 2002)

2.5.5.1 Techniques primaires de réduction de NOx

[1, UBA, 2001] La production de NOx peut être réduite en utilisant des mesures de contrôle du four qui :

- empêchent une suralimentation d'air (c-à-d prévention de l'alimentation d'azote supplémentaire)
- empêchent l'utilisation de températures de four inutilement élevées (y compris les points chauds locaux)

2.5.5.1.1 Alimentation d'air, mélange des gaz et contrôle de la température

L'utilisation d'une alimentation d'air primaire et secondaire bien distribuée pour éviter les gradients de température inégale qui résultent en des zones à haute température et, par conséquent, une production accrue de NOx est une mesure primaire importante et largement adoptée pour la réduction de la production de NOx.

Bien qu'il faille assez d'oxygène pour s'assurer que les matériaux organiques soient oxydés (générant de faibles émissions de CO et de COV), la suralimentation en air peut avoir pour conséquence une oxydation supplémentaire en azote atmosphérique, et la production de NOx supplémentaire.

Il est important de réaliser un mélange des gaz et un contrôle des températures efficaces.

2.5.5.1.2 Recirculation des fumées (FGR)

Cette technique implique le remplacement d'environ 10-20% de l'air de combustion secondaire avec des gaz brûlés recyclés. La réduction du NOx est réalisée car les gaz brûlés recyclés ont une concentration en oxygène plus faible et de ce fait une température de gaz brûlés plus faible qui conduit à une diminution des niveaux d'oxydes d'azote. [74, TWGComments, 2004]

2.5.5.1.3 Injection d'oxygène

L'injection soit d'oxygène pure soit d'air enrichi en oxygène est un moyen pour fournir l'oxygène nécessaire à la combustion, alors que réduire l'alimentation en azote supplémentaire peut contribuer à une production supplémentaire de NOx.

2.5.5.1.4 Combustion étagée

La combustion étagée a été utilisée dans certains cas. Ceci implique de réduire l'alimentation en oxygène dans les zones primaires de réaction et puis d'augmenter l'alimentation en air (et par conséquent d'oxygène) dans les zones de combustion ultérieures pour oxyder les gaz formés. De telles techniques exigent un mélange air/gaz efficace dans la zone secondaire pour s'assurer que le CO (et autres produits de combustion incomplète) soient maintenus à des niveaux faibles.

2.5.5.1.5 Injection de gaz naturel (re-brûlage)

[70, USEPA, 1994] L'injection de gaz naturel dans la région au-dessus de la grille du four peut être utilisée pour contrôler les émissions de NOx à partir de la chambre de combustion. Pour les incinérateurs de déchets solides urbains, deux processus différents basé sur le gaz naturel ont été développés:

- rebrûlage – un processus à trois étapes conçu pour convertir le NOx en N₂ en injectant du gaz naturel dans une zone de rebrûlage distincte située au-dessus de la zone de combustion primaire.
- Méthane de-NOx – cette technique injecte du gaz naturel directement dans l'unité de combustion primaire pour inhiber la formation de NOx.

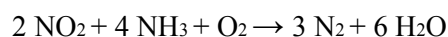
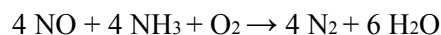
2.5.5.1.6 Injection d'eau dans le four/flamme

Une injection d'eau correctement conçue et effectuée soit dans le four soit directement dans la flamme peut être utilisée pour diminuer les températures de points chauds dans la zone primaire de combustion. Cette chute de la température de pointe peut réduire la formation de NOx thermique. [74, TWGComments, 2004]

2.5.5.2 Techniques secondaires de réduction de NOx

[1, UBA, 2001] La Directive 2000/76/EC exige une valeur moyenne journalière de gaz propre de NOx (sous forme de NO₂) de 200 mg/Nm³. Pour réussir à être conforme à ce niveau, il est courant d'appliquer des mesures secondaires. Pour la plupart des processus, l'application d'ammoniaque ou dérivés d'ammoniaque (par ex. l'urée) comme agent de réduction s'est montrée fructueuse. Les oxydes d'azote dans les gaz brûlés comprennent principalement du NO et NO₂ et sont réduits en azote N₂ et vapeur d'eau par l'agent de réduction.

Équations de réaction:

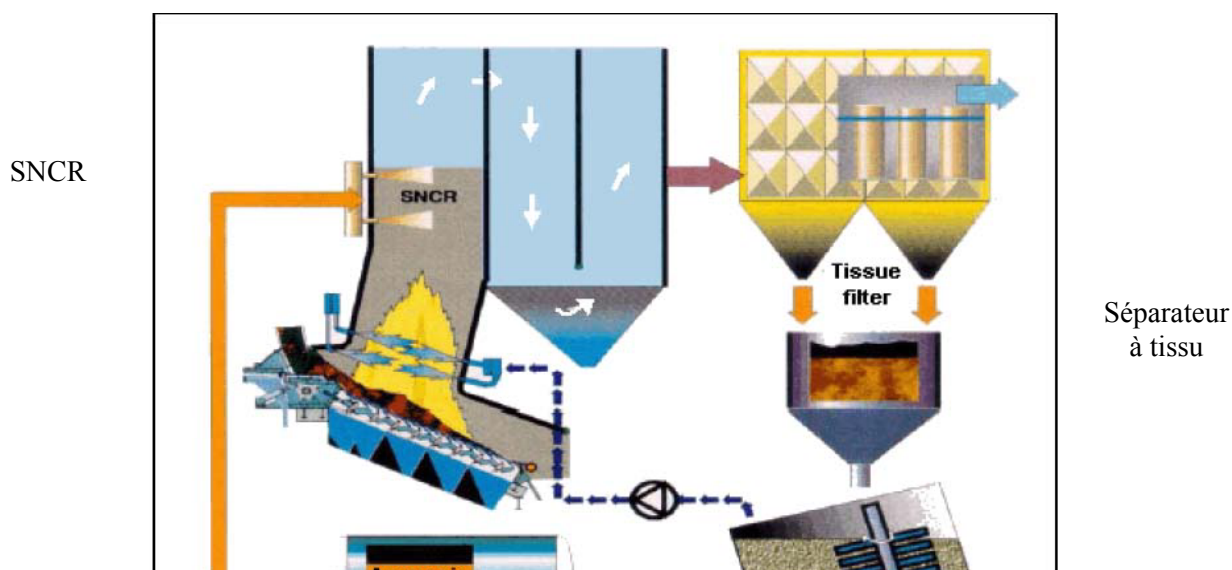


Deux processus sont importants pour le retrait de l'azote des gaz brûlés – la Réduction Non-Catalytique Sélective (SNCR) et la Réduction Catalytique Sélective (SCR).

Le NH₃ et l'urée sont appliqués dans des solutions aqueuses. Le NH₃ est normalement, pour des raisons de sécurité, livré en une solution à 25%.

2.5.5.2.1 Processus de Réduction Non-Catalytique Sélective (SNCR)

Dans le processus de Réduction Non-Catalytique Sélective (SNCR) les oxydes d'azote (NO + NO₂) sont retirés par réduction non-catalytique sélective. Avec ce type de processus l'agent de réduction (typiquement l'ammoniaque ou l'urée) est injecté dans le four et réagit avec des oxydes d'azote. Les réactions se produisent à des températures situées entre 850 et 1000°C, avec des taux de réaction plus élevés et plus bas dans cette gamme.



Ammoniaque
eau

Mélangeur
vide

Figure 2.48: Principe de fonctionnement de la SNCR
(1, UBA, 2001)

Réduire le NOx par SNCR à plus de 60 – 80%, exige un ajout plus élevé d'agent de réduction. ceci peut conduire à des émissions d'ammoniaque, aussi connu sous le terme *glissement d'ammoniaque*. La relation entre la réduction de NOx, glissement d'ammoniaque et température de réaction est présentée en Figure 2.49 ci-dessous :

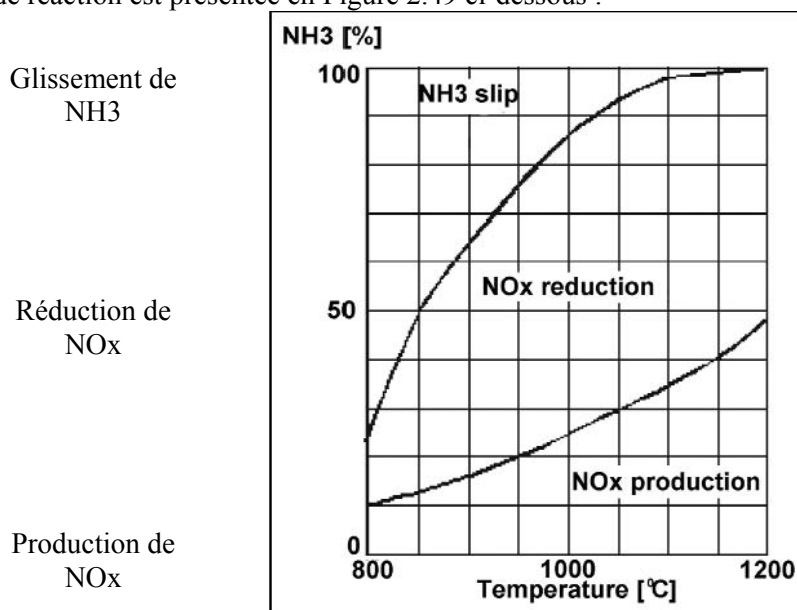


Figure 2.49: Relation entre la réduction de NOx, la production de NOx, le glissement d'ammoniaque et la température de réaction pour le processus de SNCR
(Austria, 2002 nb 3) (64, TWGComments, 2003)

Dans la Figure 2.49, on montre qu'à une température de réaction de, par exemple, 1000°C, la réduction de NOx serait d'environ 85%, et il y aurait un glissement d'ammoniaque d'environ 15%. En plus, à cette température il y aurait une production de NOx, à partir de l'incinération du NH₃ injecté, d'environ 25%.

La Figure 2.49 montre aussi qu'à des températures élevées (avec de l'ammoniaque), le pourcentage de réduction de NOx est plus élevée, et alors que le glissement d'ammoniaque est plus faible, le NOx produit de l'ammoniaque augmente. À températures élevées, (>1200 °C) le NH₃ oxyde et forme du NOx. À des températures de fonctionnement plus faibles la réduction de NOx est moins efficace, et l'ammoniaque a un glissement plus important.

L'application d'urée au lieu d'ammoniaque dans le SNCR conduit à des émissions de N₂O relativement plus élevées comparé à la réduction d'ammoniaque. [64, TWGComments, 2003]

Pour assurer une utilisation optimum de l'ammoniaque à des degrés différents de charge, qui cause des variations de températures dans la chambre de combustion, le NH₃ peut être injecté à différentes couches.

Lorsqu'il est utilisé avec des systèmes humides d'épuration, le surplus d'ammoniaque peut être retiré dans l'épurateur humide. L'ammoniaque peut alors être recyclé de l'effluent de l'épurateur en utilisant un séparateur d'ammoniaque et réalimenté vers le système d'alimentation de la SNCR.

Ce qui est important pour l'optimisation du processus de SNCR, c'est le mélange efficace des gaz brûlés et du réactif de réduction de NO_x, et un temps de résidences suffisant pour permettre aux réactions de réduction de NO_x de se produire.

Dans le cas de processus de pyrolyse et de gazéification, l'optimisation de la SNCR est atteinte en injectant le réactif dans les zones de combustion de syngaz avec une température bien contrôlée et un mélange efficace des gaz.

2.5.5.2.2 Processus de Réduction Catalytique Sélective (SCR)

La Réduction Catalytique Sélective (SCR) est un processus catalytique pendant lequel l'ammoniaque mélangé avec l'air (l'agent de réduction) est ajouté au gaz brûlé et passe par un catalyseur, généralement un tamis (par ex. platine, rhodium, TiO₂, zéolites). [74, TWGComments, 2004] Lorsqu'il passe par le catalyseur, l'ammoniaque réagit avec le NO_x pour donner de l'azote et de la vapeur d'eau.

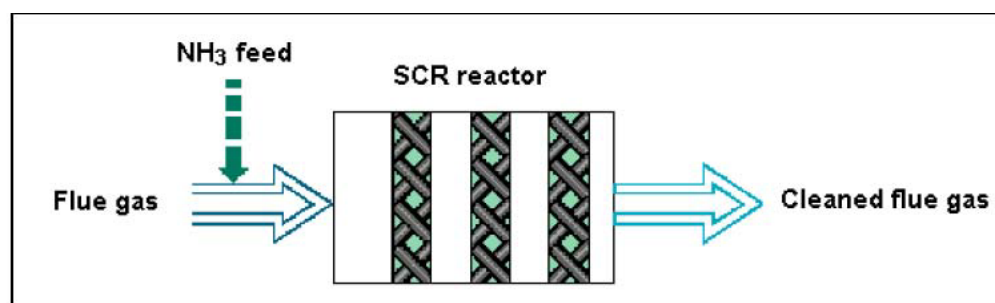
Pour être efficace, le catalyseur nécessite généralement une température située entre 180 et 450°C. La majorité des systèmes utilise des incinérateurs de déchets fonctionnant actuellement à des températures de l'ordre de 230 – 300°C. En deçà de 250°C un volume plus grand du catalyseur est nécessaire et il y a un plus grand risque d'encrassement et d'intoxication du catalyseur. Dans certains cas, les bypasses catalytiques à température régulée sont utilisés pour éviter tout endommagement de l'unité SCR. [74, TWGComments, 2004]

Le processus de SCR donne des taux de réduction de NO_x (typiquement plus de 90%) à des ajouts presque stœchiométriques d'agent de réduction. Pour l'incinération des déchets, la SCR est principalement appliquée dans la zone de gaz propre, c'est-à-dire après le dépoussiérage et le retrait des gaz acides. Pour cette raison, les gaz brûlés nécessitent généralement un réchauffage à la température de réaction efficace du système SCR. Ceci s'ajoute aux besoins énergétiques du système de traitement des gaz brûlés. Cependant, lorsque les niveaux de SO_x dans les gaz brûlés ont déjà été réduits à une valeur très basse à l'admission de la section de SCR, le réchauffage peut être substantiellement réduit, voire même éviter. Les échangeurs de chaleur sont utilisés pour réduire la demande supplémentaire énergétique.

Après un système humide de FGT, des gouttelettes peuvent être retirées pour empêcher les dépôts de sels à l'intérieur du catalyseur. Dû au risque d'allumage, des mesures de sécurité sont importantes, par exemple par bypasses, contrôle de CO, etc. [74, TWGComments, 2004]

La SCR à faible température nécessite une régénération catalytique dû à la formation de sels (surtout le chlorure d'ammonium et le sulfate d'ammonium). La régénération peut être critique car la sublimation du sel peut conduire à des dépassements des VLE appliquées sur les rejets dans l'air de certains polluants, par exemple le HCl, SO₂, NO_x. [74, TWGComments, 2004]

La SCR est parfois située directement après l'ESP, pour réduire ou éliminer le besoin de réchauffage dans les gaz brûlés. Lorsque cette option est utilisée, le risque supplémentaire de formation de PCDD/F dans l'ESP (typiquement lorsque l'ESP fonctionne à des températures supérieures à 220—250 °C) doit être considéré. Une telle opération peut résulter en des émissions de PCDD/F accrues dans les résidus de l'ESP et des concentrations plus grandes dans le flux des gaz sortant de l'ESP et passant dans l'unité de SCR. La SCR peut aussi être utilisée pour la destruction de PCDD/F. Des systèmes de SCR multi couches sont utilisés pour fournir un contrôle combiné de NO_x et PCDD/F.



Gaz brûlés alimentation en NH_3 Réacteur SCR

Gaz brûlés propres

Figure 2.50: Principe de fonctionnement de la SCR
[3, Austria, 2002]

Les gaz brûlés évacués par le réacteur peuvent être dirigés à travers un échangeur de chaleur des gaz pour préchauffer les gaz entrants afin de maintenir la température de processus du catalyseur et économiser une partie de l'énergie importée (voir diagrammes en section 4.4.4.1).

2.5.6 Techniques pour la réduction des émissions de mercure

2.5.6.1 Techniques primaires

Le mercure est fortement volatil et par conséquent passe presque exclusivement dans le flux des gaz brûlés. La valeur limite fixée dans la directive sur l'incinération des déchets est de 0,05 mg/m^3 . Des valeurs limites inférieures de 0,03 mg/m^3 comme valeur moyenne journalière (avec contrôle continu) ont été fixées dans certains États membres européens [1, UBA, 2001]. Une prise de mesure continue est aussi prescrite dans certaines législations nationales sur l'incinération des déchets (par ex. en Autriche, en Allemagne). La majorité des installations ne peut pas respecter ces valeurs limites, en particulier pour les charges de pointes, sans l'ajout de mesures spéciales de nettoyage des gaz pour le Hg.

Les seules techniques primaires pertinentes pour empêcher les émissions de mercure dans l'air sont celles qui empêchent ou contrôlent, si possible, l'inclusion de mercure dans les déchets :

- collecte séparée efficace des déchets qui peuvent contenir des métaux lourds par ex. cellules, piles, amalgames dentaires, etc.
- notification des producteurs de déchets devant ségréguer le mercure
- identification et/ou restriction des mélanges de déchets potentiellement contaminés par le mercure - en prélevant et analysant des déchets où ceci est possible - en faisant des campagne de prélèvement/test ciblés
- là où l'on sait que de tels déchets sont reçus - ajout contrôlé pour éviter la surcharge de la capacité du système d'abattement.

2.5.6.2 Techniques secondaires

[1, UBA, 2001] Le mercure s'évapore complètement à une température de 357°C et reste gazeux dans les gaz brûlés après être passé dans le four et la chaudière. Le mercure non organique (essentiellement le Hg^{2+} comme un chlorure) et le mercure élémentaire sont traités différemment dans les systèmes FGT et une considération détaillée de leur sort est requise.

Le choix d'un processus pour l'abattement du mercure dépend de la charge alimentée et de la

teneur en chlorure du matériau en cours de combustion. À des teneurs plus élevées en chlorure, le mercure dans les gaz brûlés bruts sera de plus en plus sous forme ionique qui peut être déposée dans les épurateurs humides. Ceci est une considération particulière dans les usines d'incinération des boues d'épuration où les niveaux de chlorure gazeux brut peuvent être assez faible. Si, cependant, la teneur en chlorure dans les boues d'épuration (sèches) est de 0,3% de la masse ou plus, seulement 10% du mercure dans les gaz propre est élémentaire; et l'élimination du mercure ionique uniquement peut atteindre un niveau total d'émission de Hg de 0,003 mg/Nm³. [74, TWGComments, 2004]

Le mercure métallique peut être retiré du flux des gaz brûlés par :

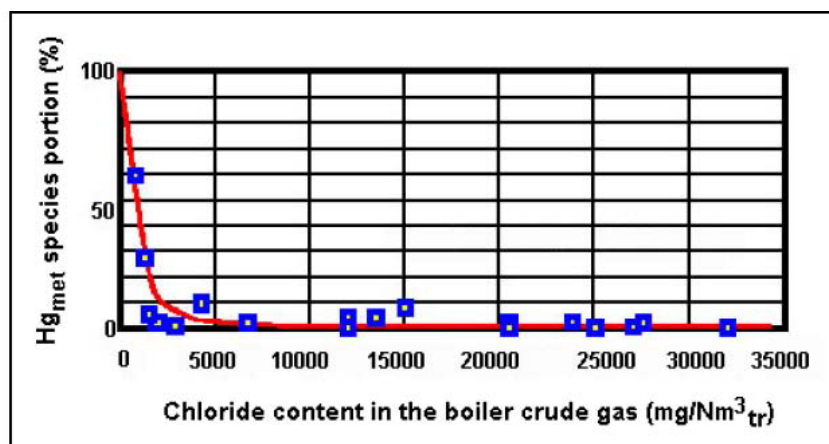
- la transformation en mercure ionique en ajoutant des oxydants, ensuite déposé dans l'épurateur - l'effluent peut alors être alimenté dans des usines de traitement des eaux usées avec dépôts de métaux lourds, où le mercure peut être converti sous une forme plus stable (par ex. HgS), et donc plus approprié pour l'élimination finale [74, TWGComments, 2004] ou
- dépôt direct sur du carbone activé dopé en soufre, coke du four, ou zéolites.

Des tests ont montré que la neutralisation du dioxyde de soufre dans le four par l'ajout de calcaire peut réduire la proportion de mercure métallique, rendant le retrait de Hg du flux des gaz plus efficace.

Dans les usines d'incinération des déchets dangereux et urbains, la teneur en chlorure dans les déchets moyens est généralement assez élevée, en mode opérationnels normaux, pour s'assurer que le Hg est essentiellement présent sous forme ionique. Cependant, des apports spécifiques de certains déchets peut changer la situation et du mercure métallique peut devoir être déposé, tel que mentionner plus haut.

Déchets à forte teneur en Hg: Pour l'incinération des déchets ayant une forte teneur en Hg dans les usines d'incinération de déchets dangereux, le degré de dépôt de Hg de 99,9% ne peut être assuré que lorsque les déchets fortement chlorés sont aussi incinérés dans une proportion appropriée à la charge de Hg. Les processus humides d'épuration multi étapes sont typiques de ce type d'usine. Les proportions élevées de Hg ionique (par ex. >99.9 %) dans les gaz brûlés bruts de la chaudière avant le nettoyage humide des gaz sont causées par l'ajout de déchets fortement chlorés. Ceci aide au retrait du Hg des gaz brûlés.

Les charges totales à forte teneur en chlore (env. 4% de l'apport en déchets) et de ce fait un approvisionnement élevé en Cl₂ provisoire conduit) des niveaux de chlorination élevée du HG et à un dépôt du Hg de près de 100%. Avec des charges de chlorure plus faibles, l'ampleur du dépôt du Hg réduit rapidement.



Portion des sortes de Hg_{met} (%)

Teneur en chlorure dans les gaz bruts de la chaudière ($\text{mg}/\text{Nm}^3_{\text{tr}}$)

Figure 2.51: Relation entre les émissions de Hg et la teneur en chlorure des gaz bruts dans l'usine d'incinération de déchets dangereux

Source [1, UBA, 2001]

2.5.7 Techniques pour la réduction d'autres émissions de métaux lourds

[1, UBA, 2001] Autres métaux lourds dans l'incinération sont convertis essentiellement en oxydes non volatiles et déposés avec les cendres brûlées. Ainsi, les principales techniques pertinentes sont, de ce fait, celles applicables au retrait des poussières (voir Section 2.5.3).

On rapporte que le carbone activé est aussi utilisé pour réduire les émissions des métaux lourds [74, TWGComments, 2004]

2.5.8 Techniques pour la réduction des émissions de composés de charbon organique

La combustion efficace fournit le moyen le plus important de réduction des émissions dans l'air de composés de charbon organique.

[1, UBA, 2001] Les gaz brûlés des usines d'incinération de déchets peuvent contenir des quantités de traces d'une grande variété de substances organiques, y compris :

- hydrocarbures halogénés aromatiques
- hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
- benzène, toluène et xylène (BTX)
- PCDD/F

Dibenzoparadioxine polychlorée (PCDD) et dibenzofuranes (PCDF) peuvent se former après le four à partir de composés précurseurs. Les composés précurseurs sont par exemple les polychlorobiphényles (PCB), polychlorodiphénylméthanes (PCDM), chlorobenzènes et chlorohydroxybenzènes.

Le PCDD et PCDF peuvent aussi se former dans des réactions catalytiques du carbone et composés de carbone avec des composés de chlorure non organiques sur des oxydes de métaux, par exemple le cuivre. Ces réactions se produiront spécialement sur les cendres volantes ou poussières de filtre à des températures situées entre 200 et 450°C.

On croit que les trois mécanismes suivants mènent à la formation de dioxine/furane dans l'incinération des déchets:

1. la formation de PCDD/F à partir d'hydrocarbures chlorés déjà dans le four ou formés dans le four (tels que le chlorohydrobenzène ou chlorobenzène)
2. synthèse de nouveau à des températures basses (typiquement observées dans les chaudières, ESP secs)
3. destruction incomplète des PCDD/F fournis avec les déchets

L'incinération optimum des gaz brûlés détruit largement les composés précurseurs. La formation des PCDD/PCDF à partir de composés précurseurs est, par conséquent, supprimée.

La valeur limite d'émission pour le total des dioxines et furanes dans la Directive 2000/76/EC est de 0,1 ng I-TEQ/m³. Les processus d'absorption et les catalyseurs d'oxydation sont disponibles, parmi d'autres, pour atteindre cette valeur. On rapporte que les catalyseurs

d'oxydation réduisent aussi l'émission du glissement de NH_3 et du CO [74, TWGComments, 2004].

Les émissions de composés d'hydrocarbures organiques peuvent aussi être réduites par davantage dépôt de poussière et aérosols, puisque ces polluants s'absorbent de préférence sur les fines fractions de poussière, et par le refroidissement forcé des gaz brûlés (condensation).

2.5.8.1 Absorption sur des réactifs de carbone activé dans un système à flux entraîné

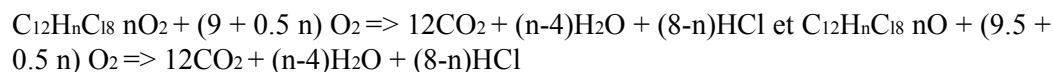
Le carbone activé est injecté dans le flux des gaz. Le charbon est filtré à partir du flux des gaz par des filtres à manchon. Le carbone activé montre une grande efficacité d'absorption du mercure ainsi que des PCDD/F.

Différents types de carbone activés ont des efficacités d'absorption différentes. On croit que ceci est lié à la nature spécifique des particules de charbon, qui sont, alternativement, influencées par le processus de fabrication.

2.5.8.2 Systèmes de SCR

Les systèmes de SCR sont utilisés pour la réduction de NO_x (voir description en Section 2.5.5.2.2). Ils détruisent aussi les PCDD/F gazeuses (pas liées aux particules) par oxydation catalytique ; cependant, dans ce cas, le système de SCR doit être conçu en conséquence, puisqu'il nécessite généralement un système SCR plus gros, multi couches que pour la seule fonction de dé- NO_x . On observe une efficacité de destruction des PCDD/F de 98 à 99,9%.

Les principales réactions impliquées sont : [74, TWGComments, 2004]



2.5.8.3 Filtres à manchon catalytiques

(Belgique 2002) Les manchons des filtres sont soit imprégnés d'un catalyseur, soit le catalyseur est directement mélangé au matériau organique en production de fibres. De tels filtres ont été utilisés pour réduire les émissions de PCDD/F.

Les PCDD/F gazeuses peuvent être détruites sur le catalyseur plutôt qu'absorbés dans du charbon (pareil que pour les systèmes à injection de charbon). La fraction de PCDD/F liée aux particules peut être retirée par filtration. Le catalyseur n'a aucun effet sur le mercure et par conséquent est généralement nécessaire pour la mise en place de techniques supplémentaires (tels que le carbone activé ou le réactif de soufre etc.) pour retirer le mercure afin de respecter les Valeurs D'émissions Limites dans l'air modernes. [74, TWGComments, 2004]

La température des gaz entrant dans les manchons des filtres devrait être supérieure à 190°C afin d'avoir une destruction efficace des PCDD/F et d'empêcher l'adsorption des PCDD/F dans les dispositifs. [74, TWGComments, 2004]

2.5.8.4 Rebrûlage des absorbants au charbon

[55, EIPPCBsitevisits, 2002] Le charbon est utilisé pour absorber les dioxines (et le mercure) dans de nombreux incinérateurs de déchets. Là où les processus ont une autre issue pour le mercure qui fournit un taux de retrait adéquat, (c.-à-d. un taux plus grand que le taux d'entrée pour éviter la circulation et par conséquent une fuite d'émissions) il est possible pour les émissions nettes de dioxines de l'usine d'être réduites par le rebrûlage des PCDD/F absorbées

en les réinjectant dans le four. Généralement le retrait du mercure supplémentaire est possible grâce à un système d'épuration humide à faible pH. Les flux de gaz ayant une faible concentration de HCl peuvent trouver que les taux de retrait de mercure ne sont pas suffisants pour utiliser ce processus.

Des exemples d'application de cette technique comprennent le rebrûlage de :

- adsorbants à lit de coke statique
- adsorbants à charbon à flux entraîné
- insertions de charbon imprégné utilisées pour adsorber les dioxines dans les épureurs humides et empêcher les effets mémoire.

Dans certains EM, les réglementations ne permettent pas le rebrûlage.

2.5.8.5 Utilisation de plastiques imprégnés de charbon pour l'adsorption des PCDD/F

[58, Andersson, 2002] Les plastiques sont largement utilisés dans la construction d'équipement de nettoyage des gaz brûlés à cause de leur excellente résistance à la corrosion. La PCDD/F est adsorbée sur ces plastiques dans les épureurs humides, où la température typique de fonctionnement est de 60 – 70°C. Si la température est augmentée de seulement quelques degrés Celsius, ou si la concentration de dioxine dans les gaz est réduite, la PCDD/F absorbée peut être désorbée dans la phase des gaz et augmenter les émissions dans l'air. Les PCDD/F plus faiblement chlorées sont sujettes à une augmentation du taux de désorption plus élevé lié à l'augmentation de la température. Celles-ci peuvent conduire à des valeurs TEQ accrues en aval des épureurs humides.

L'ajout d'un garnissage de tour dans l'épuration qui contient du polypropylène avec du charbon fournit un moyen d'absorber de manière sélective les PCDD/F (le Hg n'est pas absorbé dans le garnissage). Ce matériau devient saturé après une certaine période de temps. Ainsi le matériau chargé peut périodiquement être retiré pour élimination ou, si autorisé, brûlé dans le four. [74, TWGComments, 2004]

Avec des concentrations d'admission de 6 - 10 NG TEQ/Nm³, les efficacités de retraits de phase gazeuse de l'ordre de 60 - 75 % sont rapportées à travers un épuration humide Ceci rivalise avec 0 - 4 % sans matériel d'emballage imprégné. On rapporte que l'efficacité de l'absorption ne décline pas durant la période de test (1 an). [58, Andersson, 2002]. [74, TWGComments, 2004]

Une installation, comme celle rapportée plus haut, réalise une concentration de sortie de 2 – 3 ng TEQ/Nm³ qui ne respecte pas, à elles seules, l'exigence de 0.1 ng/Nm³ de la Directive 2000/76/EC. La technique peut aussi être utilisée dans une installation de garnissage de tour plus extensif et/ou combiné avec des FGT de dioxines en amont ou en aval pour pouvoir se conformer aux PCDD/F (pour le démarrage aussi et avec des dispositifs de FGT en bippasse). [74, TWGComments, 2004]

2.5.8.6 Filtres à bain statique

[1, UBA, 2001] Les filtres à bain mobile de coke activée sont utilisés comme un processus de nettoyage secondaire dans l'incinération de déchets dangereux et urbains. En utilisant ce système d'absorption, il est possible de déposer des substances contenues dans les gaz brûlés à des concentrations très faibles avec une efficacité élevée. La coke de lignite produite dans le processus du four à foyer est utilisé dans les absorbeurs à bain mobile.

Les bains de coke humides et secs sont utilisés dans l'incinération de déchets. Les systèmes humides comprennent aussi un flux d'eau à contre-courant qui lave les cokes. En faisant de la sorte, la température du réacteur est abaissée et une partie des polluants accumulés sont lavés du

filtre. Lorsque la lignite activée est utilisée au lieu des cokes/charbon, il n'est pas nécessaire de préchauffer les gaz brûlés au-delà du point de rosée de l'acide et peut même être efficacement exploité avec des gaz brûlés "humides" ou saturés en eau. Pour cette raison, l'absorbeur de lignite activée peut être placé directement derrière un épurateur de gaz brûlés humide. [64, TWGComments, 2003]

Les gaz brûlés passent à travers d'un remplissage de Coke de Four à Sole grainée (HFC – une coke fine de 1,25 à 5 mm).

L'effet du dépôt de la HFC est essentiellement basé sur les mécanismes d'adsorption et de filtration. Il est donc possible de déposer presque tous les composants d'émissions concentrant les gaz brûlés, en particulier, les teneurs résiduelles d'acide chlorhydrique, acide hydrofluorique, oxydes de soufre, métaux lourds (par ex. mercure), à une limite parfois inférieure à la limite de détection.

Une caractéristique essentielle du système à bains mobile est son efficacité élevée avec toute l'émission due au grand paquet de coke activée, de sorte que les variations de l'incinération et de nettoyage des gaz brûlés en amont causés par le fonctionnement ne causeront pas d'effets désavantageux.

Le gaz brûlé est guidé vers le remplissage de coke activée par un distributeur équipé d'un bain avec une multitude de doubles conduits. Les gaz circulent à travers eux depuis le bas vers le haut, alors que le HFC passe à travers l'absorbeur depuis le haut vers le bas. Ainsi, une distribution idéale des gaz brûlés par toute la section croisée de l'absorbeur et une utilisation optimale de la capacité de l'absorbeur est réalisée à une consommation minimum de coke activée.

Les résultats de fonctionnement des usines d'une taille industrielle (incinération de déchets dangereux et urbains) ont montré que les valeurs d'émission, en particulier pour les dioxines/furanes, sont bien inférieures des valeurs limites de la Directive EC 2000/76/EC.

Il faut faire attention avec ces processus, pour s'assurer que la température et le CO sont bien surveillés et contrôlés, pour empêcher les incendies dans le filtre à coke. Ce filtre peut devenir saturé après une certaine période de temps et devrait alors être retiré et remplacé.

2.5.8.7 Trempage rapide des gaz brûlés

Cette technique implique l'utilisation d'un épurateur à eau pour refroidir les gaz brûlés directement depuis leur température de combustion à moins de 100°C. La technique est utilisée dans certains incinérateurs de déchets dangereux. L'action de trempage rapide réduit la résidence des gaz brûlés dans les zones de température qui peuvent faire naître une synthèse supplémentaire de PCDD/F.

L'épurateur doit être conçu pour supporter les charges de particule élevées (et autre polluant) qui seront transférées vers l'eau de l'épurateur.

Les épurateurs utilisés sont à étape simple ou multiples, avec les dernières étapes parfois refroidies pour réduire les pertes en eau par évaporation avec les gaz brûlés.

On n'utilise pas de chaudière et le recycle de l'énergie est limité au transfert de chaleur depuis les liqueurs chaudes des épurateurs.

2.5.9 Réduction des gaz à effet de serre (CO₂, N₂O)

[1, UBA, 2001] Il y a essentiellement deux manières de réduire les émissions des gaz à effet de

serre.

- augmenter l'efficacité du recyclage de l'énergie et approvisionnement (voir Sections 2.4 et 4.3)
- contrôler les émissions de CO₂ en utilisant le traitement des gaz brûlés

La production de carbonate de soude en faisant réagir du CO₂ dans les gaz brûlés avec le NaOH est possible. Cette technique est abordée davantage en Section 6.5 sur les techniques émergentes.

2.5.9.1 Prévention des émissions d'oxyde nitreux

Les émissions d'oxyde nitreux de l'incinération des déchets peuvent provenir de :

- l'utilisation de températures de combustion plus faible – ceci devient typiquement intéressant en deçà de 850°C
- l'utilisation de la SNCR pour la réduction de NO_x (en particulier où l'urée est le réactif choisi).

[71, JRC(IoE), 2003] La température optimum pour la minimisation simultanée tant de la production de NO_x que de celle du N₂O est dite de l'ordre de 850 – 900 °C. Dans des conditions où la température de la chambre de post combustion est supérieure à 900 °C, on rapporte que les émissions de N₂O sont faibles. Les émissions de N₂O de l'utilisation de la SCR sont aussi faibles. Donc, dans la mesure où les températures sont supérieures à 850 °C, en général, les SNCR représentent la seule source importante d'émissions de N₂O dans les incinérateurs de déchets modernes.

Si elle n'est pas correctement contrôlée, la SNCR, surtout avec de l'urée, peut générer des émissions accrues d'oxyde nitreux. De même, il est possible pour l'oxyde nitreux d'être émis depuis le processus avec des niveaux d'alimentation en oxygène sous stœchiométriques (par ex. le processus de gazéification et de pyrolyse) et aussi depuis des fourx à bain fluidisé fonctionnant sous certaines conditions. [74, TWGComments, 2004]

Pour éviter les émissions d'oxyde nitreux, les techniques suivantes sont utilisées:

- la réduction du dosage de réactif de SNCR par l'optimisation du processus de SNCR
- sélection de la fenêtre de température optimisée pour l'injection de réactif de SNCR
- utilisation de méthodes de modelage de flux pour optimiser les emplacements de buses d'injection
- conception pour assurer un mélange de gaz/réactif efficace dans la zone de température appropriée• zones de brûlage sur-stoéchiométriques pour assurer l'oxydation de l'oxyde nitreux
- utilisation d'ammoniaque plutôt que de l'urée dans la SNCR

2.5.10 Vue d'ensemble des traitements des gaz brûlés appliqués dans les incinérateurs de déchets dangereux

Cette section fournit une vue d'ensemble des techniques de traitement des gaz brûlés qui sont appliquées dans le secteur des incinérateurs de déchets dangereux marchands en Europe. Pour des descriptions détaillées des techniques de FGT se référer plus haut dans ce chapitre.

[EURITS, 2002 #41] Après le générateur de vapeur ou de refroidissement par trempe, les gaz brûlés passent par la section de nettoyage des gaz brûlés. Dans près de 40% des installations,

cette section commence avec le sécheur par pulvérisation ou une technique similaire pour refroidir davantage les gaz, et pour évaporer les eaux usées (dans ces installations qui n'ont pas d'évacuation d'eau). D'autres installations ont juste une étape de **trempe intermédiaire** de sorte de réduire la température des gaz brûlés pour un traitement supplémentaire (par ex. 250 °C to 60 °C).

Différentes techniques sont utilisées pour réduire les concentrations des composés polluants dans les gaz brûlés; elles sont décrites ci-dessous.

Des systèmes d'épuration sont utilisés pour réduire les composants chimiques (par ex. tel que ci-dessous le Cl, le S) dans les gaz brûlés). Près de 80% des installations sont équipées d'un système **humide d'épuration** acide et d'un système alcalin, desquels 30% ont un système d'épuration supplémentaire de 30% pour le retrait des composants spécifiques (par ex. le Br, I, Hg). Les 20% restants utilisent un **épurateur sec** avec injection de chaux ou injection de bicarbonate.

Pour réduire la quantité de poussière et de métaux lourds dans le gaz brûlés, des **dépoussiéreurs électrostatiques (ESP)** et des **filtres à manchon** sont utilisés.

- 54% des installations sont équipées d'un ESP sec (une installation avec un ESP humide)
- 70% des installations sont équipées de filtre à manchon
- 25% des installations combinent ces deux techniques• une installation est équipé avec deux filtres à manchon installés

Les systèmes ESP sont normalement sur l'extrémité avant des épurateurs humides pour réduire l'alimentation de solides dans le liquide de lavage, mais ne sont généralement pas présents sur les systèmes de traitement secs ou semi secs où les filtres à manchon sont utilisés. Les filtres à manchon fournissent un système de contrôle de poussière.

Pour réduire le rejet des dioxines dans l'air, les techniques suivantes sont utilisées :

- **carbone activé** (ou un réactif alternatif tel que les cokes de charbon marron) est injecté avant le filtre à manchon (67% des installations)
- un **filtre à carbone activé à bain fixe** est utilisé (17% des installations) ; ceci peut être soit un système sec soit humide et des cokes de charbon marron alternatives peuvent être utilisés comme réactifs.
- une installation utilise une **Réduction Catalytique Sélective (SCR)** pour réduire spécifiquement les dioxines, ainsi que d'autres substances organiques et NOx.

Les installations avec refroidissement par trempe très rapide et aucun système de chaudière n'utilisent pas de mesures d'abattement de dioxines supplémentaires. La quantité de dioxines dans les gaz brûlés est très faible dû au processus de refroidissement rapide. Si les gaz brûlés sont alimentés vers un ESP après l'étape de trempe, la température doit être inférieure à 220°C pour éviter la reformation de dioxine.

Pour réduire les émissions de NOx.

- 29% des installations utilisent la **Réduction Catalytique Sélective (SCR) ou Non Catalytique Sélective (RCNS)** (presque toutes en Allemagne).
- trois installations utilisent une SNCR, et
- quatre installations utilisent une SCR.

58% des installations respectent déjà les exigences de la Directive 2000/76/EC pour un VLE de 200 mg/Nm³ sans appliquer de technique spécifique d'abattement du NOx. Les 42% restants des installations ne sont pas actuellement équipés d'un système de retrait du NOx et ne respectent

pas encore cette VLE.

2.5.11 Traitement des gaz brûlés pour les incinérateurs de boue

[2, infomil, 2002] Le type de systèmes FGT utilisé dépend largement de la composition des déchets, et sera souvent semblable à ceux appliqués aux incinérateurs de déchets urbains. Cependant, une attention particulière est requise pour le retrait des oxydes d'azote (NO_x) et le mercure.

Dans deux usines d'incinération à bain fluidisé hollandaises, les émissions de NO_x sont réduites par l'injection d'ammoniacque lors du processus d'incinération (SNCR). En utilisant ce système, il est possible de réduire un niveau de concentrations normales d'émissions de 100 – 200 mg/Nm³ à moins de 70 mg/Nm³.

Lors du processus d'incinération des boues, le mercure est principalement rejeté sous forme métallique. Dans l'incinération des déchets urbains, dû à la plus grande concentration de chlorure dans les déchets urbains, le mercure est surtout sous forme ionique (surtout le chlorure). Le mercure métallique est plus difficile à retirer des gaz brûlés que le mercure sous forme ionique. Des techniques pour la réduction des émissions de Hg sont décrites en Section 2.5.6.

2.6 Traitement et techniques de contrôle des eaux usées

2.6.1 Sources potentielles d'eaux usées

[2, infomil, 2002]

Les émissions potentielles dans l'eau depuis les usines d'incinération des déchets sont comme suit :

- **eaux usées de processus**

Les eaux usées de processus sont généralement générées à des degrés importants depuis les systèmes humides de FGT. D'autres types de systèmes de nettoyage des gaz brûlés (secs ou semi secs) ne génèrent généralement pas d'effluent. Des mesures peuvent être prises avec des systèmes humides de sorte que l'effluent généré ne soit pas évacué de l'installation (voir plus loin).

- **les eaux usées de collecte, traitement et de stockage (à ciel ouvert) de mâchefer**

Ce type d'eaux usées peut être utilisé comme alimentation en eau pour les retireurs de scories, et par conséquent, elle ne devra pas être évacuée. Il est, cependant, important d'avoir une capacité de stockage (et de traitement) suffisante, pour pouvoir supporter les fluctuations de niveaux de stockage, causé par les eaux de pluie. Généralement, les options de traitement pour le surplus d'eau sont: l'évacuation vers un système de traitement d'eaux usées de processus disponible; évacuation vers un système d'assainissement local ; et/ou une élimination spéciale. Ce type d'eaux usées peut être réutilisé dans le système FGT si la qualité est convenable, généralement après traitement par sédimentation, filtration, etc.

- **autres flux d'eaux usées de processus moins spécifiques**

Par exemple, les eaux usées du cycle de vapeur/eau (résultant de la préparation de l'eau d'alimentation de la chaudière, du drainage de la chaudière, et de l'élimination d'eau de refroidissement). Dans de nombreuses situations pratiques, ces flux d'eau peut être réutilisés

dans le processus d'incinération et de traitement des gaz brûlés (par ex. eau de remise à niveau) et par conséquent ne conduira pas à des émissions dans l'environnement. Cependant, le recyclage des eaux usées vers le système FGT est seulement possible dans le cas de système semi humides ou humides si la qualité des eaux usées est convenable ; autrement les eaux usées sont éliminées (essentiellement à cause de la forte teneur en sel).

- **eaux usées sanitaires**

Elles proviennent des toilettes, cuisines et du nettoyage. Elles sont normalement éliminées dans un système d'assainissement, pour le traitement dans une usine de traitement des eaux usées publique. Une fosse septique peut être utilisée s'il n'y a pas d'autres possibilités. Comme cette catégorie d'eaux usées n'est pas spécifique pour l'incinération des déchets, elle n'est pas abordée dans ce document.

- **eaux de pluie propres**

Elles proviennent des pluies sur des surfaces non polluées, tels que les toits, routes de service et zones de parking, etc. Normalement cette eau est évacuée par un système de collecte d'eau « propre » et est évacuée directement vers l'eau de surface locale ou via des puits perdus. Un prétraitement peut être nécessaire pour l'eau de pluie provenant des routes ou des zones de parking.

- **eau de pluie polluée**

Elle provient de pluie tombant sur des surfaces polluées (activités de déchargement, etc). Elle est généralement ségréguée de l'eau propre et peut être traitée avant utilisation ou évacuation.

- **eau usée de refroidissement**

De loin, la plus grande capacité de refroidissement est requise là où le refroidissement par condenseur à eau est utilisé, c.-à-d. pour la production d'électricité avec une turbine à vapeur. Selon la conception de l'usine, des types variés de flux d'eau de refroidissement devront être éliminés. Elles comprennent:

- L'eau de refroidissement issue du refroidissement par convection du condenseur, qui est connecté à une turbine à vapeur
- l'eau de refroidissement, drainée du système de refroidissement à eau par évaporation, tel qu'utilisé pour le refroidissement à condenseur
- l'eau de refroidissement issue de divers autres équipements qui nécessitent un refroidissement (chute d'eau, systèmes hydraulique, séparateur, etc.)

Parce que ces flux d'eau de refroidissement ne sont pas spécifiques à l'incinération des déchets, ils sont abordés dans le « Document de Référence sur l'application des Meilleurs Techniques Disponibles sur le Refroidissement Industriel » européen.

- **eaux usées condensée issue du pré-séchage partiel des boues d'épuration**

ce type d'eau usée est spécifique à l'incinération des boues d'épuration, bien qu'il ne proviennent pas dans tous les cas comme l'est parfois la vapeur générée lors du séchage et évaporée avec les gaz brûlés de l'incinérateur au lieu d'être condensée. Il a généralement une forte Demande Chimique en Oxygène (DCO) et contient des concentrations substantielles en N (surtout NH₃), ainsi que d'autres polluants qui étaient présents à l'origine dans les boues traitées. La forte teneur en azote peut former un rétrécissement pour le traitement; dans ce cas, séparer l'azote peut être utilisé, bien qu'il puisse y avoir un risque d'encrassement et des besoins supplémentaires en énergie pour son fonctionnement. Une solution dans ce cas peut être le recyclage dans le four, quand la solution ammoniacquée recyclée (concentration d'env. 10%)

peut être utilisée pour l'alimentation de la SNCR de dé-NOx.

2.6.2 Principes de base de conception pour le contrôle des eaux usées

[2, infomil, 2002]

Les principes de base suivants sont appliqués au contrôle de l'incinération des eaux usées :

1. Application d'une technologie d'incinération optimale

Effectuer un processus d'incinération optimisée, important en terme de stabilité du processus d'incinération, fournit aussi un contrôle efficace des émissions dans l'eau où sont utilisés des processus humides (ce n'est pas pertinent pour d'autres processus par rapport aux rejets d'eaux car ces rejets ne proviennent généralement pas de processus non humides). L'incinération incomplète a un effet négatif sur la composition des gaz brûlés et des cendres volantes, par la présence accrue de composés organiques à caractère polluant et/ou toxique. Ceux-ci peuvent éventuellement avoir un impact sur le contenu des effluents de l'épurateur.

2. Réduction de la consommation d'eau et évacuation des eaux usées

Quelques exemples de mesures qui peuvent être prises pour réaliser ceci sont :

- la maximisation du recyclage de l'eau usée polluée dans des systèmes de traitement humides des gaz brûlés (l'épurateur), ou des systèmes de traitement semi humides des gaz brûlés, y compris le contrôle efficace des paramètres de processus, pour réduire la quantité des eaux usées pour évacuation.
- un refroidissement supplémentaire des eaux usées polluées issues des systèmes de traitement de gaz brûlés –voir aussi les épurateurs à condensation en 2.4.4.5), résulte en des pertes plus faibles d'eau vers les gaz brûlés et par conséquent en une consommation d'eau moindre. Cette conception peut éliminer la consommation d'eau de refroidissement.
- l'application de la technologie du traitement des gaz brûlés sans eaux usées (par ex. systèmes de sorption semi sec et secs)
- l'utilisation de l'eau de drainage de la chaudière comme eau d'alimentation de l'épurateur
- le traitement de l'eau usée de laboratoire dans l'épurateur
- l'application de retireurs de scories sans eaux usées
- l'utilisation de lixiviat des zones de stockage à ciel ouvert du mâchefer pour l'approvisionnement en eau des retireurs de scories
- évacuation directe de l'eau de pluie des toits et autres surfaces propres
- l'utilisation de drainage ségrégués et réduction des zones de surface exposées utilisés pour le stockage de l'eau et manipulation (c.-à-d. enclos abrités).

3. Respect des normes pertinentes des émissions dans l'eau

Quelques options de processus seront grandement affectées par les facteurs locaux. Un exemple de ceci est l'évacuation d'effluent salé des épurateurs. Alors que de telles évacuations peuvent être acceptables dans les environnements marins, des évacuations vers des sources d'eau douce nécessitent de considérer les facteurs de dilution etc. De telles décisions peuvent, par conséquent, causer des changements fondamentaux dans la conception du processus d'incinération, en particulier le système de FGT et le choix du traitement de l'effluent.

4. Fonctionnement optimal des systèmes de traitement des eaux

Les évacuations peuvent seulement être réduites par un fonctionnement optimal du système de traitement.

Avoir une capacité de stockage suffisante pour le stockage tampon des eaux usées peut accorder du temps aux exploitants pour réagir aux gênes dans les conditions de processus.

2.6.3 Influence des systèmes de traitement des gaz brûlés sur les eaux usées

[2, infomil, 2002]

La production des eaux usées dépend du type de système de traitement des gaz brûlés choisi.

Les principales options de FGT suivantes sont utilisées:

1. traitement secs des gaz brûlés
2. traitement semi humide des gaz brûlés
3. traitement humides:
 - a) avec traitement physique/chimique d'effluents d'épurateur
 - b) avec évaporation en ligne d'effluents d'épurateurs
 - c) avec évaporation séparée d'effluents d'épurateur

De ces options, seule l'option 3(a) a un flux d'eaux usées pour évacuation. Les options de traitement pour l'effluent d'épurateur issu du système 3(a) sont abordés dans les sections suivantes, avec les techniques utilisées pour évaporer l'effluent (options 3b et 3c).

2.6.4 Traiter les eaux usées issues des systèmes de traitement des gaz brûlés

L'eau usée de processus résultant du traitement humide des gaz brûlés contient une grande variété de composants polluants. Les quantités d'eau usées et les concentrations dépendent de la composition des déchets et de la conception du système humide des gaz brûlés. Le recyclage des eaux usées dans les systèmes FGT peuvent résulter en une réduction substantielle de la quantité d'eau usées, et avoir comme conséquence, des concentrations plus élevées de polluants.

Trois méthodes principales sont appliquées pour le traitement des eaux usées issues des systèmes de traitement humides des gaz brûlés :

- **traitement physico-chimique** basé sur la correction du pH et la sédimentation. Avec ce système, un flux d'eau usée traité contenant des sels dissous est produit, et s'il n'est pas évaporé (voir ci-dessous) nécessite son évacuation
- **évaporation dans la ligne de processus d'incinération des déchets** au moyen d'un séchoir à vaporisation, dans un système FGT semi humide, ou autres système qui utilise un filtre à manchon Dans ce cas, les sels dissous sont incorporés dans les résidus du système de traitement des gaz brûlés. Il n'y a pas d'émission d'eau usée, autre que celle évaporée avec les gaz brûlés (pour plus de détails sur l'évaporation en ligne, voir la section 2.6.4.7.1)
- **évaporation séparée** des eaux usées. Dans ce cas, l'eau évaporée est condensées, mais comme elle est généralement très propre, souvent elle peut être évacuée (ou réutilisée) sans mesures spéciales. (pour plus de détails sur l'évaporation séparée, voir la section 2.6.4.7.2).

Celles-ci sont abordées plus amplement dans les sections suivantes. Certaines de ces techniques sont aussi décrites dans le « Document de Référence sur les Meilleures Techniques Disponibles sur les Systèmes de Traitement/Gestion des Eaux Usées et Gaz des Déchets dans le Secteur Chimique » (CWW BREF).

Si une SNCR est utilisée pour le contrôle du NO_x avec un système FGT en aval, la séparation du NH₃ peut être nécessaire. [74, TWGComments, 2004]

2.6.4.1 Traitement physico-chimique

Une disposition typique d'une unité de traitement physico-chimique pour l'eau usée de

processus est présentée dans la Figure 2.52 ci-dessous: Le processus présenté comprend les étapes suivantes, certaines ou toutes peuvent être en utilisation:

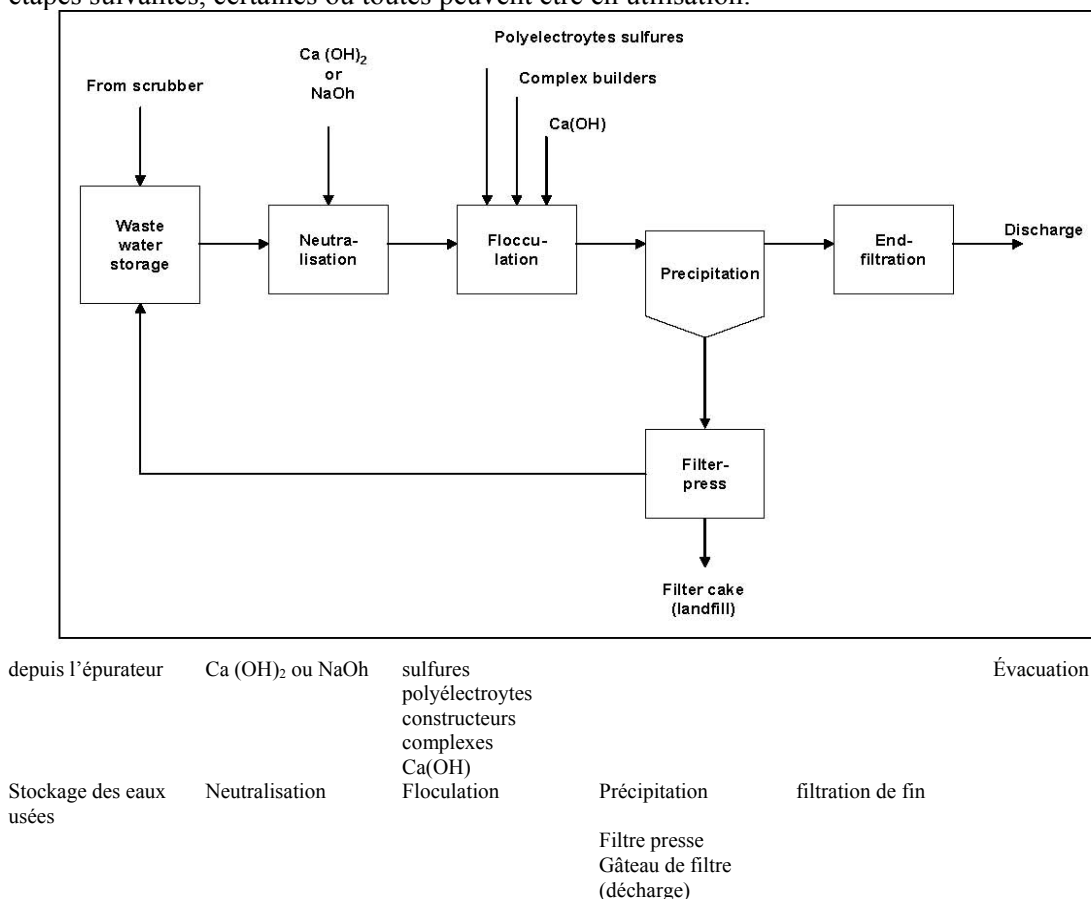


Figure 2.52: Schéma de processus pour le traitement physico-chimique des eaux usées issues d'un système de traitement de gaz brûlés
Source [2, infomil, 2002]

- neutralisation des eaux usées polluées
- floculation des polluants
- tassement des boues formées
- assèchement des boues
- filtration de l'effluent ('polissage')

D'autres étapes peuvent aussi être comprises

- précipitation (par ex. des métaux lourds)
- coagulation
- contrôle du pH et température

Pour la neutralisation, la chaux est souvent utilisée. Ceci résulte en la précipitation des sulfures et sulfates (gypse). Là où l'évacuation des sulfures/sulfates vers l'eau de surface est permise (par ex. Certains environnements marins), la soude caustique (NaOH) peut être utilisée au lieu de la chaux, résultant en une production substantiellement plus faible d'un gâteau de filtre.

Le retrait des composés de métaux lourds est basé sur la floculation, suivi par la précipitation. Les composés de métaux lourds ont une solubilité très faible avec une valeur du pH de 9 - 11. Au delà d'un pH de 11 les métaux lourds peuvent se dissoudre à nouveau. Le pH optimal est différent pour divers composés de métaux lourds. En particulier, le pH optimal pour le nickel et le cadmium devient des autres métaux lourds. La neutralisation à deux étapes (ou plus) améliore la stabilité et le contrôle de l'acidité de l'évacuation (pH). La première étape est une

neutralisation brute, surtout dans le cas d'eaux usées issue de la première étape acide du système d'épuration. La deuxième étape est une neutralisation fine. L'apport d'une capacité suffisante de stockage des eaux usées aide à réduire les variations de processus dans le temps, en fournissant une capacité tampon.

La floculation des hydroxydes de métaux lourds se produit sous l'influence des agents de floculation (polyélectrolytes) et FeCl_3 . Le retrait supplémentaire du mercure et autres métaux lourds peut être réalisé si des adjuvants complexes sont ajoutés.

La précipitation des fluorides requiert un pH situé entre 8 et 9. [74, TWGComments, 2004]

La précipitation se produit généralement dans des réservoirs de décantation ou dans des séparateurs à lamelles.

Les boues résultantes sont normalement asséchées dans des filtres presses. Des teneurs en solides secs de 40 – 60% peuvent être réalisées selon les produits chimiques utilisés et d'autres conditions.

Si nécessaire, pour la filtration de l'effluent qui en résulte ("polissage"), les filtres à sable et/ou les filtres à charbons activé peuvent être utilisés. L'effet direct des filtres à sable est principalement une réduction des solides en suspension, mais ceci résulte aussi en une réduction des concentrations en métaux lourds. La filtration avec le carbone activé est particulièrement efficace pour une réduction des composés de PCCD/F, des HAP, etc. Le carbone activé doit être remplacé régulièrement. D'autres systèmes de filtration sont aussi utilisés (Par ex. les filtres à disques).

Les unités de traitement physico-chimique des eaux usées requièrent une attention opérationnelle spéciale, comme il s'agit de systèmes assez sensibles.

2.6.4.2 Application de sulfures

Afin d'effectuer la floculation, des agents organiques (par ex. les polyélectrolytes) sont couramment employés. L'ajout de adjuvants complexes et de sulfures (par ex. Na_2S , Tri-Mercaptan - TMT, etc.) permet davantage de réductions du mercure et autres évacuations de métaux lourds.

L'utilisation des sulfures requiert des règlements de sécurité spéciaux, à cause de leur toxicité. Un avantage de leur utilisation est les faibles coûts des sulfures comparés aux autres adjuvants complexes.

2.6.4.3 Application de technologie à membrane

Une option pour le traitement des eaux usées polluées avec des sels et des micropolluants est la filtration à membrane. Cette technique est spécialement efficace pour les grands flux d'eau avec des concentrations faibles en sels. Avec des concentrations élevées en sels, la consommation énergétique augmente rapidement.

La teneur en sel des eaux usées de processus de l'incinération des déchets est élevée (jusqu'à 10% des déchets). Ainsi, cette option requiert généralement une consommation énergétique significativement plus élevée.

L'eau restante avec une concentration soluté élevée doit être retirée dans une sortie appropriée. [74, TWGComments, 2004]

2.6.4.4 Séparation de l'ammoniaque

Pour l'application de dé- NO_x de SNCR, l'eau usée de l'épuration humide contient des composés

ammoniaqués. La concentration réelle en ammoniaque dépend des conditions de processus de l'unité de dé-NO_x de SNCR. Selon la concentration réelle en ammoniaque, la séparation de l'ammoniaque de l'effluent peut être une option.

Une unité de séparation de l'ammoniaque comprend essentiellement une colonne chauffée de distillation. Les vapeurs sont condensées, résultant en une solutions ammoniaquée. Bien que la concentration ammoniaquée soit normalement inférieure à la concentration d'origine du produit marchand, la solution peut être réutilisée dans le processus de SNCR.

La séparation de l'ammoniaque requiert une augmentation du pH de 11-12,5 et l'utilisation de la vapeur. On rapporte des risques d'encrassement lors de l'utilisation de la neutralisation à la chaux.

2.6.4.5 Traitement séparé des eaux usées de la première et la dernière étape du système d'épurateur

La/les première(s) étape(s) des systèmes humides d'épurateur fonctionnent typiquement à un pH très faible. Dans ces conditions de processus, le HCl est spécifiquement retiré du flux des gaz brûlés. Le retrait du SO₂ se produit dans l'étape finale, à un pH neutre.

Si ces deux flux d'effluents sont traités séparément, le processus de traitement des eaux usées peut être optimisé pour chaque flux et le gypse recyclable peut être recyclé à partir de l'effluent de SO₂ de l'épurateur.

L'eau usée de la première étape de l'épurateur est neutralisée avec de la chaux, suivi par le retrait de composés de métaux lourds par floculation et précipitation normales. Les eaux usées traitées, contenant principalement du CaCl₂ sont mélangées avec les eaux usées de l'étape finale, contenant surtout du Na₂SO_{3/4}. Ceci résulte en la formation de gypse et d'un effluent liquide, contenant surtout du NaCl.

Selon les conditions locales, ces eaux usées salées sont soit évacuées soit évaporées. L'évaporation résulte en la production de NaCl, sel ménager.

Parce que le sel est séparé des autres résidus de traitement des gaz brûlés contenus dans l'effluent, ceci résulte en une réduction très substantielle de la masse des résidus - la boue précipitée des composés de métaux lourds est le seul résidu restant.

2.6.4.6 Traitement biologique anaérobique (conversion des sulfates en soufre élémentaire)

Un des problèmes avec l'évacuation des eaux usées traitées peut être la teneur restante en sulfates. Les sulfates peuvent affecter les systèmes d'assainissement en béton. Pour résoudre ce problème, un système a été développé pour le traitement anaérobique biologique des eaux usées depuis l'incinération des déchets.

Les sulfates dans les eaux usées peuvent être réduits en sulfures dans un réacteur, par l'activité de bactéries anaérobiques. L'effluent de ce réacteur, qui a une forte teneur en sulfures, est traité dans un second réacteur. Dans ce second réacteur, les sulfures sont oxydés biologiquement dans un atmosphère aérobie en soufre élémentaire. Il faut faire attention et s'assurer que l'oxygène approprié soit disponible lors de l'étape aérobie, autrement le thiosulfate sera produit au lieu du soufre élémentaire et ceci restreindra l'élimination des eaux usées.

De ce fait, le soufre est retiré des eaux usées dans un séparateur laminé. Les boues collectées sont asséchées dans un décanteur, résultant en un gâteau de soufre, qui peut être utilisé. Les eaux usées restantes peuvent être réutilisées dans l'épurateur et/ou évacué.

Il est rapporté que cette technologie peut être difficile à appliquer dans le domaine des déchets dangereux [64, TWGComments, 2003].

2.6.4.7 Systèmes d'évaporation pour les eaux usées de processus

Si l'évacuation des sels solubles (chlorures) n'est pas acceptable, les eaux usées de processus doivent être évaporées. Dans cette optique, il existe deux grandes options :

- évaporation en ligne
- évaporation séparée

2.6.4.7.1 Évaporation en ligne

Dans cette configuration, les eaux usées sont recyclées dans le processus au moyen de sécheur par pulvérisation. La Figure 2.53 ci-dessous donne une vue d'ensemble de la configuration du processus :

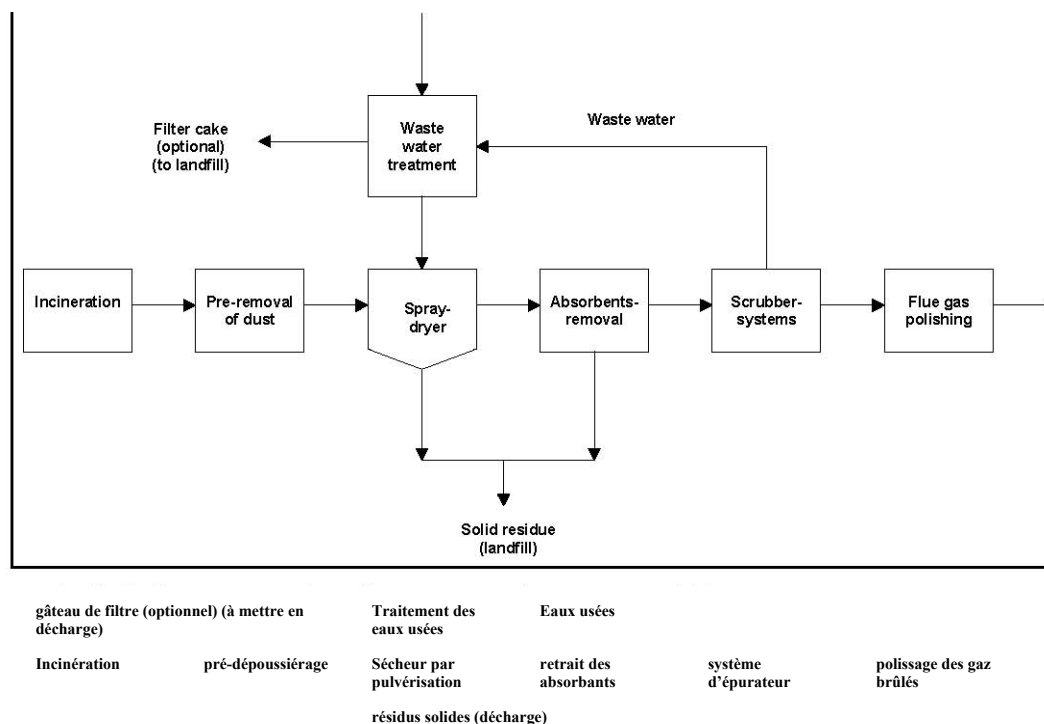


Figure 2.53: Évaporation en ligne des eaux usées issues de l'épuration humide [2, Infomil, 2002]

Le sécheur par pulvérisation est comparable à l'absorbeur par pulvérisation, utilisé dans un système semi-humide FGT. La différence est que, dans ce cas le traitement semi humide, de la chaux est injectée et, pour l'évaporation en ligne, les eaux usées issues de l'épurateur sont utilisées pour l'injection après l'étape de neutralisation. Cette étape de neutralisation peut être combinée avec la floculation et la décantation des polluants, résultant en un résidu séparé (gâteau de filtre). Dans certaines applications, la chaux est injectée dans un absorbeur à pulvérisation pour la pré-neutralisation des gaz.

Les eaux usées neutralisées, contenant des sels solubles, sont injectées dans le flux des gaz brûlés. L'eau s'évapore et les sels restants et autres polluants solides sont retirés lors d'une étape

de retrait de la poussière (par ex. l'ESP ou le filtre à manchon). Ce résidu du traitement des gaz brûlés comprend un mélange de cendres volantes, sels et métaux lourds.

À cause de l'application du système humide d'épuration, la consommation des produits chimiques est approximativement stoechiométrique et par conséquent la production de résidu est plus faible que dans des systèmes semi sec de FGT.

2.6.4.7.2 Évaporation séparée

L'évaporation séparée est basée sur l'évaporation dans des systèmes d'évaporation à vapeur chauffée. La Figure 2.54 ci-dessous est un exemple de schéma de processus.

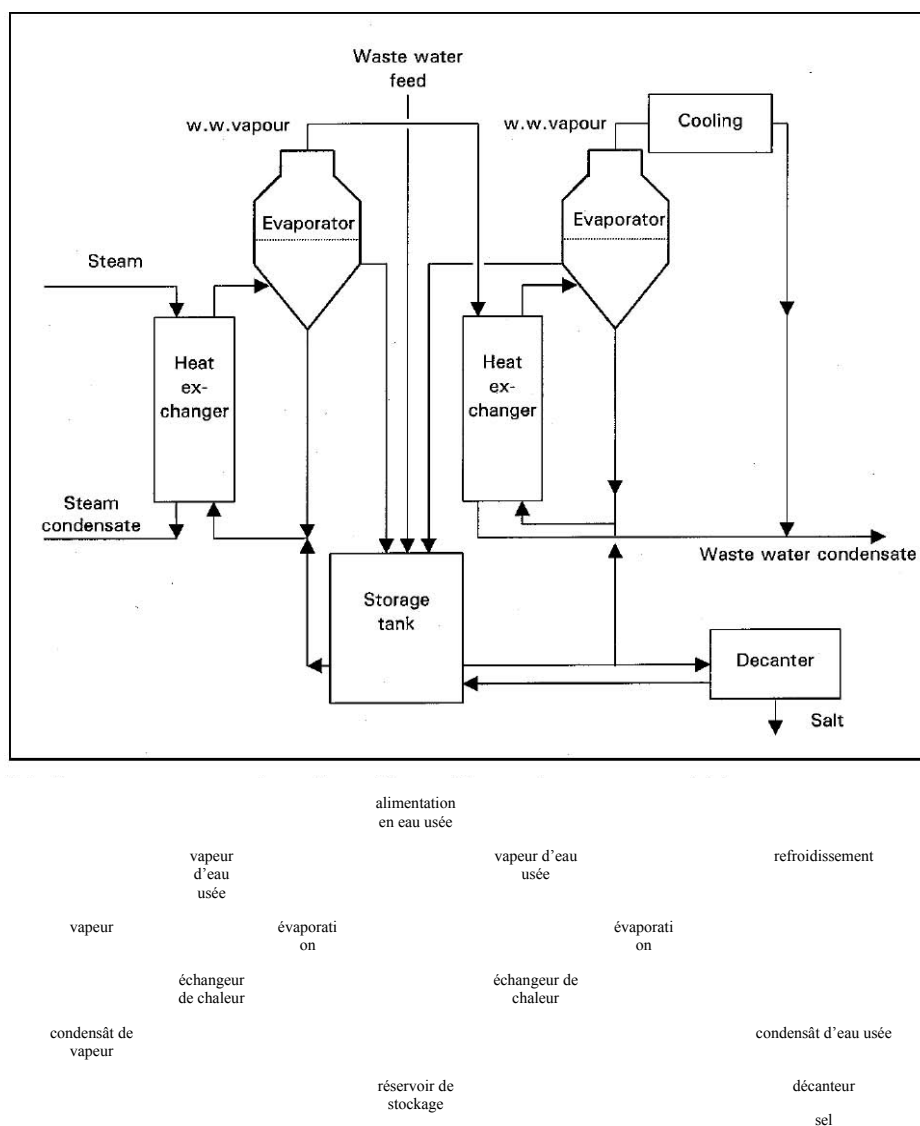


Figure 2.54: Évaporation séparée de l'effluent d'épurateur issu de l'épuration humide [2, Infomil, 2002]

L'eau usée, contenant des sels solubles est alimentée dans un réservoir de stockage, contenant un mélange d'eau usée et un liquide déjà partiellement évaporé. Ensuite, l'eau est en partie évaporée dans un réacteur à basse pression. La chaleur requise est fournie par de la vapeur (basse pression) et transférée vers le liquide dans un échangeur de chaleur. L'excédent de liquide retourne vers le réservoir de stockage. Les vapeurs sont refroidies, résultant en un condensât propre, qui est alors évacuée.

Dû aux concentrations accrues en sels dans le liquide, la cristallisation des sels commence. Ensuite, les cristaux de sel sont séparés dans un décanteur et collectés dans un conteneur.

La figure 2.54 illustre un processus à deux étapes, où deux évaporateurs sont installés. L'apport de chaleur pour le second évaporateur provient du premier évaporateur, réduisant donc la consommation énergétique spécifique. De plus, si elle n'est pas utilisée pour autre chose (par ex. le chauffage urbain), la réelle consommation énergétique peut être réduite tant que la vapeur à faible pression peut être utilisée.

Cette technique requiert de l'énergie et il peut y avoir des risques opérationnels comme l'encrassement de la cristallisation. [64, TWGComments, 2003]

2.6.4.8 Exemple de processus produisant de l'acide chlorhydrique avec le nettoyage en aval

[1, UBA, 2001]

Quand des déchets contenant du chlore sont brûlés, du chlorure d'hydrogène se forme. Le chlorure d'hydrogène est absorbé dans l'eau formant de l'acide chlorhydrique. L'acide chlorhydrique produit de la sorte est un liquide sans couleur et sans impuretés après traitement. Il a une concentration d'environ 19% du poids de HCl et peut être utilisée comme matériau brut dans différentes installations de consommateurs, par ex. pour le contrôle du pH dans les usines produisant du chlore.

Dans la production d'acide chlorhydrique, les gaz brûlés sortants de la chaudière à vapeur sont d'abord évacués dans une trempe et refroidis. Le revêtement de l'unité de trempe contient des jets par lesquels l'acide chlorhydrique issu de la colonne de lavage en aval est vaporisé dans les gaz brûlés. Une portion de l'acide chlorhydrique est alors évaporée, ce qui cause le refroidissement des gaz brûlés.

L'acide chlorhydrique est transféré de la trempe vers la colonne de lavage avec les gaz brûlés refroidis. Dans la colonne de lavage, le chlorure d'hydrogène et autres gaz acides contenus dans les gaz brûlés sont absorbés. L'acide chlorhydrique est alors transféré vers un réservoir de stockage temporaire. Le gaz brûlé, à présent séparé du chlorure d'hydrogène, quitte la colonne de lavage des acides via un éliminateur de brume installé à la tête de la colonne et entre dans l'épurateur humide de ionisation.

L'acide chlorhydrique généré dans la colonne de lavage de l'acide du système de lavage des gaz brûlés est séparé des sels et solides dissous dans un système évaporateur. Cette étape de nettoyage peut permettre à l'acide chlorhydrique d'être utilisé comme charge d'alimentation dans une variété d'usines de production.

Depuis le réservoir de stockage temporaire, une pompe transfère l'acide chlorhydrique vers un évaporateur. Ici, l'acide brut est amélioré dans un vide pour devenir un mélange azéotropique. Le surplus d'eau et de petites quantités de chlorure d'hydrogène passent dans la phase de vapeur et sont condensés avec de l'eau dans une tour d'absorption.

Depuis l'unité de vide, le liquide de processus est pompé dans une usine d'eau usée avec le surplus d'eau. L'acide brut, amélioré en un azéotropique, s'évaporera, et ensuite se condensera à nouveau. L'acide restant contenant des solides et des métaux lourds est tiré de l'évaporateur et pompé dans un mélangeur pour la neutralisation. [64, TWGComments, 2003]

2.6.5 Traitement des eaux usées dans les incinérateurs de déchets dangereux

55% des installations d'incinérateurs de déchets dangereux européens n'évacuent pas les eaux usées; ils utilisent soit des systèmes qui ne génèrent pas d'eaux usées (par ex. FGT sec ou semi

sec) ou **évaporent** l'eau via la cheminée au moyen de sècheurs par pulvérisation ou dans une usine d'évaporation séparée, parfois après traitement des eaux usées pour le retrait du Hg [74, TWGComments, 2004].

Les 45% restants des installations d'incinération des déchets dangereux disposent d'un **équipement de traitement des eaux usées**. La situation actuelle est décrite dans la Figure 2.55 ci-dessous et peut être résumée comme suit :

- une distinction générale peut être faite entre les incinérateurs équipés d'une chaudière et les autres installations d'incinération de déchets dangereux équipés d'un système de refroidissement rapide par trempe, avec le flux d'effluent évacué étant plus grand pour le dernier pour des raisons techniques. (Remarque : quelques installations d'incinération des déchets urbains sont équipées d'un refroidissement par trempe et d'une chaudière). [74, TWGComments, 2004] Les installations équipées d'une chaudière évacuent entre <1 et 5 l/kg de déchet incinérés. Les installations ayant seulement des systèmes de refroidissement par trempe évacuent entre 10 et 20 l/kg de déchets incinérés, bien qu'elles peuvent réduire leur flux de 5 l/kg en recyclant l'effluent de l'unité de traitement des eaux usées ou en le recyclant dans l'unité de trempe.
- Normalement les effluents de la section acide du nettoyage humide des gaz (contenant du NaCl, CaCl₂, Hg, CaF₂ et SO₃) sont mélangés avec les effluents de la section alcaline (contenant du Na₂SO₄) pour précipiter une partie du gypse (et pour diminuer la teneur en sulfate de l'effluent à moins de 2 g/l, ce qui est la concentration de la solubilité du gypse) avant davantage de traitement. Il y a, cependant, une installation où les effluents d'épurateurs acides et alcalins sont traités séparément.

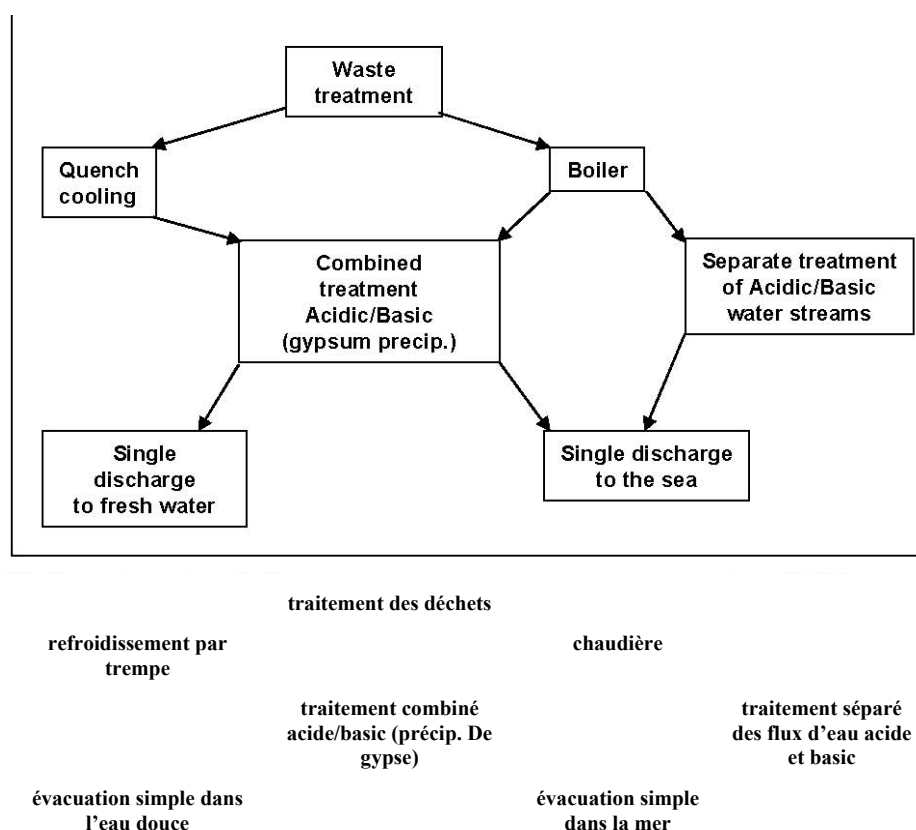


Figure 2.55: Vue d'ensemble de systèmes appliqués de traitement d'eaux usées dans les incinérateurs de déchets dangereux marchands.

(EURITS, 2002 nb41)

Une installation a une unité de traitement des eaux usées sur site ou transfère les eaux usées vers une usine de traitement externe, dépend de son lieu d'implantation.

La Figure 2.56 ci-dessous présente un dispositif type d'une usine de traitement des eaux usées pour le traitement des effluents depuis la section de nettoyage humide des gaz depuis l'incinération des déchets dangereux.

Les éléments principaux de ces installations sont :

- la neutralisation (par ex. l'ajout de chaux, NaOH/HCl)
- l'ajout de réactifs spécifiquement pour la précipitation des métaux comme hydroxydes ou sulfures de métal (par ex. les agents de floculation, tri-mercapto-tri-azine, sulfures, polyélectrolytes)
- le retrait de sédiment: soit en utilisant la sédimentation par gravité et décantation, soit en utilisant des techniques mécaniques telles que le filtre presse, centrifuge.

Dans quelques usines de traitement des eaux usées, les eaux usées sont polies en les faisant passer dans **un filtre de sable**, suivi par un **filtre de carbone activé**.

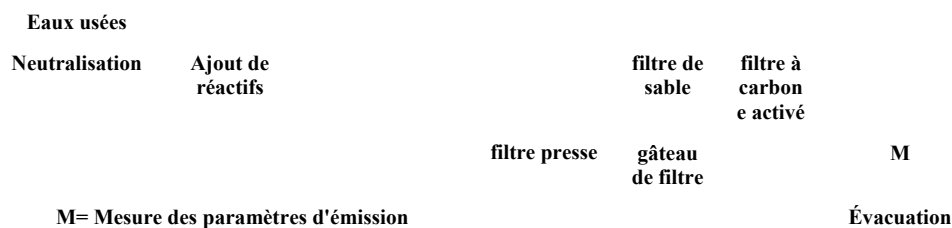
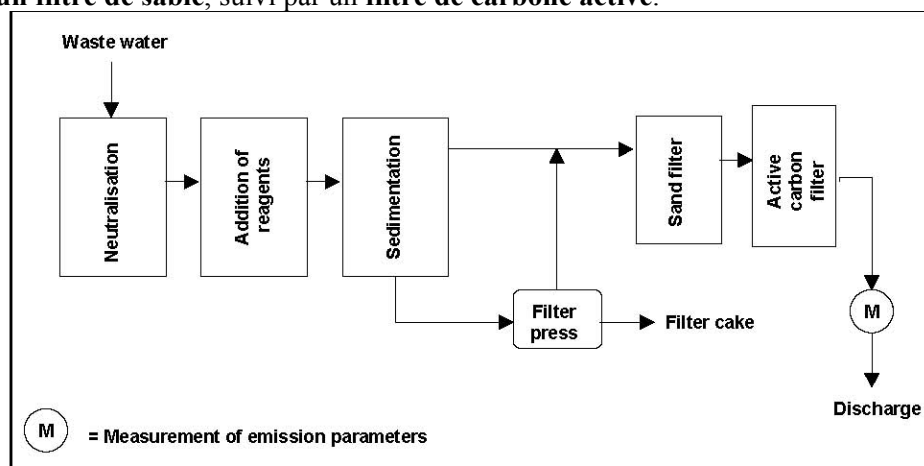


Figure 2.56: Exemple d'une installation de traitement des eaux usées dans le secteur de l'incinération des déchets dangereux.
[EURITS, 2002 #41].

2.7 Traitement des résidus solides et techniques de contrôle

2.7.1 Types de résidus solides

L'incinération des déchets résulte des types variés de résidus solides, certains d'entre eux ont des utilisations dans différents pays à des degrés variés. On peut distinguer ces résidus résultant directement du processus d'incinération et ceux résultant du système de FGT. Les résidus de

FGT peuvent être des cendres volantes fines et/ou des produits de réaction et des additifs non réagis issus du système FGT (ou un système de traitement des eaux usées associé). La dernière catégorie est souvent appelée résidus de Traitement des Gaz Brûlés (FGT en anglais) ou Contrôle de la Pollution de l'Air. Les résidus solides des processus de traitement de l'effluent de l'épurateur (humide) sont souvent pressés pour former un solide appelé un *gâteau de filtre* ou mélangé avec les cendres volantes pour minimiser le volume ou pour un meilleur assèchement avec du gypse de l'usine. [74, TWGComments, 2004] De plus, du gypse et du sel peuvent être recyclés des systèmes de traitement humides des gaz brûlés si des processus spécifiques sont utilisés (voir ci-dessous et en Section 2.6). [64, TWGComments, 2003]

Les résidus générés de l'étape de combustion de l'incinérateur sont :

L'incinération des déchets urbains:

- mâchefer, résultant de l'incinération à grille des déchets urbains. À cause de ce grand volume, ceci est un type de résidus important; des options pour son utilisation sont abordées en Section 3.4.2.
- la cendre de la chaudière est collectée dans la chaudière des usines d'incinération des déchets urbains et souvent traitée avec la cendre volante. [74, TWGComments, 2004]
- la cendre volante, est collectée lors d'une étape de dépoussiérage lors de l'incinération des déchets urbains et est abordée plus en détail ci-dessous avec les résidus de FGT. Ce type de déchets est généralement évacué, souvent après prétraitement, mais a été utilisé comme matériau de remblai pour les applications bitumineuses dans la construction civile, dans les pays où cette pratique est permise. [74, TWGComments, 2004] Le traitement et l'évacuation sont davantage abordés ci-dessous.

Les déchets dangereux en déchet hospitaliers spécifiques:

- scories, résultant de l'incinération à four rotatif des déchets dangereux. En général, ce type de résidus est évacué par mise en décharge sans davantage de traitement, ou peut être recyclé si permis localement.
- d'autres cendres sont semblables à celles des incinérateurs de déchets dangereux mais comme ils peuvent contenir des niveaux élevés de polluants, en général la pratique a été principalement utilisée pour leur évacuation.

Boues d'épuration:

- cendres volantes, résultant de l'incinération à bain fluidisé des boues d'épuration. Ce type de déchets peut être utilisé comme matériau de remblai pour les applications liantes de la construction civile, dans les pays où cette pratique est permise. il est aussi utilisé comme matériaux de remblai dans les mines en Allemagne, les deux applications sans davantage de traitement. Les cendres volantes qui ne sont pas utilisées, sont mises en décharge.
- le lit de cendres, résultant de l'incinération à bain fluidisé des boues d'épuration. Ceci est une catégorie relativement petite. Elle est souvent ajoutée aux cendres volantes ou mise en décharge sans davantage de traitement.

CTD:

- le lit de cendres, résultant de l'incinération à bain fluidisé de CTD. Selon les caractéristiques spécifiques du matériau, les quantités de cendres de lit peut être substantiellement plus élevée que pour l'incinération des boues d'épuration. Il y a peu d'expérience de sa réutilisation.
- cendre, résultant de l'incinération de petite et moyenne taille de déchets de bois. Ceci concerne les quantités relativement faibles et n'est pas davantage abordée.

Quelques installations fonctionnent à des températures spécialement élevées (par ex. >1400 °C) avec le but spécifique de fusion des cendres pour former une scorie. De telles scories peuvent avoir amélioré l'utilisation des options à cause d'une lixiviation plus faible etc. Des fours rotatifs de scorification à haute température et le processus combiné de gazéification-combustion fournissent des exemples de tels systèmes. La dernière est utilisée au Japon, où des critères de lixiviation très strictes sont appliqués aux résidus d'incinération des déchets solides urbains, spécialement pour augmenter la réutilisation des résidus et réduire le besoin de mise en décharge.

Tant dans et hors de l'Europe, il y a des variations dans la politique et les procédures concernant la réutilisation des résidus des incinérateurs. [74, TWGComments, 2004]

La deuxième catégorie de résidus concerne les résidus de FGT:

Les résidus de FGT contiennent des quantités concentrées de polluants (par ex. des composés dangereux et des sels) et par conséquent ne sont normalement pas considérés appropriés à des fins de recyclage. L'objectif principal est alors de trouver une option d'élimination finale sûre au point de vue de l'environnement. On peut distinguer les types suivants de résidus de traitement de gaz brûlés:

- les résidus du traitement des gaz brûlés sec et semi humide. Ces résidus sont un mélange de sels de calcium et/ou de sodium, principalement sous forme de chlorures et de sulfures/sulfates. Il y a aussi des fluorures et des produits chimiques réactifs non réagis (par ex. la chaux ou le carbonate de sodium). Ce mélange comprend aussi des cendres volantes qui n'ont pas été retirées par tout autre étape de dépoussiérage précédente. Il aussi peut, par conséquent, inclure des métaux lourds polluants et PCDD/F. La méthode normale d'élimination est la mise en décharge comme déchets dangereux, (par ex. *grands sacs*). La lixiviation des résidus est un aspect important de l'élimination par mise en décharge ultérieure, par conséquent les traitements pour baisser les lixiviation de ces résidus avant mise en décharge est actuellement utilisée en Europe (par ex. l'Autriche, les Pays-Bas, le Portugal, la France). Les résidus de FGT issus du processus sec de bicarbonates de sodium peut être purifié et recyclé dans un processus industriel, par exemple, comme matériau brut dans l'industrie chimique; ceci peut exiger la ségrégation des cendres volantes et des résidus de sel (par ex. deux étapes de filtration de gaz brûlés) pour réduire la teneur inerte.

Le transport vers l'utilisateur final peut être un facteur critique pour les données économiques. [74, TWGComments, 2004]

- amélioration des propriétés pour la mise en décharge par solidification à froid.
- gâteau de filtre issu de traitement physico-chimique des eaux usées du traitement humide des gaz brûlés. Ce matériau est caractérisé par une teneur en métaux lourds très élevé, mais peut aussi inclure des sels de solubilité limitée, tel que le gypse. La manière normale d'élimination est la mise en décharge (comme déchets dangereux). Ces résidus peuvent être concentrés en PCDD/F et sont par conséquent parfois prétraités avant mise en décharge.
- gypse. Le gypse peut aussi être recyclé avec ou sans nettoyage selon les paramètres de processus et les exigences en qualité. Le recyclage du gypse est possible quand le calcaire ou la chaux hydratée est utilisée dans un épurateur à deux étapes avec un séparateur efficace à gouttelettes. [74, TWGComments, 2004] Le gypse recyclé peut être recyclé dans certaines circonstances.

- les sels, résultant de l'évaporation en ligne des eaux usées Ce résidu est comparable au résidu issu du traitement (semi) sec des gaz brûlés

- les sels, résultant de l'évaporation séparée des eaux usées L'utilisation ou l'élimination du sel dépend de la composition du résidu. Il est généralement plus pur que là où on utilise l'évaporation en ligne.

- résidus du polissage des gaz brûlés Les options de l'utilisation dépendent de l'absorbant utilisé (carbone activé, coques, chaux, le bicarbonate de soude, le zéolite). Le résidu de charbon (activé) des réacteurs à bain fixe est parfois permis pour être incinéré dans l'usine d'incinération de déchets, si certaines conditions de processus sont remplies. Le résidu des systèmes à bain

entraînés peuvent aussi être incinérés, si l'absorbant appliqué est du carbone activé ou des cokes de four uniquement. Si un mélange d'autres réactifs et de carbone activé est utilisé, le résidu est généralement envoyé pour traitement externe et évacuation, puisqu'il pourrait y avoir des risques de corrosion. Si le zéolite est utilisé, il y a en principe des possibilités de recycler le mercure, mais ces techniques ne sont pas encore disponibles en pratique. [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

- utilisation comme matériau de remblai dans les mines de sel – dans certains EM les résidus de FGT de divers types sont utilisés comme matériau de remblai dans les mines.

2.7.2 Traitement et recyclage des résidus solides

La forte teneur en minéraux des résidus de cendres d'incinération peuvent les rendre potentiellement appropriés pour leur utilisation comme matériau pour les routes et autres constructions. Utilisation si possible si le matériau respecte un lot de critères environnemental et technique. Ceci requiert une optimisation de la qualité des cendres par des mesures primaires ou secondaires. Les paramètres généraux d'intérêt sont :

- le brûlage
- réactivité minérale
- lixiviation du métal
- teneur en sel
- taille des particules et distribution de la taille des particules

Les résidus de nombreuses usines modernes d'incinération de déchets remplissent les exigences environnementales et techniques pour ces paramètres de qualité. Les barrières réglementaires et politiques fournissent parfois les barrières principales pour l'utilisation (en particulier) des mâchefers, issus des installations de conception/fonctionnement appropriées.

Les méthodes de traitement des résidus ont généralement pour objectif d'optimiser un ou plusieurs de ces paramètres afin d'imiter la qualité première des matériaux de construction. Dû à son grand volume de production, son caractère dangereux et sa lixiviation plus faibles, le traitement pour le recyclage est principalement appliqué au mâchefer de déchets solides urbains. L'utilisation du mâchefer est encouragée aux Pays-Bas (>90 % utilisé), au Danemark (90 %), en Allemagne (80 %), en France (>70 %), en Belgique et au Royaume Uni (21 %). [Vehlow, 2002 #38], [Vrancken, 2001 #39], [56, UKEnvAgency, 2002], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004]

Le traitement des cendres de filtre et de chaudière est réalisé uniquement dans quelques installations en Europe. Aux Pays-Bas, les cendres volantes des usines d'incinération de déchets solides urbains et de boues d'épuration sont utilisées comme matériaux de remblai pour les matériaux de construction de routes (asphalte) sans aucun prétraitement dans l'usine d'incinération. Environ 1/3 des cendres volantes totales issues des usines d'incinération de déchets solides urbains et 80% des cendres volantes des usines d'incinération des boues d'épuration (env. 80 000 tonnes totales par an) ont été utilisées de cette manière. [74, TWGComments, 2004]

Les mesures primaires pour le contrôle des productions de résidus implique l'optimisation du contrôle du processus de combustion pour [Vehlow, 2002 #38]:

- garantir un excellent brûlage des composés de charbon
- encourager la volatilisation des métaux lourds tels que le Hg et Cd des bains de carburant, et
- fixer les éléments lithophiles dans le mâchefer, donc réduire leur lixiviation

Les systèmes de traitement secondaires impliquent une ou plusieurs des actions suivantes:

- réduction en taille, pour permettre la ségrégation du métal et améliorer la qualité technique
- ségrégation des métaux ferreux et non ferreux, qui peuvent être recyclés dans l'industrie des métaux
- lavage, pour retirer les sels solubles
- vieillissement, pour stabiliser la structure de la matrice et réduire la réactivité
- traitement avec un liant hydraulique ou bitumineux, pour le réutiliser comme base de route
- Traitement thermique, pour produire et contenir les métaux inertes dans une matrice vitreuse.

Les mesures tant primaires que secondaires seront abordées plus en détail en Section 4.6.

2.7.3 Traitements appliqués aux résidus de traitement des gaz brûlés

Les informations dans cette section proviennent de [48, ISWA, 2003]. Vous pouvez trouver en Section 4.6 davantage de détails sur les techniques qui tombent dans chacune des catégories de traitement fournies ci-dessous.

2.7.3.1 Solidification et stabilisation chimique des résidus de FGT

Le but principal de la solidification est de produire un matériau avec des propriétés physiques et mécaniques qui encourage une réduction du rejet de contaminants de la matrice des résidus. L'ajout de ciment, par exemple, diminue généralement la conductivité hydraulique et la porosité du résidu, et, d'autre part, augmente la durabilité, la résistance et le volume. De plus, il augmente généralement la propriété alcaline du mélange, améliorant par conséquent le comportement de lixiviation du produit, bien que la solubilité des métaux atmosphériques, tels que le plomb et le zinc peut être augmentée.

Le produit solidifié est généralement moulé en blocs (par ex. 1 m³) ou mis en décharge directement. Une considération importante ici est de réduire l'interaction entre l'eau et le résidu. D'après des études suisses, ceci influence seulement le comportement de lixiviation des produits mis en décharge sur les premières années de stockage.

Les méthodes de solidification utilisent couramment plusieurs réactifs liants principalement non organiques : ciment, chaux et autres matériaux pouzzolanes tels que les cendres volantes de houille, mâchefer de haut four ou poussière de four à ciment, bien que quelques liants organiques tels que le bitume/asphalte ou la paraffine et le polyéthylène peuvent aussi être utilisés. Des combinaisons de liants et des types variés d'additifs intérieurs ou non sont aussi utilisés. La technique de solidification la plus prévalente est de loin la stabilisation du ciment.

Le concept principal de la stabilisation chimique est de lier les métaux lourds sous des formes plus insolubles qu'elles ne sont présentes dans les résidus d'origines non traités. Ces méthodes de stabilisation utilisent la précipitation des métaux en de nouveaux minéraux ainsi que la liaison de métaux à des minéraux par sorption. Ce processus comprend la solubilisation de métaux lourds dans les résidus et une précipitation (ou une sorption) ultérieure en de nouveaux minéraux.

Plusieurs méthodes de stabilisation incorporent une étape de lavage initiale où une grande partie des sels solubles et à un certain degré des métaux sont extraits avant la liaison chimique des métaux restants. Ces méthodes peuvent être achevées par le séchage du produit stabilisé et le retrait des composés organiques. [74, TWGComments, 2004]

2.7.3.2 Traitement thermique des résidus de FGT

Le traitement thermique des résidus d'incinération (parfois FGT et mâchefer sont mélangés ensemble pour le traitement) est réalisé extensivement dans quelques pays, surtout pour réduire

le volume des résidus, mais aussi pour réduire sa teneur organique et sa teneur en métaux lourds et pour améliorer le comportement de lixiviation avant mise en décharge. [74, TWGComments, 2004]

Le traitement thermique peut être groupé en trois catégories : vitrification, fonte, et frittage. Les différences entre ces processus sont principalement liées aux caractéristiques et aux propriétés du produit fini.

- La **vitrification** est un processus où les résidus sont traités à haute température (actuellement de 1300 à 1500°C et puis rapidement trempés (avec de l'air ou de l'eau) pour obtenir une matrice vitreuse amorphe. Après refroidissement, la fonte forme un produit à simple phase appelé un vitrificateur. Le vitrificateur peut être un produit semblable au verre ou à une pierre selon la composition de la fonte. Des additives sont parfois ajoutées aux résidus pour encourager la formation de la matrice vitreuse [64, TWGComments, 2003]
- La **Fonte** est semblable à la vitrification, mais l'étape de trempe est contrôlée pour permettre la cristallisation de la fonte autant que possible. Ceci résulte en un produit multi phase. Les températures et les possibles séparations des phases spécifiques de métaux sont similaires à celles utilisées pour la vitrification. Il est aussi possible d'ajouter des additives spécifiques pour encourager la cristallisation de la matrice. [64, TWGComments, 2003]
- Le **Frittage** implique le chauffage des résidus à un niveau où se produit l'adhésion des particules et où se reconfigurent les phases chimiques dans les résidus. Ceci conduit à un produit plus dense avec moins de porosité et une résistance plus grande que le produit d'origine. Les températures typiques sont d'environ 900°C. Ceci est surtout le cas si un four rotatif est utilisé dans le processus d'incinération.

Sans tenir compte du processus réel, le traitement thermique des résidus dans la plupart des cas résulte en un produit plus homogène et plus dense avec des propriétés de lixiviation accrues. La vitrification ajoute aussi des avantages de confinement physique des contaminants dans la matrice vitreuse.

Les besoins énergétiques de traitements uniques de ce type sont généralement très élevés. Le principal problème est le transport de la chaleur dans le réacteur de fonte. [74, TWGComments, 2004] Dans certains cas, la fonte des résidus est réalisée au sein même de l'installation (c.-à-d. pas dans un processus de fonte séparé) en utilisant une étape de combustion à température élevée (voir 2.3.4.4.3). Dans de tels cas, la demande énergétique est partiellement approvisionnée par l'énergie thermique de gaz brûlés et les besoins en énergie externe peuvent être réduits.

Les gaz brûlés issus du traitement thermique des résidus solides peuvent contenir des niveaux élevés de polluants tels que le NO_x, CO, SO_x, la poussière et les métaux lourds, etc. De ce fait le traitement approprié des gaz brûlés est nécessaire. Parfois les gaz brûlés produits sont alimentés dans le FGT de l'incinérateur s'il est proche. [74, TWGComments, 2004]

Les fortes concentrations de sel dans les résidus FGT peuvent causer des problèmes de corrosion lors du traitement des gaz brûlés issus de tels processus. Le frittage n'est pas utilisé comme une option de traitement dédiée pour les résidus FGT, bien que certains traitements combinés l'impliquent.

2.7.3.3 Extraction et séparation des résidus de FGT

Les options de traitement utilisant les processus d'extraction et de séparation peuvent, en principe, couvrir tous les types de processus extrayant des composants spécifiques des résidus. Cependant, on a plus mis l'accent sur les processus impliquant une extraction des métaux lourds et des sels avec de l'acide.

Plusieurs techniques ont été proposées tant en Europe qu'au Japon. La plupart de ces techniques utilisent la solution acide issue du premier épurateur dans les systèmes humides de FGT.

2.7.3.4 Stabilisation chimique des résidus de FGT

Le concept principal de la stabilisation chimique est de lier les métaux lourds sous des formes plus insolubles qu'elles ne sont présentes dans les résidus d'origines non traités. Ces méthodes de stabilisation utilisent la précipitation des métaux en de nouveaux minéraux ainsi que le liant de métaux à des minéraux par sorption. Ce processus comprend la solubilisation de métaux lourds dans les résidus et une précipitation (ou une sorption) ultérieure en de nouveaux minéraux.

Plusieurs méthodes de stabilisation incorporent une étape de lavage initiale où une grande partie des sels solubles et à un certain degré des métaux sont extraits avant la liaison chimique des métaux restants. Ces méthodes sont achevées par le séchage du produit stabilisé.

2.7.3.5 Autres méthodes ou pratiques pour les résidus de FGT

Une option de gestion couramment employée dans les incinérateurs avec des systèmes de nettoyage humides est de combiner les cendres volantes avec les boues produites en traitant les solutions de l'épurateur; le produit qui en résulte est appelé *gâteau de Bamberg*. Les sulfures des boues utilisés dans l'installation de traitement des eaux usées pour précipiter les métaux lourds peuvent aider davantage à diminuer la lixiviation des métaux lourds du gâteau de Bamberg dans une décharge. Cette méthode a été utilisée pendant plus d'une décade pour améliorer les propriétés des résidus avant mise en décharge.

Il est aussi possible de mettre en contact les cendres volantes avec les eaux acides d'un épurateur. On rapporte que ceci peut réaliser une extraction très importante des composants de métaux lourds et organiques. [74, TWGComments, 2004]

2.8 Techniques de surveillance et de contrôle

2.8.1 Systèmes de contrôle de l'incinération

[2, infomil, 2002] Un des challenges les plus importants avec l'incinération des déchets résulte de la variation souvent grande de la composition des déchets, y compris les différences de certaines propriétés qui ont un effet important sur le processus d'incinération. À cause de ces grandes différences, les processus d'incinération ont été développés pour supporter les grandes variations des conditions de processus. Cependant, lorsque des conditions non favorables de processus se produisent, des interventions dans le fonctionnement sont toujours nécessaires.

L'introduction de systèmes de contrôle sophistiqués est, par conséquent, un développement important. Ces systèmes résultant en un processus d'incinération qui varie moins dans le temps (stabilité accrue) et qui a moins d'espace (plus d'homogénéité). Ce contrôle de processus accru a de nombreux avantages potentiels, tels que (remarque : la(les) raison(s) principale(s) pour l'amélioration sont mentionnées entre parenthèses) :

- meilleure qualité de mâchefer (dû à une distribution d'air primaire suffisante et un meilleur positionnement du processus d'incinération sur les grilles)
- une production de cendres volantes moindre (dû à moins de variations de la quantité d'air d'incinération primaire)
- meilleure qualité de cendres volantes (moins de matériaux non brûlés, dû à des conditions de processus plus stable dans le four)
- moins de formation de CO et de C_xH_y (dû à des conditions de processus plus stables dans le

four, c.-à-d. pas de points 'froids')

- moins de formation de NOx (dû à des conditions de processus plus stables dans le four, c.-à-d. pas de points 'chauds')
- meilleure utilisation de la capacité (car la perte de capacité thermique par variations est réduite)
- meilleure efficacité (car la quantité moyenne d'air d'incinération est réduite)
- meilleur fonctionnement de la chaudière (car la température est plus stable, il y a moins de 'pics' de température et donc moins de risque de corrosion et de colmatage par les formations de cendres volantes)
- meilleur fonctionnement du système de traitement des gaz brûlés (car la quantité et la composition des gaz brûlés est plus stable)
- les avantages indiqués résultent aussi en moins d'entretien et plus de disponibilité de l'usine.

Pour être capable de contrôler le processus d'incinération, des informations détaillées sur le processus sont nécessaires, un système de contrôle ('philosophie') doit être mis en place, et il est nécessaire d'être capable d'intervenir dans le processus. La conception du système de contrôle dans son ensemble dépend de la conception spécifique de la grille et du four de chaque fournisseur. Ainsi, cette section fournit seulement une vue d'ensemble des informations de processus potentielles, de systèmes de philosophie de contrôle et des interventions de processus.

Les informations de processus peuvent comprendre :

- températures de grille pour des positions variées
- épaisseur de la couche de déchets sur la grille
- pression de largage sur la grille
- températures du four et des gaz brûlés dans des positions variées
- détermination de la distribution de la température sur la surface de la grille par des systèmes de mesures optiques ou infrarouge
- Mesures de CO, O₂, CO₂ et/ou H₂O (à des endroits variés)
- production de vapeur

La philosophie de contrôle peut être un système de contrôle classique, qui fait partie de l'ordinateur de contrôle de processus. De plus, des systèmes de contrôle flous sont applicables.

Les interventions de contrôle comprennent :

- du système de dosage pour les déchets
- des fréquences et vitesse de déplacements de grilles dans différentes parties de la grille
- quantité et distribution d'air primaire dans des compartiments de grilles variés
- de la température d'air primaire (si des équipements de préchauffage sont disponibles)
- quantité et distribution d'air secondaire dans le four (et, si disponible, de gaz brûlé recyclé)

2.8.2 Vue d'ensemble de la surveillance réalisée des émissions

Des informations générales sur la surveillance des émissions sont présentées dans le BREF "Document de Référence sur les Principes Généraux sur la Surveillance" (code MON).

[1, UBA, 2001]

La directive récente de l'UE (2000/76/EC) sur l'incinération des déchets comprend les exigences pour les mesures des émissions.

Les composés des émissions suivants doivent être mesurés en continu:

- poussière
- HCl
- SO₂
- CO
- C_xH_y
- NO_x (si les normes sur les émissions s'appliquent)
- HF (mais pas si le processus assure un retrait adéquat du HCl)

Les mesures en continues ne sont pas impératives pour le HCl, HF et SO₂, où le processus est tel qu'il n'est pas possible de dépasser les normes d'émissions (Art.11 (6) de la Directive de l'UE 2000/76/EC).

De plus, les paramètres de processus suivants doivent être surveillés en continu :

- température du four
- O₂
- pression
- température de sortie des gaz brûlés
- teneur en vapeur d'eau (à moins que les mesures des émissions soient exécutées dans les gaz brûlés secs)

D'autres composés d'émissions à mesurer régulièrement (au minimum 2 – 4 fois par an) sont :

- métaux lourds
- PCDD/F

Les techniques de mesure pour le Mercure (Hg) et les dioxines (PCDD/F) sont relativement compliquées et chères.

Les mesures du mercure sont plus compliquées que les mesures des autres métaux lourds, comme une partie substantielle du mercure émis est à l'état gazeux. Certains analyseurs ne mesurent que le mercure élémentaire, et d'autres peuvent mesurer le mercure total (par ex. le mercure ionique et élémentaire). Dans la dernière décennie, les systèmes de mesure du mercure sont devenus plus sophistiqués. Des mesures plus anciennes étaient moins fiables, comme la part gazeuse des émissions de mercure était négligeable. La mesure continue du Hg a prouvé qu'elle est une méthode fiable avec certaines limites et est prescrite dans certaines législations nationales (par ex. en Allemagne et en Autriche).

Alors qu'il n'y a pas actuellement de système de mesure continue pour les dioxines. Cependant, un système d'échantillon en continu est disponible. Ce système est opérationnel dans certaines usines d'incinération de déchets en Autriche et en Belgique et a été exploité depuis six mois dans une usine d'incinération de déchets dangereux hollandaise. Des échantillons peuvent être analysés aussi fréquemment que nécessaire ou désiré.

Dans certains cas les impacts réels des émissions peuvent être évalués par la surveillance bio (par ex. avec le lichen). Bien qu'il peut être difficile d'attribuer des impacts à des sources individuelles, une telle surveillance peut être une contribution utile eu égard de l'évaluation des impacts combinés où les sources sont multiples. [74, TWGComments, 2004]

2.8.3 Expériences avec un prélèvement en continu des émissions de dioxines

(Belgium 2002) Selon la norme EN1948, les émissions de dioxines issues des incinérateurs de déchets sont prélevées pendant 6 à 8 heures. Cette mesure est généralement effectuée une ou deux fois par an, bien qu'à des fréquences plus grandes dans certains cas.

Un prélèvement en continu s'est montré fructueux pour l'évaluation des émissions de dioxines pendant les conditions de processus non favorables. La technique a été utilisée pour démontrer des émissions faibles de PCDD/F sur toutes les conditions de fonctionnement. Les résultats

peuvent aussi être utilisés pour guider les améliorations technologiques, les exigences révisées de surveillance, ou autres modifications.

Les données de coûts pour le prélèvement en continu des dioxines (de Indaver):

Investissement: EUR 110000 -140000

Test du système: EUR 4900 (estimation)

Analyse (26 prélèvement/an): EUR 20000/an

Entretien par le fournisseur (préventif): EUR 2500/an

2.8.4 Expériences avec la mesure en continue des émissions de mercure

La mesure en continu et l'enregistrement des émissions de mercure et ses composés ont été exigés par la loi pour les installations d'incinération des déchets en Allemagne depuis 1999, sauf pour les installations où il peut être prouvé de manière fiable que les niveaux de mercure sont inférieurs de 20% des limites définies.

On rapporte qu'une surveillance en continu d'un incinérateur de déchets solides urbains a été réalisée depuis 1992 en utilisant une unité de réduction et un instrument à vapeur froide.

La méthode de référence normale pour les mesures comparatives lors du calibrage est la méthode au permanganate de potassium conformément à la EN 13211. Il faut noter que cette méthode détermine la teneur totale en mercure (c.-à-d. Hg métallique/élémentaire + Hg ionique), alors que certains analyseurs de Hg détectent seulement la proportion de mercure métallique.

Pendant le test, l'instrument est calibré en utilisant des gaz de test. Les gaz test doivent être immédiatement produits avant d'être utilisés (par ex. en réglant la pression requise des gaz dans la phase de gaz sur un réacteur de mercure). Lors de l'utilisation du gaz test, il peut être nécessaire de prendre en considération la durée du cycle du dispositif de mesure. De la même façon, l'intervalle de prélèvement pour les mesures comparatives doit être ajusté à la phase d'enrichissement pour le dispositif de mesure.

Des exemples de test de l'appropriation des dispositifs de mesure de fonctionnement pour les mesures des émissions de mercure sont listés dans le tableau ci-dessous :

dispositifs de mesure convenables		Annonce dans le GMBI		
		Année	No.	Page
OPSIS AR 602 Z	OPSIS AB	1994	289	869
		1996	42	882
HG MAT II	Seefelder Messtechnik	1995	7	101
HGMAT 2.1	Seefelder Messtechnik	1998	20	418
HM 1400	VEREWA	1996	28	592
HG 2000	SEMTECH AB	1996	28	592
MERCEM	Bodenseewerk Perkin-Elmer	1996	28	592
SM 3 Quecksilbermanalysator	Mercury Instrument und IMT Innovative Messtechnik	1999	33	720
Hg 2010	SEMTECH AB	2000	60	1193
Hg-CEM	Seefelder Messtechnik	2000	60	1193
HM 1400 TR	VEREWA	2001	19	386
MERCEM	SICK UPA	2001	19	386

**Tableau 2.18: Test des dispositifs de mesure de fonctionnement pour les mesures des émissions de mercure
[64, TWGComments, 2003]**

Données de coût pour les mesures en continu du mercure (estimé):

Investissement: EUR 30000

Test du système: EUR 5000

2.8.5 Vue d'ensemble des dispositifs de sécurité et des mesures

Cette section traite de la sécurité dans le sens de la prévention des accidents qui pourrait générer des émissions de polluants.

[64, TWGComments, 2003] La sécurité des usines est un aspect important dans le planning, l'établissement et l'exploitation des usines d'incinération de déchets. Pour assurer un niveau élevé de sécurité de l'usine et de sécurité d'exploitation, les parties liées à la sécurité de l'installation sont équipées de systèmes de protection. Ils servent à empêcher, autant que possible, l'occurrence de dysfonctionnements ou d'accidents pouvant potentiellement causer des effets négatifs sur l'environnement proche de l'usine, ou pouvant réduire de tels effets si un dysfonctionnement ou un accident se produisait.

Les parties liées à la sécurité des usines d'incinération de déchets, et par conséquent, les sources potentielles de danger, comprennent, dans des zones particulières dans lesquelles certaines substances sont présentes ou peuvent être formées dans des quantités pertinentes au niveau de la sécurité.

Elles comprennent en particulier:

- le bunker de déchets et autres zones pour le stockage de déchets potentiellement dangereux
- les usines de combustion et de purification des gaz brûlés, et
- installations de stockage pour les auxiliaires nécessaires (par ex. ammoniac, carbone activé, etc.)

Les systèmes de protection utilisés pour contrôler les risques comprennent :

- des systèmes pour contrôler le rejet des polluants, tels que les systèmes de rétention pour l'eau usée de lutte contre les incendies, protection de réservoirs pour les substances représentant un danger pour l'eau
- systèmes et dispositifs anti incendie tels que les murs coupe-feu, détecteur d'incendie, systèmes d'extinction de feu
- systèmes pour la protection contre l'explosion, tels que des systèmes de limitation de pression, bippasses, dispositifs pour éviter les sources d'allumage, systèmes de gaz inerte, installations de mise à la terre
- systèmes de protection contre le sabotage (par ex. sécurité du bâtiment, contrôle d'accès et mesures de surveillance)
- systèmes de protection contre les grèves éclair
- murs pare-feu de séparation pour séparer les transformateurs et dispositifs de rétention
- détection et protection incendie où sont situés les tableaux de distribution à basse tension
- détection de polluants (ammoniac, gaz, etc.) près du stockage correspondant, de la distribution, etc.

Autres composants de l'usine nécessaires pour la sécurité opérationnelle:

- machines et équipement conçus pour assurer l'entrée et la sortie de l'énergie (par ex. générateur électrique d'urgence)
- composants pour l'évacuation, le retrait des substances dangereuses ou mélanges de

substances dangereuses, tels que les fosses de stockage, systèmes de secours d'urgence et de vidange.

- avertissement, systèmes d'alarme et de sécurité, qui se déclenchent quand il y a entrave aux opérations normales, empêchent une entrave aux opérations normales ou restaurent les opérations normales. Ceci inclut tous les systèmes d'instrumentation et de contrôle d'une usine. En particulier, ceci inclut tous les systèmes d'instrumentation et de contrôle pour les paramètres de processus variés qui sont essentiels pour sécuriser les opérations normales, d'une part, et qui en cas de perturbation mettent les composants affectés de l'usine en conditions sûres et informent le personnel exploitant de l'entrave à temps, d'autre part.

La réponse du dispositif de protection à un dysfonctionnement ou un accident peut causer une augmentation temporaire des émissions de polluants. Le but des mesures de sécurité doit être de garder ce laps de temps à un minimum et de restaurer la sécurité de l'usine. [64, TWGComments, 2003]

3. ÉMISSIONS ET CONSOMMATIONS

3.1 Introduction des émissions et consommations dans des incinérateurs de déchets sont principalement influencés par :

- composition et teneur des déchets
- mesures techniques du four (conception et fonctionnement)
- conception et fonctionnement de l'équipement de nettoyage des gaz brûlés

Émissions dans l'air:

Émissions de HCl, HF, SO₂, NO_x, et métaux lourds dépendent surtout de la structure des déchets et la qualité du nettoyage des gaz brûlés. Les émissions de CO et de COV sont déterminées principalement par les paramètres techniques du four et le degré d'hétérogénéité des déchets quand ils atteignent l'étape de combustion. La conception du four et le fonctionnement dans une grande mesure a aussi un effet sur le NO_x. Les émissions de poussière dépendent très largement de la performance du traitement de gaz brûlés. Les émissions de PCDD/PCDF dans l'air dépendent de la structure des déchets, du four (température et temps de résidence) et des conditions de fonctionnement de l'usine (reformation et synthèse *de-novo* sont possibles sous certaines conditions) et la performance du nettoyage des gaz.

Les usines d'incinération des déchets urbains produisent généralement des volumes de gaz brûlés (à 11% d'oxygène) situés entre 4500 et 6000 m³ par tonne de déchets. Pour les usines d'incinération des déchets dangereux, cette valeur (à 11% d'oxygène) est généralement située entre 6500 et 10000 m³, dépendant principalement de la valeur thermique moyenne des déchets. Les usines utilisant la pyrolyse, la gazéification ou l'alimentation en air enrichi en oxygène ont alors des volumes de gaz brûlés par tonne de déchets incinérés plus faibles.

Les niveaux d'émission dans l'air notés dans ce document sont rapportés sur des périodes moyennes spécifiques, généralement des moyennes annuelles, journalières et à la demi-heure. Quelques installations, en particulier celles qui traitent des déchets fortement hétérogènes peuvent expérimenter des conditions transitoires qui génèrent des concentrations d'émission instantanées hors de la gamme chiffrées des niveaux moyens.

[64, TWGComments, 2003]

Émissions dans l'eau:

Selon le type de nettoyage des gaz brûlés appliqué, il peut aussi se produire des émissions dans l'eau. Le nettoyage des gaz brûlés est la source principale des effluents, bien que dans certains cas cet effluent soit aussi éliminé par évaporation.

D'autres flux d'eaux usées peuvent être générés depuis le stockage, les chaudières etc. Ceux-ci ont déjà été abordés en Section 2.6.1.

Résidus solides:

Les résidus solides qui peuvent être générés sont:

- du mâchefer ou scories - surtout la fraction non combustible des déchets
- cendres de chaudière – la cendre qui s'accumule et qui est retirée de la chaudière
- les cendres volantes – la cendre légère qui voyage avec les gaz brûlés et qui est ensuite retirée par l'équipement de FGT
- les résidus accumulés du contrôle de la pollution de l'air, réagis ou non réagis qui

s'accumulent dans l'équipement FGT.

- résidus du traitement des eaux usées [64, TWGComments, 2003]

La production et la teneur de ces résidus solides est influencée par :

- la teneur et la composition des déchets, par exemple les différents teneurs en cendres font varier la quantité de mâchefer produite, ou les différentes substances qui vont finir dans les résidus du nettoyage des gaz brûlés.
- conception et fonctionnement du four, par exemple les usines à pyrolyse produisent délibérément un résidu charbonneux au lieu de cendres, et les fours à température plus élevée peuvent fritter ou vitrifier la cendre et volatiliser quelques fractions.
- la conception et le fonctionnement du traitement des gaz brûlés, par exemple quelques systèmes séparent les poussières des résidus chimiques, les systèmes humides produisent un effluent pour traitement afin d'extraire les solides.

Production énergétique de l'installation:

Les principales influences sur les niveaux d'exportation réalisés sont:

- la disponibilité d'un utilisateur de l'énergie (en particulier pour l'approvisionnement en chaleur/vapeur)
- la conception de l'installation (en particulier pour la production électrique où les paramètres de vapeur choisis pour la génération électrique ont une influence importante sur les taux de génération électrique).

La conception du système de production électrique adoptée est souvent fortement influencée par les revenus qui seront dérivés des ventes de l'énergie fournie. Les prix relatifs et absolus de la chaleur, de la vapeur et de l'électricité ont tous une influence sur la conception finale et par conséquent sur la production énergétique et les niveaux d'efficacité réalisés.

Consommation énergétique par l'installation même :

Les principales influences sont:

- la composition des déchets – quelques déchets nécessitent des carburants supplémentaires pour aider à les traiter, d'autres sont auto thermiques, c'est-à-dire qu'ils génèrent assez de chaleur pour aider la combustion sans apport de carburant supplémentaire.
- la conception de l'installation, par exemple les besoins variables en énergie de différentes conceptions d'équipement de traitement des gaz brûlés en général, moins il y a d'émissions dans l'air, plus le système FGT consomme d'énergie.

Autres consommations:

La consommation de réactifs chimiques est principalement associée à la conception et au fonctionnement de l'équipement de nettoyage des gaz brûlés – qui dépend largement du type de déchets et des niveaux désirés d'émissions dans l'air – des émissions moins importantes dans l'air requièrent généralement des dosages de réactifs plus importants.

3.1.1 Partition des substances dans l'incinération des déchets

[1, UBA, 2001]

Grâce à leurs propriétés chimiques, les différents éléments contenus dans les déchets sont distribués différemment lors du processus d'incinération. Le Tableau 3.1 donne un exemple de cette distribution sur la base des examens autrichiens dans l'usine d'incinération de Spittelau, Vienne.

Cette distribution varie d'une usine à l'autre, selon la méthode utilisée de nettoyage des gaz brûlés, du type de déchets et autres facteurs, mais ces chiffres fournissent un guide du pourcentage de distribution des différentes substances dans un incinérateur de déchets solides urbains. L'installation en question utilise un ESP comme pré-dépoussiéreur, avant le FGT humide, avec un ETP traitant l'effluent de l'épurateur.

Substance	évacuation des gaz brûlés propres	poussière de l'ESP	Eaux usées	Gâteau de filtre issu du traitement des eaux usées	Mâchefer ^{2,3}
charbon %	98 (+/-2)	<1	<1	<1	1.5 (+/-0.2)
Chlore %	<1	35	54	<1	11
Fluorure %	<1	15 (+/-1)	<1	<1	84 (+/-1)
Soufre %	<1	38 (+/-6)	8 (+/-1)	6 (+/-1)	47 (+/-7)
Phosphore %	<1	17 (+/-1)	<1	<1	83 (+/-1)
Fer ¹ %	<1	1 (+/-0.5)	<1	<1	18 (+/-2)
Cuivre %	<1	6 (+/-1)	<1	<1	94 (+/-1)
Plomb %	<1	28 (+/-5)	<1	<1	72 (+/-5)
Zinc %	<1	54 (+/-3)	<1	<1	46 (+/-3)
Cadmium %	<1	90 (+/-2)	<1	<1	9 (+/-1)
Mercure %	<1	30 (+/-3)	<1	65 (+/-5)	5 (+/-1)
Remarque : 1. les env. 80% restants sont tries en tant que ferraille 2. la biodisponibilité des matériaux restants dans le mâchefer dépend de la lixiviation in-situ lors de l'utilisation/élimination qui en suit. 3. le risque associé à la réutilisation du mâchefer n'est pas nécessairement indiqué par la présence ou l'absence des substances indiquée – la forme chimique et physique des substances ainsi que la nature de l'environnement où le matériau sera utilisé est aussi important. [64, TWGComments, 2003]					

Tableau 3.1: Distribution de différentes substances dans un exemple d'installation d'incinération de déchets solides urbains (en % masse)

[1, UBA, 2001, 64, TWGComments, 2003]

Des différences supplémentaires résultant des teneurs différentes des déchets, surtout dans le cas d'installations d'incinération de déchets dangereux.

Le Tableau 3.2 donne la distribution en pourcentage des six métaux lourds, Hg, Cd, As, Pb, Cu et Zn, moyenne calculée sur une période test dans un incinérateur de déchets dangereux. Le tableau donne aussi la fraction de masse des résidus solides suivants : scorie, cendre volante et gâteau de filtre, liés à la quantité de déchets incinérés lors du test.

métal lourd	résidus solides à éliminer					rejet dans l'environnement				
	Scorie	cendre volante	gâteau de filtre	somme	carbone activé	dans l'air	effluent dans l'eau	mise en décharge de l'eau	dans le sol	somme
% de la fraction de masse	30	3	4							
Hg	<0.01	<0.01	99.88	99.88	0.05	<0.01	0.07	0	0	0.07
Cd	1.3	94.2	4.49	99.99	<0.01	<0.01	<0.01	0	0	<0.01
As	14.6	80.0	5.39	99.99	<0.01	<0.01	<0.01	0	0	<0.01
Pb	41.2	56.0	2.75	99.95	<0.01	0.03	0.02	0	0	0.05
Cu	75.9	22.4	1.69	99.99	<0.01	<0.01	0.01	0	0	0.01
Zn	41.9	56.9	1.17	99.97	<0.01	0.01	0.02	0	0	0.03

Tableau 3.2: Pourcentage (%) de la distribution des métaux lourds dans le processus d'incinération des déchets dangereux
[41, EURITS, 2002]

Les paramètres les plus importants qui influencent le comportement des métaux sont :

- la température du four
- le surplus d'O₂ dans le four
- les teneurs en chlorure et en soufre dans les déchets et
- le transfert de masse des particules fines dans les gaz brûlés

Les conditions moyennes lors des tests dans un incinérateur de déchets dangereux qui ont généré les données du Tableau 3.2 sont fournies dans le Tableau 3.3.

Paramètre	données du test
la température du four	1120 ±40 °C
température de la chambre de post combustion	1100 ±20 °C
teneur en oxygène (dans le four)	11.9 ±1.3 %
teneur en Cl (dans les déchets)	5.1 ±1.0 %
teneur en S (dans les déchets)	1.0 ±0.2 %

Tableau 3.3: Conditions moyennes de fonctionnement lors des tests de partition dans une installation d'incinération de déchets dangereux
[41, EURITS, 2002]

À partir du Tableau 3.2, on peut faire les observations suivantes concernant les métaux étudiés:

- environ 99,6% des polluants sont concentrés dans les résidus solides
- environ 70 – 80% des polluants sont concentrés et immobilisés dans les cendres volantes et la fraction du gâteau de filtre ; les deux résidus totalisent un poids d'environ 7% du déchet entrant d'origine.
- le retrait du Hg des gaz brûlés est principalement (dans ce cas) le résultat d'un pH faible de la première étape de nettoyage.

3.1.2 Exemple de l'équilibre des dioxines pour l'incinération des déchets solides urbains

[1, UBA, 2001]

La PCDD/PCDF est continue dans l'apport (des déchets urbains) ainsi que dans la production (air sortant, eaux usées et résidus) des usines d'incinération des déchets urbains. La plupart des

PCDD/PCDF entrantes est détruites lors du processus d'incinération mais elle peut aussi se reformée.

L'équilibre ci-dessous est pour une usine type en Allemagne, fonctionnant sans rejet d'eau de processus et respectant les valeurs limites d'émission allemandes:

flux sortants	quantité par kg de déchets entrants	charge spécifique	flux spécifique par kg de déchets entrants
gaz brûlés	6,0 m ³	0.08 ng/m ³	0,48 ng/kg
Mâchefer:	0,25 kg	7,0 ng/kg	1,75 ng/kg
Eaux usées	0	n/a	0
poussière de filtre et autres résidus du nettoyage de gaz brûlés	0,07 kg	220 ng/kg	15,40 ng/kg
production totale vers tous les médias : 17.63 ng TEQ/kg de déchets.			
Remarque : entrée estimée avec les déchets : 50 ng TEQ/kg de déchets.			

Tableau 3.4: équilibre de la PCDD/PCDF pour une usine d'incinération de déchets urbains en Allemagne
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

À partir du Tableau 3.4 ci-dessus on peut voir que, pour l'exemple donné, la production estimée rejetée dans l'air est d'env. 1% de l'entrée (0.48 ng TEQ/kg sur 50 ng TEQ/kg). La production estimée rejetée vers tous les médias est de 17,63 ng TEQ/kg des déchets entrants. Ceci correspond à 35,3% de l'entrée estimée (c.-à-d. une destruction nette de 64,7% des PCDD/F continues à l'origine dans les déchets). On peut donc en conclure que, dans ce cas, l'installation agit comme un net piège à PCDD/F. [64, TWGComments, 2003]

D'autres données d'une étude de 1997 (Ministère français de l'Environnement/TIRU) sur 8 incinérations de déchets solides urbains et 2 incinérateurs de déchets dangereux ont montré une variation importante dans la teneur en PCDD/F des résidus:

- mâchefer: 0,3 - 300 ng I-TEQ/kg
- cendre de chaudière 40 -700 ng I-TEQ/kg
- cendre volante : 60 -5 000 ng I-TEQ/kg
- gâteau de filtre (FGT humide) : 600 -30 000 ng I-TEQ/kg
- résidus de FGT semi-humide : 800 ng I-TEQ/kg (env.).

Là où des données montrent une variation telle qu'indiquée dans les points susmentionnés, il est plus difficile de tirer des conclusions concernant l'équilibre globale de la masse des PCDD/F. [64, TWGComments, 2003]

Les données suivantes sont un exemple d'un incinérateur de déchets solides urbains (en France) fonctionnant avec un rejet dans l'eau :

flux sortant	charge spécifique
gaz brûlés	0.1 ng I-TEQ/Nm ³
Mâchefer:	7 ng I-TEQ/kg
Résidus FGT	5 200 ng I-TEQ/kg
Eaux usées	<0.3 ng I-TEQ/l
Remarque : L'exemple donné est pour un incinérateur de déchets solides urbains avec FGT d'ESP + épurateur humide (2 étapes) + SCR	

Tableau 3.5: Exemple de données de charge de PCDD/F pour un incinérateur de déchets solides urbains en France
[64, TWGComments, 2003]

3.1.3 Composition des gaz brûlés bruts dans des usines d'incinération de déchets

La composition des gaz brûlés bruts dans les usines d'incinération de déchets dépend de la structure des déchets et des paramètres techniques du four.

Le Tableau 3.6 fournit une vue d'ensemble de concentrations type de gaz brûlés bruts après la chaudière et avant le traitement des gaz brûlés.

Composants	Unités	usines d'incinération pour		
		Déchets urbains	Déchets dangereux	boue d'épuration industrielles (bain fluidisé)
Poussière	mg/Nm ³	1000 – 5000	1000 – 10000	30000 – 200000
Monoxyde de carbone (CO)	mg/Nm ³	5 – 50	<30	5 – 50 COT
COT	mg/Nm ³	1 – 10	1 – 10	1 – 10
PCDD/PCDF	ngTEQ	0.5 – 10	0.5 – 10	0.1 – 10
Mercure	mg/Nm ³	0.05 – 0.5	0.05 – 3	0.2
Cadmium + thallium	mg/Nm ³	<3	<5	2.5
Autres métaux lourds (Pb, Sb, As, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn)	mg/Nm ³	<50	<100	800
composants de chlorure non organiques (tel que HCl)	mg/Nm ³	500– 2000	3000 – 100000	
composants de fluorure non organiques (tel que HF)	mg/Nm ³	5 – 20	50 – 550	
Composants de soufre, total de SO ₂ /SO ₃ , comptés comme SO ₂	mg/Nm ³	200 – 1000	1500 – 50000	
oxydes d'azote, compté comme NO ₂	mg/Nm ³	250 – 500	100 – 1500	<200
oxyde nitreux	mg/Nm ³	<40	<20	10 – 150
CO ₂	%	5 – 10	5 – 8	
vapeur d'eau (H ₂ O)	%	10 – 20	6 – 20	
Remarques :				
1. les usines de boues d'épuration sont celles qui incinèrent des boues d'épuration industrielles				
2. Les informations dans ce tableau réfèrent aux usines allemandes. Les valeurs observées dans les usines plus anciennes peuvent être considérablement plus élevées, surtout dans le cas d'émissions influencées par les paramètres techniques du four, par ex. CO, COT, etc.				
3. Les valeurs de déchets dangereux se réfèrent aux usines marchandes de déchets dangereux mélangés plutôt qu'aux usines dédiées à des flux.				

Tableau 3.6: concentrations des gaz brûlés après la chaudière (gaz brûlés bruts) dans différentes usines d'incinération de déchets (valeur de référence de O₂ 11 %)
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Déchets urbains

Dans le cas de déchets urbains, la structure dépend, parties d'autres choses, des systèmes utilisés pour la collecte de différentes fractions de déchets et de l'utilisation ou l'absence de prétraitement. Par exemple, la collecte séparée de différentes fractions de déchets urbains peuvent influencer la valeur thermique des déchets urbains de la manière suivante :

- verre et métal – réduction de la teneur en cendre, résultant en une augmentation de la valeur thermique
- papier – réduction de la valeur thermique
- petit emballage – réduction de la valeur thermique
- déchets cliniques/hospitaliers – augmentation de la valeur thermique

Les paramètres tels que la teneur en chlorure et la teneur en métaux lourds sont aussi influencés, mais les changements restent dans l'éventail type des variations. Réaliser une collecte séparée de fractions diverses de déchets ménagers peut avoir une grande influence sur la composition moyenne des déchets reçus à l'incinérateur de déchets solides urbains. Par exemple, la collecte séparée de certaines batteries et amalgames dentaires peut réduire significativement les apports en mercure à l'usine d'incinération. [64, TWGComments, 2003]

Déchets commerciaux non dangereux:

Dans le cas de déchets non dangereux des entreprises commerciales, les gammes de variations peuvent être considérablement plus grandes que pour les déchets solides urbains. Lorsqu'ils sont incinérés avec d'autres déchets solides urbains, le mélange dans le bunker et le déchiquetage peuvent être utilisés pour limiter ces variations.

Déchets dangereux :

La composition des déchets dangereux peut varier dans un intervalle considérablement plus grand. Dans le cas de déchets dangereux, le fluorure, le brome, l'iode et le silicone peuvent être importants. Cependant, contrairement aux déchets urbains, la structure des déchets dangereux est généralement vérifiée dans les usines d'incinération au moyen d'une analyse de vérification des paramètres essentiels. Dû aux variations possibles, une usine d'incinération de déchets dangereux est conçue par rapport à une structure de déchets moyenne (menu), dans certains cas avec des réserves supplémentaires considérables pour le nettoyage des gaz brûlés.

Un tel menu d'incinération peut alors être créé en mélangeant intentionnellement les déchets entrants dans les réservoirs en vrac ou le bunker, ou en alimentant individuellement les déchets dans le four par des canalisations séparées dans des quantités à l'heure correspondant à la conception de l'usine. Ceci est aussi pris en compte si les déchets sont alimentés en fûts, qui peuvent eux-mêmes exercer des charges de choc soudaines. Les usines d'incinération spécifiquement conçues pour le recyclage du HCl et du SO₂ des flux de déchets contenant du chlorure et du soufre, respectivement, peuvent avoir des structures très différentes de gaz bruts.

Boues d'épuration:

[64, TWGComments, 2003] Les variations des gaz bruts dans les usines d'incinération des boues d'épuration correspondent aux changements de la composition des déchets des déchets incinérés. Ceci est alternativement influencé par la présence ou l'absence de prétraitement, et la composition des boues reçues. La composition des boues d'épuration dépend fortement de la nature du captage du drainage desservi par la station d'épuration des eaux usées (STW) où les boues sont générées, et les traitements appliqués à la STW.

Là où les boues d'épuration sont incinérées avec d'autres déchets, les variations de la qualité des boues d'épuration peuvent avoir un effet moins prononcé sur la qualité des gaz bruts dû à l'effet tampon des autres déchets. La teneur en eau des boues d'épuration peut en effet fournir des avantages dans quelques installations d'incinération des déchets solides urbains car, lorsqu'elle est pulvérisée par des buses spéciales à des endroits choisis au-dessus de la couche des déchets (souvent dans la zone de brûlage du gaz), elle fournit un moyen supplémentaire de contrôler la température et peut aider à contrôler le NO_x primaire.

Déchets hospitaliers:

[64, TWGComments, 2003] Les variations des gaz bruts dans les usines d'incinération cliniques correspondent aux changements de la composition des déchets des déchets incinérés. Le prétraitement physique qui peut limiter l'éventail de la variation de la composition des gaz bruts ne sont pas souvent utilisés pour les déchets hospitaliers à cause des soucis relatifs à l'infectiosité des déchets.

Catégoriser les flux de déchets entrants selon leur source et leur caractéristiques probables de combustion (surtout liées à la valeur calorifique, la teneur en humidité et le taux de débit calorimétrique) et les alimenter dans le processus d'incinération de sorte de respecter une *recette* appropriée en apport, peut être utilisé pour réduire l'éventail de la combustion lié aux variations de la composition des gaz bruts.

3.1.4 Émissions de gaz concernant le changement climatique

Les émissions sources et totales concernant le changement climatique

Les émissions totales concernant le changement climatique en Allemagne en 1999 et les émissions issues de l'incinération des déchets (liées à la portion fossile des déchets qui est considérée pertinente pour changement climatique en Allemagne) sont résumées dans le Tableau 3.7 :

Polluants en 1999	émissions totales (kt/an)	Potentiel de Réchauffement de la Planète (GWP) équivalents en CO ₂ (kt/an)	Incineration des déchets (portion fossile) des émissions totales (kt/an)
dioxyde de carbone (CO ₂)	858511	858511	8685
Oxyde Nitreux (N ₂ O)	141	43710	0.81 (252)*
Méthane (CH ₄)	3271	68691	n/a
Fluorocarbonés	3284	4290	
CF ₄ (hydrocarbures perfluorés)	0.186	1209	
C ₂ F ₆ (hydrocarbures perfluorés)	0.046	423	
C ₃ F ₈ (hydrocarbures perfluorés)	0.011	77	
SF ₆ (hexafluorure de soufre)	0.229	5473	
GWP totale		982384	(c. 9000)*
Gaz à effet de serre indirectement efficaces			
Oxyde d'azote (NO _x sous forme de NO ₂)	1637		15.2 (122.24)*
Monoxyde de carbone (CO)	4952		3.82 (11.46)*
COVMN (composés organiques volatils non méthaniques)	1651		0.76 (8.36)*
Ammoniaque (NH ₃)	624		0.3
formeurs d'aérosols			
Dioxyde de soufre SO ₂	831		n/a
(..)* entre parenthèses: la valeur d'émission convertie en CO ₂ équivalent pour comparaison avec le GWP			

Tableau 3.7: Émissions totales pertinentes avec le changement climatique en Allemagne en 1999 comparé avec celles générées par l'incinération des déchets
[1, UBA, 2001]

Ce tableau indique qu'en 1999 en Allemagne, l'incinération des déchets représentait environ 1% des émissions de GES (Gaz à effet de serre).

3.2 Émissions dans l'air:

3.2.1 Substances émises dans l'air

[1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003].

Monoxyde de carbone

Le CO est un gaz toxique sans odeur. Le monoxyde de carbone (CO) dans les gaz brûlés des usines d'incinération est le produit de la combustion incomplète de composés à base de carbone. Le CO est produit lorsqu'il y a assez d'oxygène localement et/ou une température de combustion insuffisamment élevée pour effectuer une oxydation complète pour devenir du

dioxyde de carbone. Ceci peut se produire, en particulier, si des substances s'évaporant spontanément ou brûlant rapidement sont présentes, ou lorsque le mélange du gaz de combustion à l'oxygène fourni est pauvre. Les mesures en continu du niveau de CO peuvent être utilisées pour vérifier l'efficacité du processus d'incinération. Le CO est une mesure de la qualité de la combustion. Si les émissions de CO sont très faibles alors la qualité du brûlage du gaz est très grande et les émissions de COT sont aussi faibles (et vice versa). [74, TWGComments, 2004]

Après son rejet dans l'atmosphère, le CO est oxydé et devient du CO₂, après quelque temps. Les concentrations particulièrement élevées de CO (>limite d'explosion plus faible) doivent être évitées car elles peuvent créer des mélanges explosifs dans les gaz brûlés. En particulier dans les usines d'incinération de déchets dangereux, des émissions accrues de CO peuvent se produire avec certains déchets en fût.

Le CO dans les usines est continuellement mesuré. Des émissions journalières moyennes des émissions de CO inférieures à 50 mg/Nm³ sont réalisées ; dans certaines usines, les moyennes journalières sont bien inférieures à ce chiffre [64, TWGComments, 2003].

On rapporte que le traitement de NO_x avec la SCR peut augmenter les niveaux d'émissions de CO. [74, TWGComments, 2004]

Carbone organique total (COT)

Ce paramètre comprend une variété de substances gazeuses organiques, dont la détection individuelle est généralement complexe ou impossible. Lors de l'incinération des déchets organiques, un grand nombre de réactions chimiques a lieu; certaines sont incomplètes. Ceci conduit à un exemple extrêmement complexe de composés des traces. Un décompte complet de chaque substance dans le paramètre du COT n'est pas disponible, cependant l'incinération fournit généralement des efficacités élevées de destruction pour les substances organiques.

Le COT peut être continuellement mesuré dans les gaz brûlés. Des niveaux faibles de COT sont des indicateurs clés sur la qualité de la combustion dans un processus d'incinération. On observe des émissions de l'ordre de 0.1 mg/Nm³ à 10 mg/Nm³ [64, TWGComments, 2003]

Chlorure d'hydrogène

Beaucoup de déchets contiennent des composés chlorés organiques ou des chlorures. Dans les déchets urbains, typiquement environ 50% des chlorures proviennent du PVC [64, TWGComments, 2003]. Lors du processus d'incinération, le composant organique de ces composés est détruit et le chlorure est converti en HCl. Une partie du HCl peut réagir davantage avec les chlorures du métal sur les composés non organiques qui sont aussi contenus dans les déchets.

Le HCl est fortement soluble dans l'eau et a un impact sur la croissance des plantes. Il est mesuré continuellement avec des émissions de l'ordre de 0.1 - 10 mg/Nm³. [74, TWGComments, 2004]

La formation et l'émission de Cl₂ sont d'une importance moindre dans des conditions normales d'incinération. Cependant c'est essentiel pour l'encrassement et la corrosion. Donc ça vaut la peine de contrôler la formation de sorte que le processus mentionné se produise dans la phase des gaz et pas après déposition sur les canalisations de la chaudière. [74, TWGComments, 2004]

Fluorure d'hydrogène

Le mécanisme de formation du HF dans les usines d'incinération correspond à celui du HCl. Les principales sources d'émissions de HF dans les usines d'incinération de déchets urbains sont probablement du plastique fluoré ou des textiles fluorés et, dans des cas précis, la

décomposition du CaF_2 au cours de l'incinération des boues.

Le HCl est fortement soluble dans l'eau et peut avoir un impact sur la croissance des plantes. Il peut être mesuré continuellement avec des émissions de l'ordre de $0.1 - 1 \text{ mg/Nm}^3$. [74, TWGComments, 2004]

Différents types de déchets fluorés sont traités dans les usines d'incinération de déchets dangereux.

Acide iodhydrique et iode, acide bromhydrique et brome

Les déchets urbains contiennent généralement de très petites quantités de composés de brome ou d'iode. Les émissions de brome ou d'iode sont par conséquent de moindre importance pour les usines d'incinération des déchets urbains.

Dans les usines d'incinération des déchets dangereux, des déchets organiques et non organiques contenant du brome ou de l'iode sont parfois traités. Par exemple, on peut toujours trouver des composés de brome dans certains dispositifs électroniques comme les agents de protection contre les flammes. L'iode peut être contenu dans les médicaments ou peut être utilisé pour le traitement des surfaces de métal. Dans l'ensemble, cependant, leur quantité est faible comparée aux composés chlorés. Le brome et l'iode aident à oxyder le mercure et à diminuer la teneur en mercure des gaz propres en améliorant la capacité de rétention des épurateurs humides. [74, TWGComments, 2004]

Là où ils sont présents, les propriétés chimiques de l'iode et du brome élémentaires peuvent résulter en une coloration des panaches de cheminée. Des mesures spéciales peuvent être prises pour l'incinération de tels déchets afin d'empêcher la formation en le rejet de brome et d'iode élémentaires. Ces substances peuvent aussi avoir des effets toxiques et irritants. [64, TWGComments, 2003]

Oxydes de soufre

Si les déchets contiennent des composés de soufre, du SO_2 sera principalement créé lors de l'incinération des déchets. Dans des conditions de réaction appropriées, du SO_3 peut aussi être créé. Pour les déchets solides urbains, la proportion de SO_3 peut être d'environ 5% à l'admission du FGT (remarque : la teneur en SO_3 est importante pour déterminer le point de rosée de l'acide). Des sources courantes de soufre dans les flux de certains déchets sont: papier usagé; plaque de plâtre (sulfate de calcium), et boues d'épuration. [64, TWGComments, 2003]

Le SO_2 génère l'acidification et peut être mesuré continuellement avec des émissions de l'ordre de $1 - 50 \text{ mg/Nm}^3$ (stp; 11 % O_2). [74, TWGComments, 2004]

Oxydes d'azote

Différents oxydes d'azote sont émis par les usines d'incinération. Ils peuvent avoir des effets toxiques, acides et de réchauffement de la planète selon l'oxyde concerné. Dans bien des cas, ils sont mesurés en utilisant des contrôles d'émissions en continu.

Le NO et NO_2 émis par les usines d'incinération des déchets viennent de la conversion de l'azote contenu dans les déchets (appelés NO_x carburant) et de la conversion d'azote atmosphérique de l'air de combustion dans les oxydes d'azote (NO_x thermique). Dans les usines d'incinération de déchets urbains, la proportion de NO_x thermique est généralement très faible dû aux températures plus faibles dans la chambre de postcombustion. La production de NO_x thermique devient généralement plus importante à des températures supérieures à 1000°C . Dans les incinérateurs de déchets solides urbains, la quantité de NO_x thermique peut aussi dépendre

de manière critique de la quantité, et du type d'injection d'air secondaire dans la chambre de postcombustion - avec un NOx plus élevé observé avec des températures de buse plus élevées (c.-à-d. supérieures à 1400°C).

Les mécanismes de la formation de NOx par l'azote contenu dans les déchets sont très compliqués. Parmi d'autres raisons, ceci est la raison pour laquelle l'azote peut être contenu dans les déchets sous des formes différentes, qui, selon l'environnement chimique, peut réagir soit en NOx soit en azote élémentaire. Un taux de conversion d'environ 10 – 20% d'azote combustible est généralement présumé selon le type de déchets. Les concentrations élevées de chlore et de soufre, la teneur en O₂ et la température ont une grande influence. La proportion des NO/NO₂ dans les émissions totales en sortie de cheminée de NOx est généralement d'environ 95% de NO et 5% de NO₂.

L'oxyde d'azote n'est généralement pas mesuré comme une partie de l'estimation de NOx. L'oxyde nitreux (N₂O) peut être émis si une température insuffisante du processus de combustion est appliquée (par ex. inférieure à 850°C) et s'il y a une concentration insuffisante d'oxygène. Les émissions de N₂O par les processus d'incinération sont, par conséquent, souvent liées aux émissions de CO.

Là où la SNCR est appliqué pour le dé-NOx, la formation de N₂O peut augmenter, selon les dosages de réactifs et la température. On a mesuré des valeurs de 20 -60 mg/m³, mais surtout là où l'on recherche des valeurs faibles de NOx (c.-à-d. le N₂O peut augmenter quand des dosages de SNCR plus élevés sont utilisés pour assurer des niveaux cibles d'émissions de NOx plus faibles). C'est particulièrement le cas où l'urée est utilisée (l'ammoniaque est un réactif de remplacement).

Pour l'incinération des déchets urbains, on observe des émissions de N₂O de 1 -12 mg/Nm³ (pour les mesures individuelles) et des moyennes de 1 -2 mg/Nm³. Pour l'incinération des usines de déchets solides urbains à bain fluidisé, les valeurs mesurées des émissions de N₂O (mesures individuelles) sont généralement plus élevées.

Les mesures individuelles dans les usines d'incinération de déchets dangereux ont résulté en des valeurs d'émissions de N₂O de 30 à 32 mg/Nm³ [64, TWGComments, 2003].

Des niveaux d'émissions normaux de N₂O pour l'incinération à bain fluidisé des boues peuvent être aussi faibles que 10 mg/Nm³, avec quelques valeurs rapportées allant jusqu'à 500 mg/Nm³.

Alors que l'incinération contribue faiblement aux émissions (en termes d'émissions anthropogènes) d'oxyde nitreux, elles s'ajoutent à l'impact de réchauffement de la planète des rejets issus des processus de l'incinération.

Le NOx génère de l'acidification et de l'eutrophisation et peut être continuellement mesuré. On rapporte que les émissions dans les usines modernes sont généralement de l'ordre de 30 à 200 mg/Nm³. (moyenne journalière, TPN, de 11% de O₂). [74, TWGComments, 2004] Certaines installations peuvent générer des niveaux moyens journaliers de NOx allant jusqu'à 400 mg/Nm³ – en général elles sont déjà dans le processus de fermeture ou de modernisation pour atteindre les niveaux moyen journaliers de 200 mg/Nm³ exigés par la Directive 2000/76/EC.

Poussière

Les émissions de poussière issues des usines d'incinération de déchets comprennent essentiellement des cendres fines provenant du processus d'incinération qui sont entraînées dans les gaz brûlés. Selon l'équilibre de réaction, l'autre élément et composés sont concentrés dans la poussière en suspension dans l'air. La séparation de la poussière des gaz brûlés utilisant des dispositifs de contrôles de la pollution de l'air retire la majorité de la poussière et substances

non organiques et organiques (par ex. les chlorures du métal, PCDD/F, etc.)

L'équipement de contrôle de la pollution de l'air réduit fortement les émissions de matière particulaire totale par les usines d'incinération des déchets. En commun avec tous les processus de combustion, le type d'équipement de contrôle de la pollution de l'air utilisé a un effet sur la distribution de la taille des particules de la poussière émise. L'équipement de filtration est généralement plus efficace pour les particules les plus grandes, et par conséquent, modifie la proportion des particules plus fines dans les émissions dans l'air qui en résultent, tout en réduisant l'émission particulaire totale.

Normalement, la poussière est continuellement mesurée avec des émissions rapportées entre <0.05 et 15 -mg/Nm^3 (TPN, 11 % de O_2). [74, TWGComments, 2004]

Mercure et composés de mercure

Actuellement, on peut toujours trouver du mercure dans les déchets urbains, notamment sous formes de piles, thermomètres, amalgames dentaires, tubes fluorescents ou interrupteurs à mercure. La collecte séparée de ceux-ci peut aider à réduire les charges globales dans les déchets solides urbains mélangés mais des taux de collecte de 100% ne sont pas réalisés dans la pratique.

Le mercure est un métal fortement toxique. Sans contrôle adéquat de la pollution de l'air, l'incinération des déchets contenant du mercure peuvent générer des émissions importantes.

Les émissions peuvent être continuellement mesurées et on a rapporté des niveaux réduits généralement situés entre $0,0014$ et $0,05 \text{ mg/Nm}^3$ (11 % de O_2). [74, TWGComments, 2004] Des niveaux d'émissions plus élevés à court terme sont rapportés là où la concentration d'admission varie fortement.

Dans l'incinération des déchets dangereux, il y a plusieurs flux spécifiques qui peuvent contenir des concentrations accrues de mercure dans les déchets reçus:

- goudrons des usines à coke
- déchets de l'électrolyse de chlorure alcaline (processus d'amalgame)
- cambouis caustique des raffineries
- produits chimiques contenant du mercure.

La forme des émissions de mercure dépend fortement de l'environnement chimique dans les gaz brûlés. Normalement il se développe un équilibre entre le mercure métallique (Hg_0) et le HgCl_2 . Là où il y a une concentration suffisamment élevée de HCl dans les gaz brûlés (par rapport à l'agent de réduction SO_2) le mercure sera essentiellement contenu dans les gaz brûlés sous forme de HgCl_2 . Ceci peut être séparé des gaz brûlés de manière bien plus aisée que pour le mercure métallique. Si, cependant, le HCl est contenu dans les gaz brûlés à de faibles concentrations (par ex. dans les usines d'incinération des boues d'épuration) le mercure existe dans les gaz brûlés surtout sous forme métallique et est alors plus difficile à contrôler.

La température de combustion influence aussi la formation de HgCl_2 .

Dans les incinérateurs humides (uniquement) le HgCl_2 retiré peut être réduit si le SO_2 est aussi présent (la séparation de ces substances est une raison pour laquelle des étapes distinctes d'épurateur humide sont réalisées pour le retrait du HgCl_2 et SO_2). Le Hg_2Cl_2 formé lorsque ceci se produit peut disproportionner le HgCl_2 et le Hg . Ces réactions peuvent être empêchées en ajustant le pH dans les épurateurs humides à des valeurs faibles et en retirant le Hg de l'effluent de l'épurateur.

Le mercure métallique est littéralement insoluble dans l'eau ($59 \mu\text{g/l}$ à 25°C). Le chlorure

mercurique (II) est beaucoup plus soluble à 73 g/l. Le chlorure mercurique (II) peut de ce fait être séparé dans des épurateurs humides, alors que la séparation de mercure métallique demande des étapes supplémentaires de traitement des gaz brûlés (voir Section 2.5.6 pour plus de détails).

[64, TWGComments, 2003]

Composés de cadmium et de thallium

Les sources courantes de cadmium dans les usines d'incinération de déchets urbains sont des équipements électroniques (y compris les accumulateurs), les piles, certaines peintures et du plastique à cadmium stabilisé. Le thallium est littéralement inexistant dans les déchets urbains.

Les déchets dangereux peuvent contenir de fortes concentrations de composés de Cd et Tl. Les boues du traitement d'effluents et les déchets en fût issus du revêtement métallique et du traitement peuvent être des sources importantes.

Le cadmium est très toxique et peut s'accumuler dans le sol. Les valeurs d'émissions rapportées sont de 0,0002 to 0,2 mg/Nm³ (11 % de O₂). [74, TWGComments, 2004]

Autres composés de métaux lourds

Ce terme comprend les métaux lourds tels que l'antimoine, l'arsenic, plomb, cobalt, cuivre, manganèse, nickel, vanadium, étain et leurs composés respectifs. Les réglementations européennes et de nombreuses réglementations nationales, les regroupent alors ensemble pour les exigences de mesure des émissions. Ce groupe contient des métaux cancérigènes et des composés de métaux tels que l'arsenic et des composés du chrome (51), ainsi que des métaux avec un potentiel de toxicité.

La rétention de ces métaux dépend largement de la séparation efficace de la poussière car ils sont liés à la poussière à cause des pressions de la vapeur de leurs composés, étant donné qu'ils sont contenus dans les gaz brûlés (surtout les oxydes et les chlorures).

Polychlorobiphényles

On trouve de faibles quantités de polychlorobiphényles (PCB) dans la plupart des flux de déchets urbains et aussi dans certains déchets industriels. Les déchets ayant de grandes proportions de PCB, cependant, ne sont généralement produits qu'à partir de collectes spécifiques de PCB et des programmes de destruction, lorsque les concentrations de PCB dans de tels déchets peuvent être très élevées.

Dans les usines d'incinération de déchets dangereux, les déchets ayant une teneur en PCB de 60 – 100% sont brûlés. On applique le même procédé à des usines particulières pour l'incinération des hydrocarbures fortement chlorés. Les PCB sont détruits de manière plus efficace si des températures d'incinération plus élevées sont utilisées (par ex. supérieures à 1200°C) ; cependant, on a aussi trouvé que des températures plus faibles (par ex. 950°C) dans des conditions de turbulence et de temps de résidence appropriées sont efficace pour l'incinération de PCB. [74, TWGComments, 2004] Les PCB contenus dans les gaz brûlés bruts des usines d'incinération des déchets peuvent être le résultat de destruction incomplète.

Les émissions de PCB sont classées comme potentiellement toxiques par quelques organisations internationales (par ex. WHO). Un potentiel toxique (semblable à celui des dioxines et des furanes) est attribué à quelques uns des PCB (PCB coplanaires).

Hydrocarbures polyaromatiques

Les hydrocarbures polyaromatiques sont bien connus comme produits de combustion incomplète. Ils sont toxiques et ont des propriétés cancérigènes et mutagènes. [74, TWGComments, 2004]

Dibenzodioxines polychlorées et dibenzofuranes polychlorées (PCDD/F)

Les dioxines et les furannes (PCDD/F) sont un groupe de composés ; certains d'entre eux sont d'une extrême toxicité, et sont considérés comme étant cancérigènes. Les dioxines et les furannes ont joué une part essentielle dans le débat sur l'incinération des déchets pendant des années. Leur production et leurs rejets ne sont pas spécifiques à l'incinération des déchets mais se produisent dans les processus thermiques dans certaines conditions de processus.

[64, TWGComments, 2003] Des avancées importantes dans le contrôle des émissions de PCDD/F ont été réalisées ces récentes années dans le secteur de l'incinération des déchets. Des améliorations dans la conception et le fonctionnement des systèmes de combustion et de traitement des gaz brûlés ont eu comme conséquence des systèmes qui peuvent réaliser de manière fiable des valeurs limites d'émission très faibles. Des inventaires d'émissions nationales [44, RVF, 2001] et régionales confirment que, là où la conformité de la Directive 2000/76/EC est assurée, l'incinération contribue faiblement à l'ensemble des émissions de dioxines et de furannes dans l'air [45, FEAD, 2002].

[64, TWGComments, 2003] Dans les usines d'incinération bien conçues et bien exploitées, les équilibres des matériaux ont montrés que l'incinération retire efficacement les dioxines de l'environnement (voir Section 3.1.2). Cette équilibre est rendu des plus favorable en assurant que:

- les dioxines entrantes et les précurseurs sont efficacement détruits en utilisant des conditions de combustion appropriées
- l'on réduise l'utilisation de conditions qui peuvent générer la formation et la re-formation de PCDD/F y compris la synthèse *de novo*.

Les dioxines et les furannes entrant dans le processus avec les déchets sont détruites très efficacement si des températures d'incinération suffisamment élevées et des conditions de processus appropriées sont utilisées. Des normes de conditions de fonctionnement sont établies dans la législation européenne existante sur l'incinération (c-a-d la Directive 2000/76/EC). Les dioxines et les furannes dans les gaz brûlés bruts des usines d'incinération des déchets sont le résultat d'une combinaison de réaction du carbone, de l'oxygène et du chlorure. Des substances précurseurs appropriées (par ex. issues des chlorophénols) peuvent réagir pour former des dioxines et des furannes. Dans la formation des substances, certains catalyseurs sous la forme de composés transitionnels de métaux (par ex. le cuivre) jouent aussi un rôle important.

Ammoniaque

L'ammoniaque a un impact important sur l'eutrophisation et l'acidification de l'environnement. Les émissions d'ammoniaque peuvent provenir du surdosage ou du piètre contrôle des réactifs de réduction de NOx qui sont utilisés pour le contrôle du NOx. Les émissions sont normalement de l'ordre de 1 à 10 mg/Nm³, avec une moyenne de 4 mg de NH₃/Nm³.

[64, TWGComments, 2003]

Dioxyde de carbone (CO₂)

Si une tonne de déchets urbains est brûlé, environ 0,7 à 1,7 tonnes de CO₂ est générée. Ce CO₂

est rejeté directement dans l'atmosphère et, par conséquent, la part de CO₂ liée au climat, (d'origine fossile) contribue à l'effet de serre. [64, TWGComments, 2003]

Comme les déchets urbains sont un mélange hétérogène de biomasse et de matériaux fossiles, la portion de CO₂ des incinérateurs de déchets solides urbains d'origine fossile (par ex. le plastic) qui est considéré comme lié au changement climatique est généralement de l'ordre de 33 à 50%.

Méthane CH₄

On peut supposer que, si la combustion est réalisée dans des conditions oxydantes, les niveaux de méthane dans les gaz brûlés seront presque nuls et donc pas émis dans l'air. Le méthane est mesuré avec le composant COV. [64, TWGComments, 2003]

Le méthane peut aussi être créé dans le bunker des déchets s'il y a des niveaux faibles d'oxygène et des processus anaérobiques ultérieurs dans le bunker des déchets. Ceci est uniquement le cas où les déchets sont stockés pendant de longues périodes et pas bien agités. Là où les gaz des zones de stockage sont alimentés dans l'admission d'air de la chambre de combustion ils seront incinérés et les émissions seront réduites à des niveaux insignifiants.

3.2.2 Usines d'incinération de déchets urbains

3.2.2.1 Résumé des données pour les émissions dans l'air par les incinérateurs de déchets solides urbains

Le Tableau 3.8 liste des éventails de valeurs pour les émissions dans l'air par quelques usines européennes d'incinération de déchets solides urbains. Des moyennes sur 30 minutes, journalières et annuelles sont présentées. Il est important de noter que les données qui sont le résultat de mesures non continues (ou spot) sont aussi incluses dans le Tableau. Elles sont indiquées (N) dans la colonne *Type de mesure*. De plus, là où apparaissent des mesures non continues dans une colonne de *moyenne*, les valeurs présentées pour les mesures non continues ne sont pas collectées sur la période moyenne donnée pour cette colonne, et devraient seulement être interprétées comme mesures non continues.

Paramètre	Type de mesure	Moyennes journalières (où la mesure continue est utilisée) en mg/m ³		Moyennes sur une demi-heure (où la mesure continue est utilisée) en mg/m ³		Moyennes annuelles (mg/m ³)
		Limites dans la 2000/76/EC	Étendue des valeurs	Limites dans la 2000/76/EC	Étendue des valeurs	Étendue des valeurs
Poussière	C	10	0.1 – 10	20	<0.05 – 15	0.1 – 4
HCl	C	10	0.1 – 10	60	<0.1 – 80	0.1 – 6
HF	C/N	1	0.1 – 1	4	<0.02 – 1	0.01 – 0.1
SO ₂	C	50	0.5 – 50	200	0.1 – 250	0.2 – 20
NO _x	C	200	30 – 200	400	20 – 450	20 – 180
NH ₃	C	n/a	<0.1 - 3		0.55 – 3.55	
N ₂ O		n/a				
COV (comme COT)	C	10	0.1 – 10	20	0.1 – 25	0.1 – 5
CO	C	50	1 – 100	100	1 – 150	2 – 45
Hg	C/N	0.05	0.0005 – 0.05	n/a	0.0014 – 0.036	0.0002 – 0.05

Cd	N	n/a	0.0003 – 0.003	n/a		
As	N	n/a	<0.0001 – 0.001	n/a		
Pb	N	n/a	<0.002 – 0.044	n/a		
Cr	N	n/a	0.0004 – 0.002	n/a		
Co	N	n/a	<0.002	n/a		
Ni	N	n/a	0.0003 – 0.002	n/a		
Cd et Tl	N	0.05		n/a		0.0002 – 0.03
Σ autres métaux	N	0.5		n/a		0.0002 – 0.05
Σ autres métaux 2	N	n/a	0.01 – 0.1	n/a		
Benz(a)pyrène	N	n/a		n/a		<0.001
Σ PCB	N	n/a		n/a		<0.005
Σ HAP	N	n/a		n/a		<0.01
PCDD/F (ng TEQ/m³)	N	0.1 (ng TEQ/m³)		n/a		0.0002 – 0.08 (ng TEQ/m³)

1. Dans certains cas il n'y a pas de valeur limite d'émission pour le NOx. Pour de telles installations, un ordre typique des valeurs est de 250 – 550 mg/Nm³ (mesures discontinues). 2. Les autres métaux 1 = Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V 3. Les autres métaux 2 = Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, V, Co, Ni, Se et Te 4. Là où les mesures non continues sont indiquées (N) la période de moyenne ne s'applique pas. Les périodes de prélèvement sont généralement de l'ordre de 4 – 8 heures pour de tels mesures. 5. Les données sont standardisées à 11% d'oxygène, gaz secs, 273K et 101.3kPa.

Tableau 3.8: Gamme des niveaux d'émissions de fonctionnement des gaz propres rapportée par quelques usines européennes d'incinération de déchets solides urbains.
[1, UBA, 2001], [2, infomil, 2002], [3, Autriche, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Le Tableau 3.9 ci-dessous donne les émissions dans l'air pour différentes substances par tonne de déchets solides urbains incinérés. Les données fournies sont des moyennes pour 12 incinérateurs des déchets solides urbains dans la région des Flandres de Belgique en 1999 et des moyennes pour trois usines d'incinération de déchets solides urbains en Autriche [3, Austria, 2002]:

Paramètre	Valeur moyenne (g/tonne incinérée)	
	12 usines belges	3 usines autrichiennes
Poussière	165	7
HCl	70	4
HF	2.2	0.36
SO ₂	129	24.8
NO _x	2141	189
CO	126	101
COT	19	-
Hg	0.048	0.1
Cd + Tl	0.095	-
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	1.737	-
PCDD/F	250 ng TEQ/tonne incinérée	44,4 ng TEQ/tonne incinérée

Tableau 3.9: Niveaux d'émissions de fonctionnement dans l'air par les incinérateurs de déchets solides urbains exprimés en tonne de déchets solides urbains incinérés
[64, TWGComments, 2003] [3, Autriche, 2002] [74, TWGComments, 2004]

3.2.2.2 Données d'enquête européenne sur les émissions dans l'air par les incinérateurs de déchets solides urbains

Les données présentées ici sont basées sur les résultats d'une enquête de 142 usines d'incinération européennes de déchets non dangereux soumis au TWG [45, FEAD, 2002], avec des informations supplémentaires provenant de commentaires faits par le TWG [64, TWGComments, 2003].

Les informations réfèrent à des lignes de processus plutôt qu'à des usines individuelles. La taille des données peut donc dans certains cas excéder le nombre d'usines examinées. Le jeu de données n'est pas une enquête complète des incinérateurs européens de déchets solides urbains - la plupart des usines qui répondaient uniquement aux Directives sur l'Incinération des Déchets antérieures à 1999, furent exclues de cette enquête.

Chlorure d'hydrogène et fluorure d'hydrogène

Différentes valeurs limites d'émissions nationales s'appliquent.

La plupart des données présentées sont basées sur des mesures en continu.

Niveau de moyennes annuelles	Nombre d'usines/lignes
>50 mg/Nm ³	0
>50 mg/Nm ³	10
>10 <30 mg/Nm ³	24
>5 <10 mg/Nm ³	35
<5 mg/Nm ³	73
Remarque : Pour les usines allemandes seulement des exemples représentatifs ont été pris en compte. tous les autres incinérateurs (environ 50 usines) non mentionnés ici fonctionnent aussi en deçà de 10 mg/Nm ³ .	

Tableau 3.10: Enquête sur les émissions de HCl d'incinérateurs de déchets solides urbains européens.

Source [45, FEAD, 2002]

En fait trois types de systèmes de nettoyage de gaz brûlés sont en utilisation :

1. systèmes humides utilisant différents types d'épurateurs dans lesquels le HCl est retiré par l'eau, fonctionnant normalement à un pH <1
2. systèmes semi humides, qui utilisent la chaux dans l'eau
3. systèmes secs, qui utilisent la chaux ou le bicarbonate de sodium (généralement avec du carbone activé) souvent combiné avec un séparateur de poussière à tissu. [74, TWGComments, 2004]

Les émissions dépendront, entre autres facteurs, de la quantité d'additifs utilisés et du point de contrôle opérationnel / de conception de l'usine.

Les données sur le fluorure d'hydrogène (HF) sont essentiellement basées sur une mesure discontinue. Le HF est réduit par les mêmes outils que le HCl, ce qui signifie qu'un système de nettoyage des gaz brûlés efficace pour le HCl le sera aussi pour le HF. Le comportement chimique du HF n'est pas exactement le même que le HCl, si bien que l'efficacité de retrait du HF diffèrera légèrement d'un système à un autre.

Niveau de moyennes annuelles	Nombre d'usines/lignes
>5 <10 mg/Nm ³	0
>2 <5 mg/Nm ³	1
>1 <2 mg/Nm ³	1

<1 mg/Nm ³	53
-----------------------	----

Tableau 3.11: Enquête sur les émissions de HF d'incinérateurs de déchets solides urbains européens.
[45, FEAD, 2002]

Dioxyde de soufre

Différentes valeurs limites d'émissions nationales sont appliquées. La plupart des données sont issues de mesures continues.

Niveau de moyennes annuelles	Nombre d'usines/lignes
>200 mg/Nm ³	3
>100 <200 mg/Nm ³	5
>50 <100 mg/Nm ³	16
>25 <50 mg/Nm ³	25
<25 mg/Nm ³	123

Tableau 3.12: Enquête sur les émissions de dioxyde de soufre d'incinérateurs de déchets solides urbains européens
[45, FEAD, 2002]

Les types de nettoyage des gaz brûlés en utilisation sont les mêmes que ceux mentionnés pour le HCl, avec la différence principale étant que pour les épurateurs humides, ils sont exploités à un pH légèrement basique (généralement 7 – 8).

Poussière

La plupart des données sont issues de mesures continues. Elles montrent les valeurs de la poussière totale.

Pour la poussière, on utilise principalement trois types de nettoyage des gaz brûlés :

1. dépoussiéreur électrostatique (ESP sec)
2. dépoussiéreur électrostatique (ESP humide) (remarque : l'ESP humide n'est pas souvent utilisé dans les incinérateurs de déchets solides urbains)
3. filtre à manchon (BF)

Dans plusieurs cas (surtout aux NL et en D), deux de ces outils ont été combinés entre eux, par exemple un dépoussiéreur électrostatique sec directement après la chaudière avec un filtre à manchon directement avant le conduit de cheminée.

Les usines nouvelles récentes ont été construites avec le filtre à manchon uniquement.

Les épurateurs peuvent aussi contribuer de manière importante au dépoussiérage. On observe typiquement environ 50% d'efficacité pour le dépoussiérage (avec des métaux lourds choisis en plus).

Un point important à noter est que tous les outils sont connectés et généralement ils ont une influence entre eux. Dans le cas des processus sec et semi-humide, les filtres à manchon agissent aussi comme un réacteur de retrait d'acide. En plus, ils peuvent retirer les PCDD/F et les métaux (y compris le mercure et le cadmium) si un réactif convenable est utilisé, par ex. le carbone activé.

Niveau de moyennes annuelles	Nombre d'usines/lignes
>50 mg/Nm ³	3
>30 <50 mg/Nm ³	1
>10 <30 mg/Nm ³	8

>5 <10 mg/Nm ³	29
<5 mg/Nm ³	103

Tableau 3.13: Enquête sur les émissions de poussières des incinérateurs de déchets solides urbains européens.

[45, FEAD, 2002]

Oxydes d'azote

La plupart des données présentées sont issues de mesures continues. Dans quelques pays il n'y a actuellement aucune valeur limite pour le NOx des incinérateurs de déchets urbains.

Beaucoup d'usines réalisent déjà des résultats inférieurs à 200 mg/Nm³. Dans quelques cas, des émissions de moins de 70 mg/Nm³ sont réalisées.

Des techniques variées de contrôle de combustion sont utilisées pour réduire la formation de NOx. La SCR ou SNCR est la technique principale en utilisation pour davantage d'abattement des émissions de NOx dans les incinérateurs de déchets solides urbains. Les valeurs d'émissions inférieures à 100 mg/Nm³ requièrent normalement l'utilisation de la SCR. L'utilisation de la SNCR peut aussi conduire à des émissions inférieures à 150 mg/Nm³ et exceptionnellement inférieures à 100 mg/Nm³ (par ex. lorsque les mesures de réduction primaire de NOx sont aussi mise en œuvre) [74, TWGComments, 2004]

Niveau de moyennes annuelles	Nombre d'usines/lignes
>400 mg/Nm ³	9
>300 <400 mg/Nm ³	35
>200 <300 mg/Nm ³	22
>100 <200 mg/Nm ³	48
<100 mg/Nm ³	11
Remarque : les 11 usines (pas des lignes) inférieures à 100 mg/Nm ³ sont au NL – toutes respectent les VLE appliquées de 70 mg/Nm ³ . D'autres usines fonctionnant à moins de 100 mais pas incluses ici sont en Europe (en D, A, B)	

Tableau 3.14 : Enquête sur les émissions d'oxydes d'azote des incinérateurs européens de déchets solides urbains

Source [45, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

COT (Carbone organique total)

Le COT est une mesure importante de l'efficacité de la combustion. Les niveaux d'émissions de COT réalisés sont essentiellement un résultat de la conception du système d'allumage et de la chambre de post combustion, puisque les possibilités de diminuer ces émissions par le nettoyage des gaz sont limitées. Le même équipement utilisé pour la poussière réduira les particules organiques solides. Certains des composés organiques seront réduits par l'utilisation de carbone activé.

Niveau de moyennes annuelles	Nombre d'usines/lignes
>10 mg/Nm ³	4
>5 <10 mg/Nm ³	7
<5 mg/Nm ³	79

Tableau 3.15: Enquête sur les émissions de carbone organique total des incinérateurs européens de déchets solides urbains

[45, FEAD, 2002]

PCDD/PCDF

Les données sur les émissions de PCDD/PCDF des incinérateurs européens de déchets solides urbains ne représentent pas toute la gamme des usines actuellement en fonctionnement. Les données pour le Danemark et l'Italie n'étaient pas disponibles. Les données de la France ne sont pas non plus incluses, bien que les données montrent des émissions supérieures à 0.1 ng/m³ dans bien des cas.

Les émissions des PCDD/PCDF rapportées ici sont toutes basées sur des mesures discontinues, essentiellement deux fois par an. Il existe une expérience des collectes continues des mesures de dioxines surtout pour les incinérateurs de déchets solides urbains dans les Flandres (B) et en Autriche.

Pour atteindre des niveaux faibles d'émissions de PCDD/PCDF, des mesures primaires ainsi que secondaires sont importantes. Dans le système d'allumage, un mélange efficace des gaz (forte turbulence) améliore la destruction des PCDD/PCDF et composés similaires déjà présents dans les déchets. Éviter la fenêtre de température pour la recombinaison des PCDD/PCDF et composés similaires dans la chaudière et le système de traitement des gaz brûlés évite le développement de nouvelles PCDD/F.

Pour davantage de réduction, on utilise principalement trois types de nettoyage des gaz brûlés :

1. filtre à carbone active statique
2. dépoussiéreur à tissu filtrant avec injection de carbone activé (généralement mélangé avec d'autres réactifs)
3. destruction catalytique pour les PCDD/F gazeuses

Les deux systèmes de carbone activé ci-dessus présentent l'avantage de réduire aussi les émissions de mercure. Les systèmes catalytiques sont utilisés pour réduire le NO_x et les PCDD/F.

Niveau de moyennes annuelles	Nombre d'usines/lignes
>2 ng/Nm ³	3
>1 <2 ng/Nm ³	11
>0,5 <1 ng/Nm ³	4
>0,1 <0,5 ng/Nm ³	7
>0,05 <0,1 ng/Nm ³	22
<0,05 ng/Nm ³	72

Tableau 3.16: Enquête sur les émissions de PCDD/F (TEQ) des incinérateurs européens de déchets solides urbains.

[45, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Mercure

Les données comprennent des résultats de mesures continues (utilisées en Allemagne pendant plus de deux ans et en Autriche pendant plus d'un an) et de mesures discontinues (minimum deux fois par an). Par conséquent, la comparabilité des données entre ces deux types de mesure peut n'être pas très élevée. Les mesures continues comprendront aussi des événements avec des émissions élevées à cause des charges plus grandes dans l'alimentation des déchets que rapportée par certaines usines.

Niveau de moyennes annuelles	Nombre d'usines/lignes
>200 µg/Nm ³	0
>100 <200 µg/Nm ³	1
>50 <100 µg/Nm ³	3
>30 <50 µg/Nm ³	7

<30 µg/Nm³	83
------------	----

Tableau 3.17: Enquête sur les émissions de mercure des incinérateurs de déchets solides urbains européens.
[45, FEAD, 2002]

Pour plusieurs usines en France, les mesures de mercure ne sont pas donnée seules mais combinées avec le Cd (les VLE étant données comme une somme des deux). Comme la distribution des deux n'est pas nécessairement prévisible, ces résultats sont présentés dans le tableau supplémentaire suivant :

Niveau de moyennes annuelles	Nombre d'usines/lignes
>200 µg/Nm³	0
>100 <200 µg/Nm³	1
>50 <100 µg/Nm³	5
>30 <50 µg/Nm³	8
<30 µg/Nm³	18

Tableau 3.18: Émissions de Cd et Hg combinées d'incinérateurs de déchets solides urbains en France
[45, FEAD, 2002]

Les usines d'où proviennent les données sont incluses dans ce rapport sont équipées, parmi d'autres, des types de systèmes de nettoyage des gaz brûlés suivants. Les niveaux d'émission de Hg rapportés sont aussi listés :

identifieur de système	ESP sec	épurateur humide d'acides	ESP humide	Séparateur de poussière à tissu	injection de carbone activé	filtre à carbone activé	Émission de Hg (µg/Nm³)
1	☐☐✓	☐☐✓	☐☐✓	☐☐✓	☐☐✓		0.1
2		☐☐✓		☐☐✓		✓	0.1
3				☐☐✓	☐☐✓		1.77 et 1.93 et 3.16
4	☐☐✓	☐☐✓				☐☐✓	3
5		☐☐✓		☐☐✓	☐☐✓		3 et 6
6		☐☐✓		☐☐✓			2 et 7,3 et 3.16
7				☐☐✓			22 et 50

Tableau 3.19: Résultats d'émissions et techniques appliquées pour le contrôle du Hg dans les incinérateurs européens de déchets solides urbains
[45, FEAD, 2002]

Les résultats les plus faibles sont observés où l'on utilise du carbone activé, soit comme un système à bain statique, soit dans un système d'injection de carbone activé à flux entraîné avec un séparateur de poussière à tissu. Le taux de consommation ainsi que la qualité du carbone active (par ex. l'imprégnation du soufre) affecte directement les niveaux d'émissions. Les techniques dans le Tableau 3.19 correspondent aux différentes exigences de VLE et aux différents coûts.

Dans certaines conditions (par ex. haut taux d'admission de mercure) les limites de la capacité de retrait de systèmes de FGT peuvent être dépassées, conduisant à des émissions de Hg temporairement élevées. Les déchets solides urbains contiennent de faibles quantités de Hg. Cependant, des charges élevées à court termes ont été observées. Celles-ci sont généralement associées à l'inclusion dans les déchets solides urbains de piles, commutateurs électriques, thermomètres, déchets de laboratoires, etc.

L'épurateur humide acide peut servir de piège pour le mercure si le mercure est présent comme le Hg(II), sous forme de chlorure. Le mercure qui a été transféré du flux des gaz vers les liqueurs des épurateurs peut alors être retiré par une usine de traitement des eaux usées ou capturé par séchage par pulvérisation des eaux usées dans les gaz brûlés. Dans le deuxième cas, le recyclage du mercure peut se produire à moins qu'il y ait une étape adéquate de retrait du Hg.

Un traitement supplémentaire peut être nécessaire si du mercure est présent sous forme métallique (voir les techniques de retrait du Hg).
[74, TWGComments, 2004]

3.2.2.3 Émissions dans l'air des incinérateurs à bain fluidisé

Un transfert efficace de chaleur et de masse permet un fonctionnement à des températures plus basses que d'autres conceptions de chambre de combustion, mais il y a toujours une limite inférieure. Les températures les plus faibles souvent utilisées avec la distribution la plus uniforme des températures, qui élimine les points chauds et les zones fortement oxygénées, la production thermique de NOx peut alors être réduite et la conversion d'azote combustible en NOx peut aussi être très faible. Les températures de combustion les plus faibles avec le manque d'air peuvent parfois conduire à la formation d'oxyde nitreux (N₂O). Les niveaux d'émissions normaux de N₂O pour l'incinération des boues à bain fluidisé sont environ de 10 mg/Nm³, avec des valeurs rapportées jusqu'à 100 mg/Nm³ et plus. Ces valeurs sont plus élevées qu'avec les autres systèmes de combustion.

La production de NOx généralement plus faible qui résulte de la combinaison des déchets préparés ou sélectionnés avec une combustion à bain fluidisé peut conduire à des niveaux d'émissions similaires ou plus faibles en utilisant un FGT plus simple que les systèmes de combustion de NOx élevé par nature.

Dû à une température relativement plus faible de la combustion à bain fluidisé, les teneurs en métaux lourds dans les gaz brûlés bruts (et par conséquent des résidus de FGT) peuvent être plus faibles que pour la combustion à grille des déchets mélangés. Les réelles émissions dans l'air dépendent des déchets, et du système de nettoyage des gaz brûlés choisi.

On rapporte qu'une combinaison d'incinération à bain fluidisé à 850 – 950 °C et de SNCR (ammoniaque) réduit les émissions de NOx dans les incinérateurs hollandais de boues d'épuration à moins de 70 mg/Nm³.
[2, infomil, 2002]

3.2.3 Usines d'incinération des déchets dangereux

3.2.3.1 Résumé des émissions dans l'air provenant des incinérateurs de déchets dangereux

Le Tableau 3.20 représente les résultats d'une enquête sur les opérateurs européens (surtout allemands et hollandais) des usines par rapport à des émissions typiques issues d'usines. Des moyennes sur 30 minutes, journalières et annuelles sont présentées. Il est important de noter que les données qui sont le résultat de mesures non continues sont aussi incluses dans le tableau, et sont indiquées (N) dans la colonne de type de mesure. De plus, là où apparaissent des mesures

non continues dans une colonne de *moyenne*, les valeurs présentées pour les mesures non continues ne sont pas collectées sur la période moyenne donnée pour cette colonne, et devraient seulement être interprétées comme mesures non continues.

Paramètre	Type de mesure	Moyennes journalières (mg/Nm ³)		Moyennes sur trente minutes (mg/Nm ³)		moyennes annuelles (mg/Nm ³)
	C: cont. N: non-cont.	Limites dans la 2000/76/EC	Gammes de valeurs typiques	Limites dans la 2000/76/EC	Gammes de valeurs typiques	Gammes de valeurs typiques
Poussière	C	10	0.1 – 10	20	0.1 – 15	0.1 – 2
HCl	C	10	0.1 – 10	60	0.1 – 60	0.3 – 5
HF	C/N	1	0.04 – 1	4	0.1 – 2	0.05 – 1
SO ₂	C	50	0.1 – 50	200	0.1 – 150	0.1 – 30
NO _x	C	200	40 – 200	400	50 – 400	70 – 180
COT	C	10	0.1 – 10	20	0.1 – 20	0.01 – 5
CO	C	50	5 – 50	100	5 – 100	5 – 50
Hg	C/N	0.05	0.0003 – 0.03	n/a	0.0003- 1	0.0004 – 0.05
Cd + Tl	N	0.05	0.0005 – 0.05	n/a		0.0005 – 0.05
Σ des autres métaux lourds	N	0.5	0.0013 – 0.5	n/a		0.004 – 0.4
PCDD/PCDF (ng TEQ/m ³)	N	0.1	0.002 – 0.1	n/a		0.0003 – 0.08
1. Les données sont standardisées à 11% d'oxygène, gaz secs, 273K et 101.3kPa.						
2. Autres métaux = Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V						

Tableau 3.20: Gamme typique des émissions de gaz propres dans l'air par les usines d'incinération des déchets dangereux
[1, UBA, 2001], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004]

3.2.2.2 Données d'enquête européenne sur les émissions dans l'air par les incinérateurs de déchets dangereux

[41, EURITS, 2002] Cette section est une vue d'ensemble du secteur de l'incinération des déchets dangereux marchands dans l'UE. Les informations sont données pour 24 installations européennes à four rotatifs marchands qui ont tous une capacité totale annuelle de 1500000 tonnes de déchets (70% de la capacité totale des incinérateurs de déchets spécialisés dans l'UE qui est commercialement disponibles à des tiers). Des installations sur site, telles que celles de l'industrie chimique, ne sont pas considérées dans cette vue d'ensemble. L'année de référence pour la collecte des données est 1999-2000. Certaines données spécifiques sont plus récentes et réfèrent à l'année 2001-2002.

Il y a très grande diversité de flux de déchets traités dans ces installations. La composition et la constitution physique peut varier beaucoup d'un four à un autre et pour chaque four sur une période donnée. Pour cette raison, les fours sont équipés de systèmes sophistiqués de nettoyage des gaz brûlés.

Vue d'ensemble

Dû à un nettoyage efficace des gaz brûlés, les émissions dans l'air des différentes installations étudiées dans cette enquête respectent déjà les normes en matière d'émissions de la Directive 2000/76/EC sur l'incinération des déchets.

Dans le Tableau 3.21 ci-dessous sont listées les émissions des incinérateurs de déchets sous forme de concentrations moyennes annuelles. Les valeurs minimum et maximum de chaque installation, et la moyenne de toutes les installations, sont aussi fournies.

Paramètre en mg/Nm ³ sauf si spécifié	Moyenne annuelle		
	Minimum	Maximum	Moyenne
HF	0.01	<1	0.3
COT	0.01	6	1.5
O ₂ (%)	8	13.66	11.0
NO _x	44.4	<300	139
Poussière	0.075	9.7	1.69
HCl	0.25	8.07	1.56
SO ₂	0.1	22.7	7.8
Hg	0.0004	0.06	0.01
Cd + Tl	0.00014	0.046	0.01
Somme des métaux	<0.004	0.84	0.2
PCDD/PCDF (ngTEQ/Nm ³)	0.0003	<0.1	0.038
CO	3	26	12.9

Tableau 3.21: Données d'enquête des émissions moyennes annuelles dans l'air par les incinérateurs de déchets dangereux en Europe [41, EURITS, 2002]

Dans le tableau 3.22 ci-dessous, la moyenne des flux de masse (en kg/t de déchets incinérés) pour certaines substances, avec la quantité totale de toutes les installations (si enregistrées) sont aussi fournies. La dernière démontre les productions du secteur comme un résultat du traitement d'environ 1,3 à 1,5 million de tonnes de déchets par an.

Paramètre	Flux moyen de masse (kg/t de déchets incinérés)	Quantité totale enregistrée (t/an)
Poussière	0.0098	16.2
SO ₂	0.047	60.6
NO _x	0.87	1191
Hg	0.000056	0.083
Somme des métaux	0.0013	1.3
CO	0.07	76.2
HCl	0.0097	16.8

Tableau 3.22: données d'enquête de flux de masse et des émissions annuelles du secteur dans l'air par les incinérateurs de déchets dangereux en Europe [41, EURITS, 2002]

Vue d'ensemble de chacun des paramètres

Dans les paragraphes suivants, les émissions pour chaque paramètre sont abordées plus en détail. Là où c'est possible, la relation entre ces émissions et la technologie installée est décrite.

La numérotation sur l'axe des abscisses (x) dans les graphiques suivants n'est pas liée aux installations spécifiques. Aussi, les concentrations (barres, liées à l'axe des ordonnées (y) de gauche) et les flux de masse (losanges, liés à l'axe des ordonnées (y) de droite) sont fournies dans les graphiques. Les flux de masse basés sur des valeurs non absolues (par ex. des valeurs plus petites que le niveau de détermination) sont exprimés sous forme de losanges vides.

HF n'est pas décrit en détail car toutes les données collectées pour les 24 installations, qui sont

essentiellement obtenues suite à la surveillance en continu, sont inférieures à 1 mg/Nm^3 , ce qui est le niveau de détermination (LDL) de cette technique de surveillance. Des données supplémentaires obtenues par des mesures en discontinu, une technique avec une limite de détection plus faible, confirment cette conclusion.

Le **COT** n'est pas décrit en détail car 95% des données collectées, qui encore une fois sont collectées par surveillance en discontinu, sont inférieures à $1\text{-}2 \text{ mg/Nm}^3$. Deux installations ont une émission annuelle moyenne plus élevée de 4 et 6 mg/Nm^3 .

Les données **O₂** sont fournies pour indiquer que le niveau de concentration moyen est proche de la valeur de référence normale de 11%, auxquelles toutes les données brutes doivent être calculées.

Oxydes d'azote

Dans le graphique ci-dessous les valeurs annuelle moyennes de NO_x pour toutes les installations sont fournies et données comme :

- concentration moyenne de NO_x exprimée en NO₂, en mg/Nm^3 , 11 % de O₂, conditions sèches et normales
- le flux de masse moyen de NO_x exprimé en NO₂ en g/t de déchets incinérés.

Les données sont le résultat de mesures continues de ce paramètre dans les gaz brûlés. Les points de mesure individuels sont en général intégrés sur une demi-heure, et ensuite on calcule respectivement les moyennes journalières, mensuelles et annuelles. Le niveau de détermination analytique le plus bas pour la surveillance en continu de ce paramètre est généralement de $5 - 10 \text{ mg/Nm}^3$.

Pour chaque installation, la technique d'abattement de NO_x installée est indiquée, et peut être :

- l'utilisation de réduction sélective non catalytique (indiquée par SNCR)
- l'utilisation de réduction sélective catalytique (indiquée par SCR)
- aucune technique spécifique d'abattement.

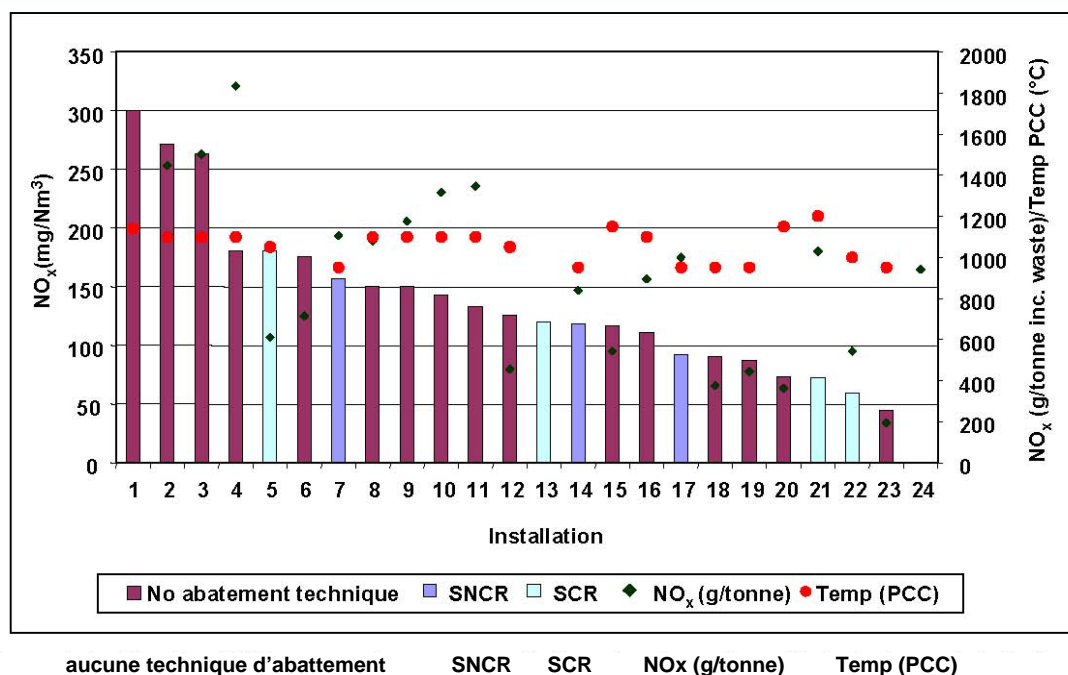


Figure 3.1: Graphique d'émissions annuelles de NO_x dans l'air et technique d'abattement appliquées dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [41, EURITS, 2002]

Conclusions générales à partir des graphiques:

- 90% des installations réalisent des émissions inférieures à 200 mg/Nm³
- 50% des installations entre 50 –t 150 mg/Nm³ Pour celles-ci il n'y a pas de relation directe claire avec les technique d'abattement qui est installée (remarques : quelques installations fonctionnent à un point fixé qui n'est pas le niveau le plus bas qui soit techniquement réalisable, par ex. la No. 5 avec une SCR fonctionnant à 180 mg/Nm³)
- pour quatre installations équipées de SCR, les émissions sont de 180, 120, 72 et 59 mg/Nm³, respectivement. Le point fixé pour le fonctionnement de chacune de ces installations est différent et ne reflète pas nécessairement le niveau le plus bas qui soit techniquement réalisable. De plus, l'influence des conditions qui déterminent la formation de NO_x lors de l'incinération ne peut pas être déduite des données disponibles.
- pour les trois installations équipées d'une SCR, les émissions sont de 157, 118 et 93 mg/Nm³ respectivement; pour ces résultats la même remarque s'applique que celle notée dans les points précédents
- pour les autres installations non équipées de SCR/SNCR, il y a une grande variation dans les émissions, surtout à cause des différentes conditions de formation de NO_x dans chacune des installations
- plusieurs installations sans SCR ou SNCR mais avec des émissions faibles de NO_x (<120 mg/Nm³) fonctionnent à des températures plus basses dans la chambre de post combustion (PCC) : 950 – 1000°C, comparé aux autres installations fonctionnant à 1100 – 1200°C dans la PCC.

Poussière

Dans le graphique ci-dessous les valeurs annuelle moyennes de poussière pour toutes les installations sont fournies et données comme :

- la concentration moyenne de poussière en mg/Nm³, à 11 % de O₂, conditions sèches et normales.
- le flux de masse moyen de poussière en g/tonne de déchets incinérés.

Les données sont le résultat de mesures continues de ce paramètre dans les gaz brûlés. Les points de mesure individuels sont en général intégrés sur une demi-heure, et ensuite on calcule respectivement les moyennes journalières, mensuelles et annuelles. Le niveau de détermination analytique le plus bas pour la surveillance en continu de ce paramètre est d'environ 1 - 2 mg/Nm³.

Pour chaque installation la technique d'émissions de poussière est indiquée. Dans ce cas, il y a:

- l'utilisation de dépoussiéreurs électrostatiques (ESP), un ESP sec ou un ESP humide
- l'utilisation d'un filtre à manchon
- l'utilisation d'une combinaison de ces techniques.

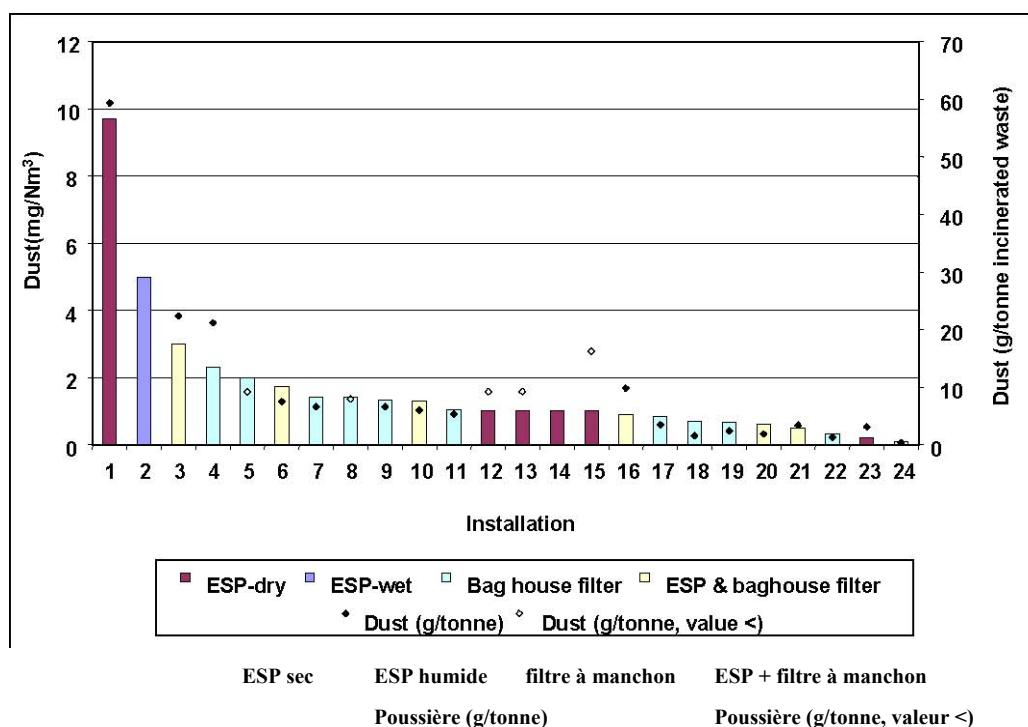


Figure 3.2: Graphique d'émissions annuelles de poussière dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [41, EURITS, 2002]

Conclusions générales à partir des graphiques:

- 96 % des installations réalisent des émissions inférieures à 5 mg/Nm³
- une installation a une émission de poussière entre 5 - 10 mg/Nm³.

HCl

Dans le graphique ci-dessous, les valeurs annuelles moyennes de HCl pour toutes les installations sont fournies et données comme :

- la concentration moyenne de HCl et composés de chlorure volatil en mg/Nm³, à 11 % de O₂, conditions sèches et normales.
- le flux de masse moyen de HCl en g/t de déchets incinérés.

Les données sont le résultat de mesures continues de ce paramètre dans les gaz brûlés. Les points de mesure individuels sont en général intégrés sur une demi-heure, et ensuite on calcule respectivement les moyennes journalières, mensuelles et annuelles. Le niveau de détermination analytique le plus bas pour la surveillance en continu de ce paramètre est d'environ 1 - 2 mg/Nm³.

Pour chaque installation, la technique d'abattement de HCl est indiquée. Les techniques utilisées sont :

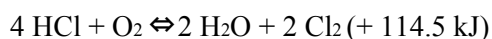
- trempage initial des gaz brûlés
- l'utilisation d'épurateur humide (injection de composés à base de chaux dans l'eau) suivie d'une évaporation de l'eau d'épuration.
- l'utilisation d'un épurateur humide suivi d'une évacuation de l'eau d'épuration traitée.
- l'utilisation d'un épurateur sec ou semi humide avec injection de composés à base de

chaux dans l'eau

- l'injection de NaHCO_3

La plupart du HCl dans les gaz brûlés bruts de l'incinération des déchets dangereux a pour origine les substances organiques contenant du chlorure mais une partie provient aussi des sels non organiques tels que le NaCl.

Aux températures réalisées lors de l'incinération, il est important de considérer l'équilibre de Deacon:



Lors de la combustion des déchets contenant des hydrocarbures, l'équilibre bascule vers le côté gauche de l'équation, dû au fait que durant la combustion il se forme un excès de H_2O , et par conséquent, du chlorure est présent sous la forme de HCl dans les gaz de combustion. Lorsque, par exemple, des déchets contenant peu d'hydrogène, par ex. le PCB, sont incinérés ce n'est pas le cas et l'équilibre bascule vers le côté droit de l'équation, ce qui signifie qu'un mélange de HCl et de Cl_2 sera formé. Dans ce cas, le nettoyage des gaz brûlés doit être adapté pour la déchlorination des gaz de combustion.

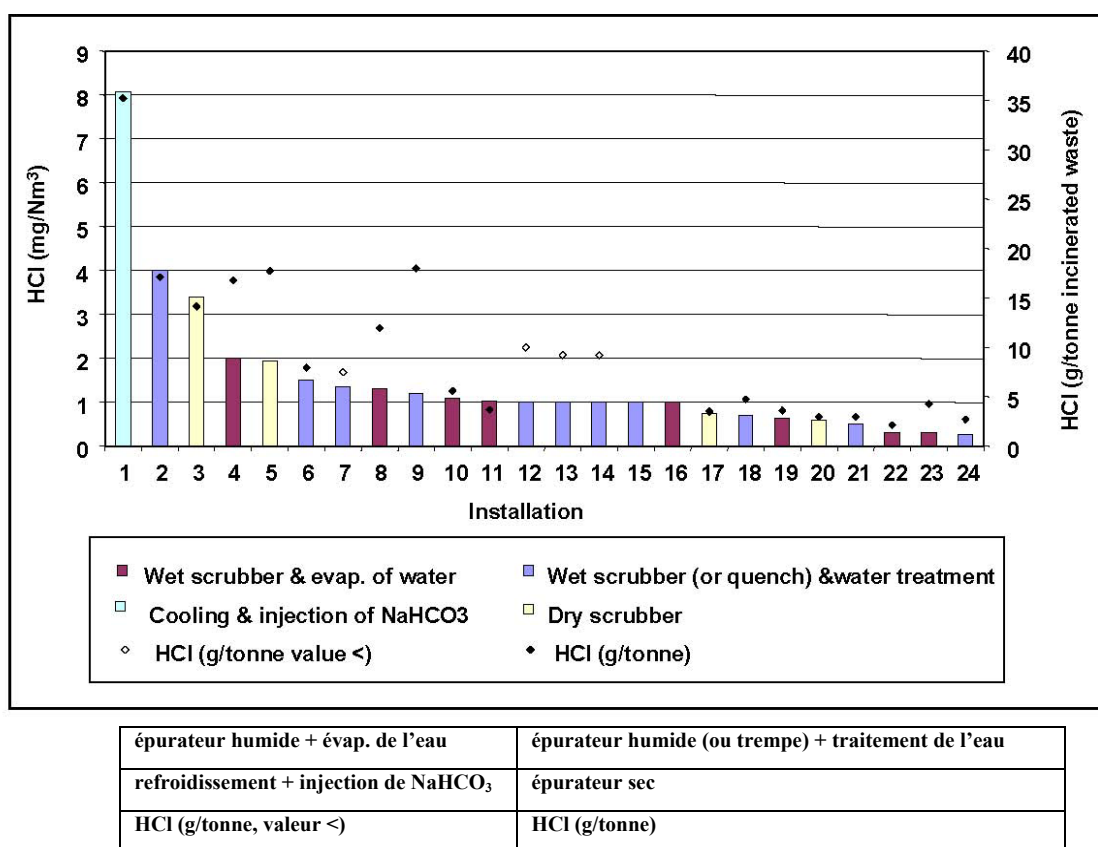


Figure 3.3: Graphique d'émissions annuelles de HCl dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [41, EURITS, 2002]

Conclusions générales à partir des graphiques:

- 90% des installations réalisent des émissions inférieures à 2 mg/Nm^3
- ces données ne révèlent pas de relation Claire entre la technique et les niveaux d'émission annuels moyens.
- pour les trois autres installations, les émissions sont de 8, 4 et 3 mg/Nm^3 respectivement.

SO₂

Dans le graphique ci-dessous, les valeurs annuelles moyennes de SO₂ pour toutes les installations sont fournies. Elles sont données comme:

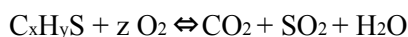
- des concentrations moyennes de SO₂ en mg/Nm³, à 11 % de O₂, conditions sèches et normales.
- le flux de masse moyen de SO₂ en g/t de déchets incinérés.

Les données sont le résultat de mesures continues de ce paramètre dans les gaz brûlés. Les points de mesure individuels sont en général intégrés sur une demi-heure, et ensuite on calcule respectivement les moyennes journalières, mensuelles et annuelles. Le niveau de détermination analytique le plus bas pour la surveillance en continu de ce paramètre est d'environ 1 - 5 mg/Nm³.

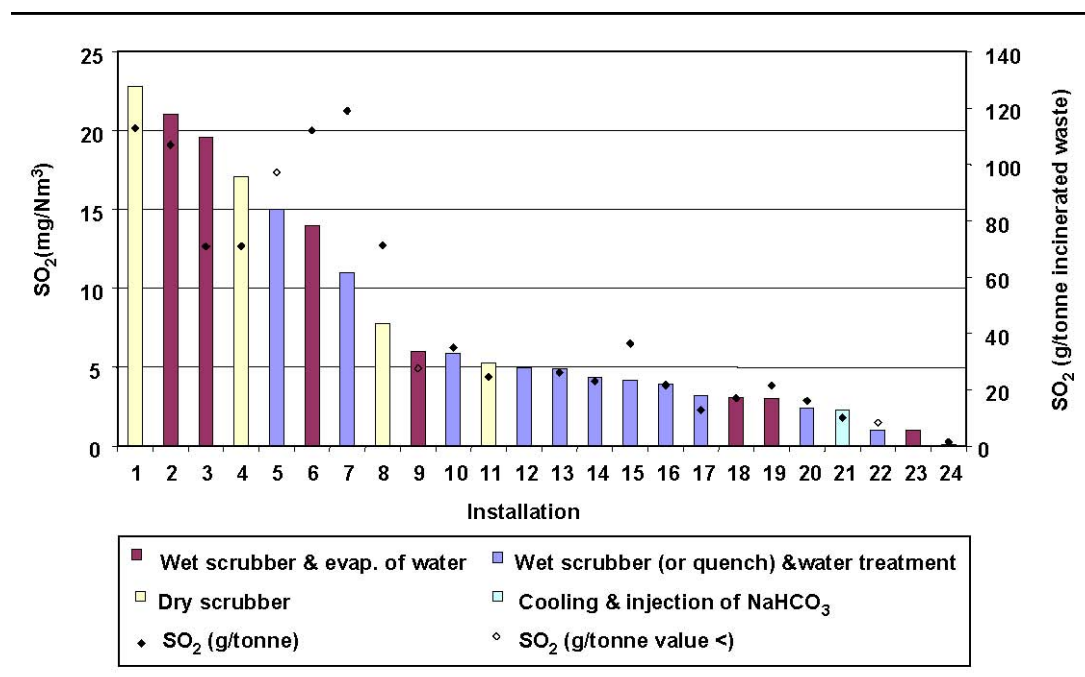
Pour chaque installation, la technique d'abattement d'émission de SO₂ est indiquée. Dans ce cas, il y a:

- trempage initial des gaz brûlés
- l'utilisation d'épurateur humide (injection de composés à base de chaux dans l'eau) suivie d'une évaporation de l'eau d'épuration.
- l'utilisation d'un épurateur humide suivi d'une évacuation de l'eau d'épuration traitée.
- l'utilisation d'un épurateur sec ou semi humide (injection de composés à base de chaux dans l'eau)
- l'injection de NaHCO₃ dans les conduits de transport des gaz brûlés.

La formation de SO₂ dans les processus d'incinération a pour origine des composés de S dans les déchets par ex.



Il y a une relation linéaire directe entre la quantité de SO₂ dans les gaz brûlés bruts et la quantité de soufre dans les déchets. La plupart des composés contenant du soufre, aussi non organiques, se dégrade lors de la combustion et finit dans les gaz bruts sous forme de SO₂.



épurateur humide + évap. de l'eau	épurateur humide (ou trempe) + traitement de l'eau
épurateur sec	refroidissement + injection de NaHCO_3
SO_2 (g/tonne)	SO_2 (g/tonne, valeur <)

Figure 3.4: Graphique des émissions annuelles moyennes de dioxyde de soufre dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [41, EURITS, 2002]

Conclusions générales à partir des graphiques:

- 90% des installations réalisent des émissions inférieures à 20 mg/Nm^3
- des systèmes secs donnent des résultats de l'ordre de $5 - 23 \text{ mg/Nm}^3$, avec une valeur médiane d'environ 12 mg/Nm^3 . On rapporte que l'abattement de SO_x est amélioré avec du bicarbonate de sodium sec plutôt qu'avec des systèmes secs de chaux [74, TWGComments, 2004]
- des systèmes humides donnent des résultats de l'ordre de $2 - 22 \text{ mg/Nm}^3$, avec une valeur médiane d'environ 4 mg/Nm^3 .
- environ 50% des installations réalisent des émissions de 5 mg/Nm^3 ce qui est proche du niveau de détermination le plus faible pour la surveillance en continu de ce paramètre.
- pour les deux autres installations les émissions sont respectivement de 23 et 21 mg/Nm^3 .

Mercur

Dans le graphique ci-dessous, les valeurs annuelles moyennes de mercure pour toutes les installations sont fournies. Elles sont données comme:

- la concentration moyenne de mercure en mg/Nm^3 , à 11 % de O_2 , conditions sèches et normales.
- le flux de masse moyen de mercure en g/t de déchets incinérés.

Les données de huit installations sont le résultat de mesures continues de ce paramètre dans les gaz brûlés. Les points de mesure individuels sont en général intégrés sur une demi-heure, et ensuite on calcule respectivement les moyennes journalières, mensuelles et annuelles. Le niveau de détermination analytique le plus bas pour la surveillance en continu de ce paramètre est de $1 - 2 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$.

Toutes ces installations surveillées en continu ont des niveaux d'émission annuelle moyenne inférieure à $5 \mu\text{g/Nm}^3$.

Les données des autres installations sont obtenues par mesures périodiques en discontinu du Hg, allant de deux fois par mois à deux fois par an. Le niveau de détermination analytique le plus bas pour cette méthode est de $1 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$.

Pour chaque installation, la technique d'abattement de HCl est indiquée. Dans ce cas, il y a:

- l'utilisation d'un système d'épuration humide (plus le pH de l'eau de l'épurateur est faible, plus l'efficacité de retrait du Hg est grande)
- l'injection de carbone activé (ou un réactif de substitution, par ex. les cokes de houille brunes)
- l'injection de carbone activé statique (ou un réactif de substitution, par ex. les cokes de houille brunes)

Dans le graphique ci-dessous, la disponibilité d'injection de carbone activé ou la présence d'un filtre à carbone activé n'est pas mentionné car toutes les installations en sont équipés, sauf les

installations 5, 6 et 11.

Le mercure dans les gaz brûlés provient des déchets contenant du mercure. Il y a une relation linéaire directe entre la quantité de mercure dans les gaz brûlés bruts et la quantité de mercure dans les déchets. Pour une installation équipée d'épuration humide des gaz et d'un filtre à carbone activé, on calcule que l'apport total en mercure via les déchets s'élève à 1000 kg/an pour une installation avec une capacité d'incinération de 50000 t/an. En prenant en compte un flux maximum de Hg émis annuellement via les gaz brûlés de moins de 1,25 kg/an, ceci signifie une efficacité totale de retrait de 99,99%.

Les installations ayant un apport en Hg continuellement ou temporairement élevé peuvent ajouter des réactifs contenant du soufre dans le système d'épuration humide pour augmenter l'efficacité de retrait du Hg. Le tri préliminaire des apports des déchets pour le Hg est par conséquent important.

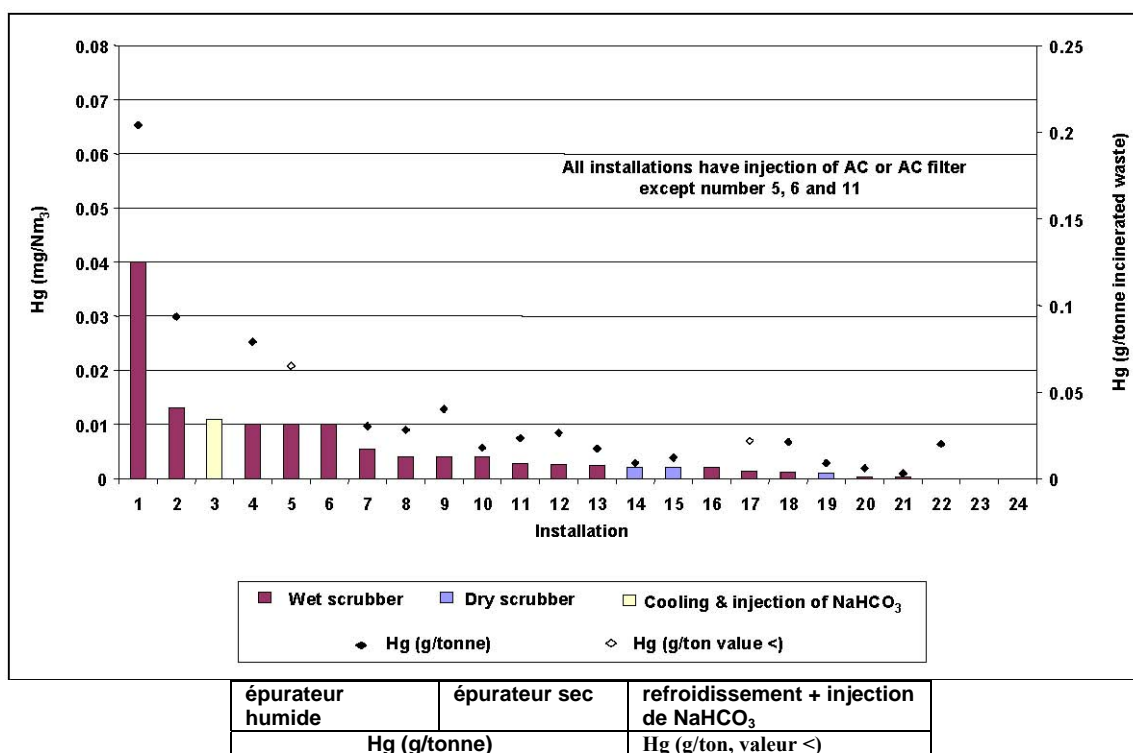


Figure 3.5: Graphique des émissions annuelles moyennes de Hg dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens
Source [41, EURITS, 2002]

Conclusions générales à partir des graphiques:

- 90% des installations réalisent des émissions inférieures à 0,01 mg/Nm³
- pour les 3 autres installations, les émissions sont de 0,06, 0,04 et 0,013 mg/Nm³ respectivement.

Bien que ce ne soit pas indiqué dans ces résultats, la pratique est que ce type de carbone activé (caractéristiques physiques et imprégnation du carbone) a une influence sur l'efficacité de retrait du Hg.

Autres métaux: Somme de As, Sb, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn

Dans le graphique ci-dessous, les valeurs annuelles moyennes de métal pour toutes les installations sont fournies. Ces valeurs sont données comme:

- la concentration moyenne de la somme des métaux en mg/Nm^3 , à 11 % de O_2 , conditions sèches et normales.
- le flux moyen de masse de la somme des métaux en g/t de déchets incinérés.

Pour la plupart des installations il montre une concentration moyenne de deux à huit mesures discontinues par an. Ces mesures sont réalisées en se basant sur la Méthode 29 de l'Agence de Protection de l'Environnement américaine (EPA).

Plus de 60% des installations réalisent des émissions inférieures à $0,2 \text{ mg}/\text{Nm}^3$.

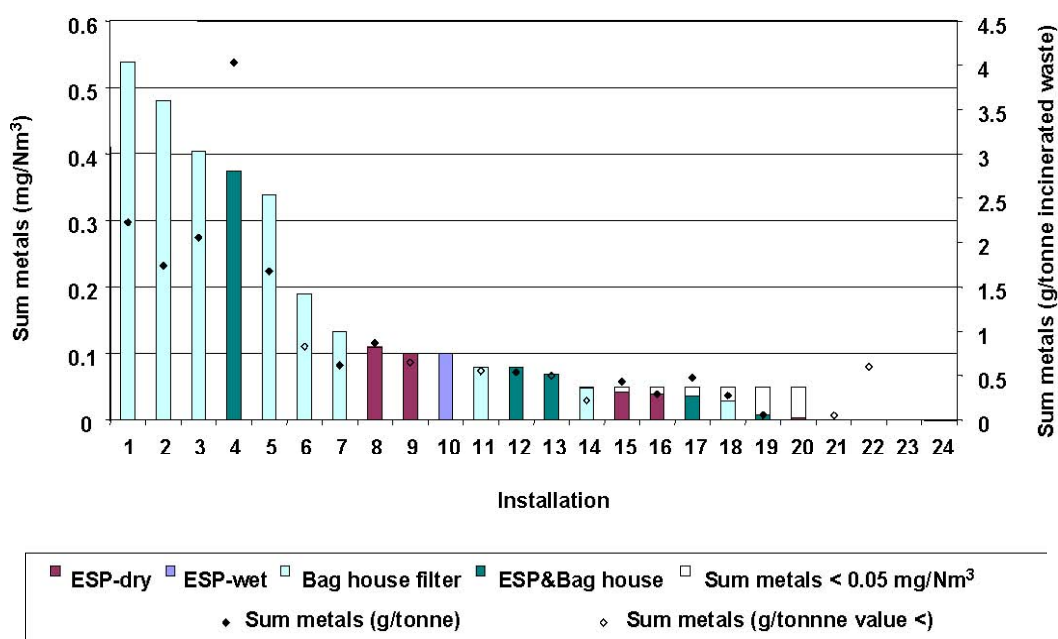
Limite de détection rapportant des différences: La différence clé potentielle dans les valeurs rapportées est en partie un résultat de la manière de rapporter les métaux non détectés. Dans certains pays, ces métaux sont calculés comme nuls, dans d'autres pays les valeurs limites de détection des métaux sont rapportées.

La limite de détection des métaux analyses dépend de la quantité totale de l'échantillon pris et du type de métal analysé (on rapporte des limites de détection jusqu'à $0,018 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ pour quelques métaux).

Dans d'autres pays, une valeur de limite de détection ($0,001$ or $0,005 \text{ mg}/\text{Nm}^3$) pour tous les métaux est rapportée, indépendamment du type de métal ou de la quantité de l'échantillon pris.

La prise en compte de la valeur limite de détection des métaux non détectés a pour effet de rapporter une somme bien plus élevée des dix métaux rapportés.

Par conséquent, les données égales à ou supérieures à $0,05 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ sont présentées dans le graphique et les résultats inférieurs à $0,05 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ sont indiqués car inférieurs à $0,05 \text{ mg}/\text{Nm}^3$.



ESP sec	ESP humide	filtre à manchon	ESP + filtre à manchon	Somme des métaux < 0,05
Somme des métaux (g/tonne)			Somme des métaux (g/tonne valeur <)	

Figure 3.6: Émissions annuelles moyennes d'autres métaux dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens

Source [41, EURITS, 2002]

Conclusions générales à partir des graphiques:

- 63% des installations réalisent des émissions inférieures à 0.2 mg/Nm³ et pour ces installations il n'y a pas de relation directe avec la technique d'abattement installée.
- les cinq autres installations, toutes équipées d'un filtre à manchon, ont une émissions de métaux plus élevée.

Cadmium et thallium

Dans le graphique ci-dessous, les valeurs annuelles moyennes de métal pour toutes les installations sont fournies. Ces valeurs sont données comme:

- la concentration moyenne de la somme des Cd et Tl en mg/Nm³, à 11 % de O₂, conditions sèches et normales.

Pour la plupart des installations il montre une concentration moyenne de deux à huit mesures discontinues par an. Ces mesures sont réalisées en se basant sur la Méthode 29 de l'Agence de Protection de l'Environnement américaine (EPA).

75 % des installations réalisent des émissions inférieures à 0,02 mg/Nm³. La différence clé potentielle dans les valeurs rapportées est en partie la manière différente de traitement des métaux non détectés comme abordé dans le paragraphe sur les *autres métaux* (plus haut). Utiliser la valeur limite de détection des métaux non détectés résulte en une somme plus élevée des métaux rapportés. Par conséquent, seules les données égales à ou supérieures à 0,01 mg/Nm³ sont présentées dans le graphique et les résultats inférieurs à 0,01 mg/Nm³ sont indiqués car inférieurs à 0,01 mg/Nm³.

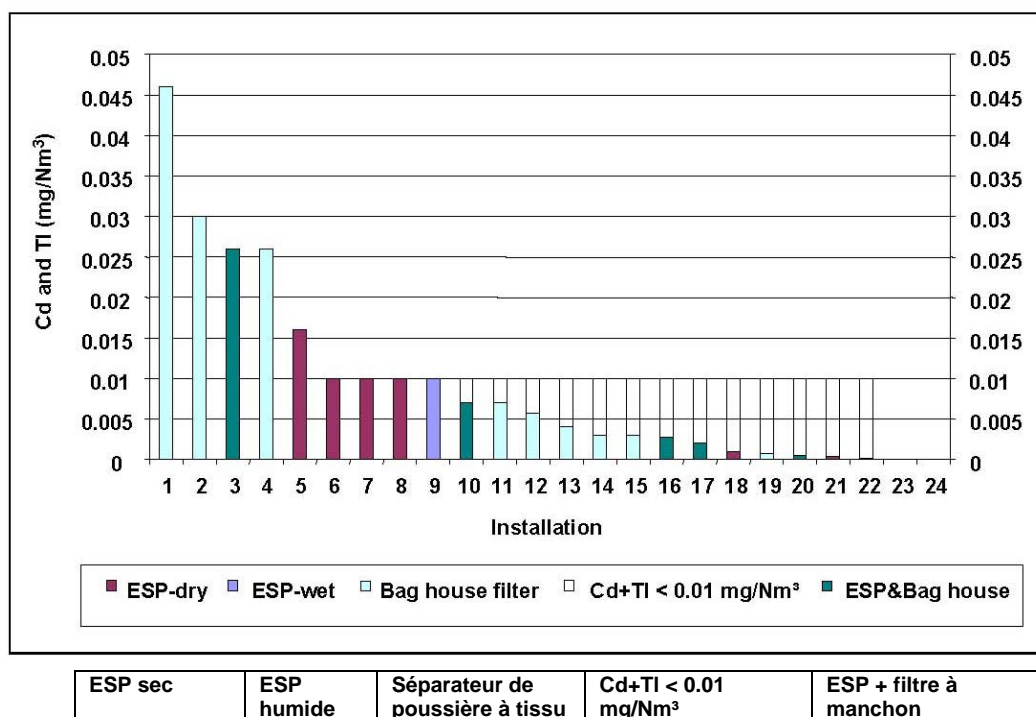


Figure 3.7: Graphique d'émissions moyennes de Cd et Tl dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [41, EURITS, 2002]

Dioxines et furannes

Dans le graphique ci-dessous, les données pour les polychlorodibenzodioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofurannes (PCDF) pour toutes les installations étudiées sont fournies. Celles-ci sont fournies comme des concentrations moyennes exprimées en TEQ ng/Nm³, 11 % de O₂, conditions sèches et normales. Pour la plupart des installations, il montre une moyenne de deux à quatre mesures discontinues par an (basées sur le CEN : EN1948).

Différences de limite de détection : Entre les laboratoires officiels qui sont certifiés pour la détermination des dioxines, il y a une grande différence dans le rapport de la limite de détection qui peut être atteinte de la méthode analytique. Elle va de 0,01 à moins de 0,001 ng TEQ/Nm³, malgré le fait que des procédures comparables de prélèvement soient suivies (par ex. période de prélèvement de 6-8 heures). Les limites de détection les plus basses sont rapportées par les laboratoires allemands.

Ici, seules les données égales à ou supérieures à 0,01 ng TEQ/Nm³ sont présentées dans le graphique et les résultats inférieurs à 0,01 ng TEQ/Nm³ sont indiqués car inférieurs à 0,01 ng TEQ/Nm³.

La différence clé potentielle dans les valeurs rapportées est peut-être un résultat du traitement incohérent des isomères de PCDD/PCDF non détectés, certains étant calculés au LOD (EN 1948 pt 3 y réfère), d'autres étant calculés comme nuls. L'influence relative de la variation est simplement la fonction du facteur d'équivalence toxique respectivement attribué.

À partir du graphique, aucune conclusion spécifique ne peut être tirée concernant la performance des différentes techniques, car le classement des résultats n'est pas directement lié au type de technique d'abattement installée. Les valeurs d'émissions faibles et l'exactitude variable des mesures analytiques à ce niveau sont des facteurs de confusion supplémentaires. La surveillance des résultats des usines utilisant des prélèvements en continu montre des niveaux similaires aux courtes périodes de surveillance.

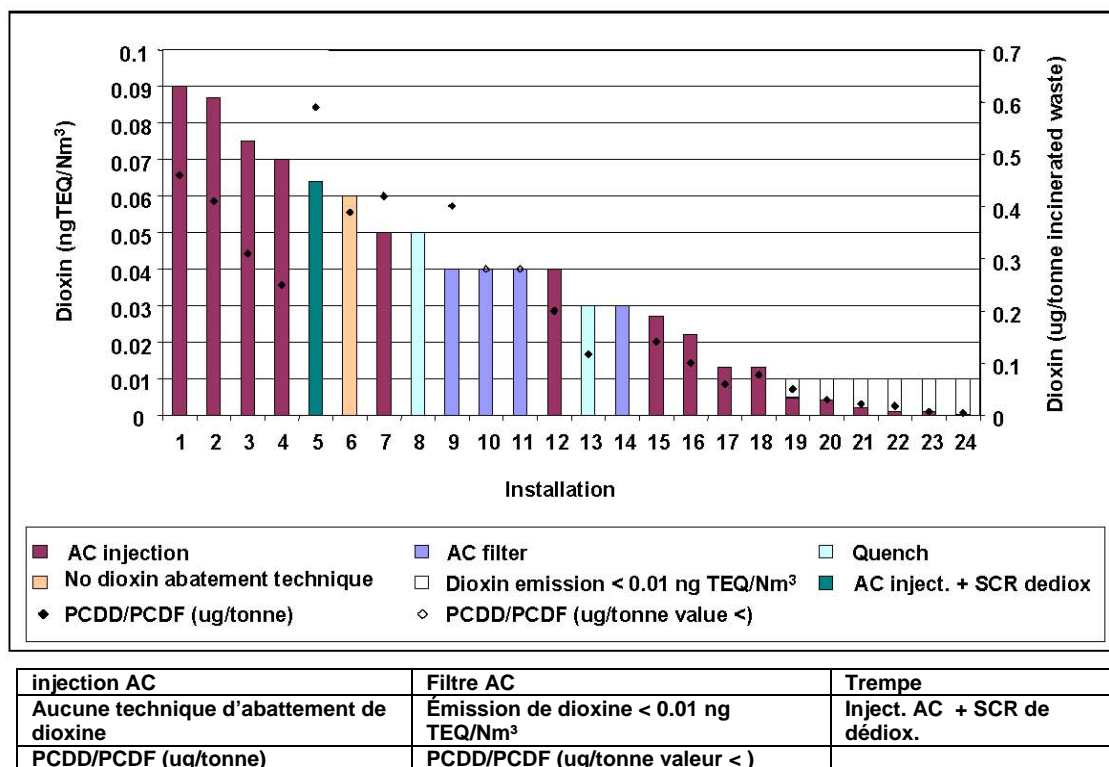


Figure 3.8: Graphique d'émissions annuelles moyennes de PCDD/F dans l'air et technique d'abattement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [41, EURITS, 2002]

PCB et HAP

L'émission de polychlorobiphényles (PCB) n'est pas toujours surveillée. Les données disponibles montrent des valeurs principalement inférieures à la limite de détection et allant de $<1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ à $<2 \text{ ng}/\text{Nm}^3$. Ici aussi, une remarque analytique critique doit être faite sur la variabilité des méthodes de mesure des limites de détection rapportées.

L'émission d'hydrocarbures aromatiques polycycles (HAP) n'est pas toujours surveillée. Les données disponibles montrent des valeurs allant de $<1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ à $<0.1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Ici aussi, une remarque analytique critique doit être faite sur la variabilité des méthodes de mesure des limites de détection rapportées.

Monoxyde de carbone

L'efficacité de combustion est en partie décrite par les niveaux de CO, qui indique aussi la formation d'autres Produits de Combustion Incomplète.

Les valeurs annuelles moyennes pour toutes les installations étudiées, obtenues par le résultat de mesures en continu varient de 3 à $26 \text{ mg}/\text{Nm}^3$.

Le CO est un paramètre typique avec une émission minimale mais qui montre périodiquement des émissions de pointe importantes, dû à des variations soudaines dans les conditions locales de combustion (par ex. les variations de la température de quelques parties du four). La surveillance et le contrôle de ces émissions de pointe est un aspect important du fonctionnement quotidien d'un incinérateur. Avec les prétraitements de déchets en fût et l'égalisation de l'alimentation il est possible de diminuer les pics de CO.

La Figure 3.9 ci-dessous montre les réductions des émissions de CO réalisées dans un incinérateur de déchets dangereux après l'introduction du déchiquetage des fûts et autres techniques de mélange combiné de l'apport des déchets (technique décrites en Section 2.2.2.4 et Figure 2.2) :

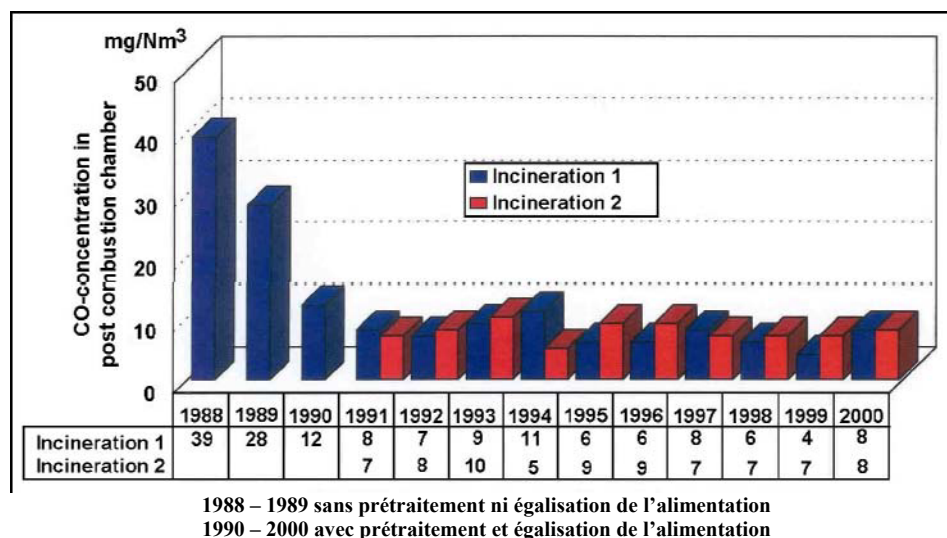


Figure 3.9: Réductions des émissions de CO réalisées après l'introduction de techniques de prétraitement dans un incinérateur de déchets dangereux
[20, EKOKEM, 2002]

3.3 Émissions dans l'eau

3.3.1. Volumes d'eau usée provenant des traitements de gaz brûlés

[1, UBA, 2001] L'eau est utilisée dans l'incinération des déchets pour des objectifs variés. Les systèmes humides de nettoyage des gaz brûlés génèrent de l'eau usée alors que les systèmes semi humides ou secs n'en génèrent généralement pas. Dans certains cas, l'eau usée des systèmes humides est évaporée et dans d'autres elle est traitée et évacuée.

Le Tableau 3.23 présente des exemples de quantités typiques d'eau d'épuration générée par le nettoyage des gaz brûlés des usines d'incinération des déchets.

Type d'usine et débit de déchets	Type de nettoyage des gaz brûlés	Quantité approximative d'eau usée (m³/tonne déchet)
usine d'incinération de déchets urbains avec un débit de 250 000 t/an	2 étapes, avec du lait de chaux	0,15 (valeur de conception)
usine d'incinération de déchets urbains avec un débit de 250 000 t/an	2 étapes, avec de la soude caustique (avec l'équipement de condensation)	0,3 (valeur de fonctionnement)
Usine d'incinération de déchets urbains avec un débit de 60 000 t/an	2 étapes, avec du lait de chaux	0,15 (moyenne annuelle)
Usine d'incinération de déchets urbains avec un débit de 30 000 t/an	2 étapes, avec de la soude caustique	0,2 (moyenne annuelle)

Tableau 3.23: Valeurs typiques de la quantité d'eau d'épuration générée par le FGT dans des usines d'incinération de déchets traitant des déchets à faible teneur en chlorure
[1, UBA, 2001]

3.3.2 Autres sources potentielles d'eau usée des usines d'incinération des déchets

[1, UBA, 2001] À part l'eau usée du nettoyage des gaz brûlés, l'eau usée peut aussi provenir de nombreuses autres sources. Des variations régionales d'eau de pluie peuvent avoir un effet important principalement dû aux différences de conception de l'installation, pas tous ces flux d'eaux usées ne seront générés dans toutes les usines et ceux donnés ici sont des flux qui peuvent être générés:

Eaux usées	quantité approximative	Occurrence
condensât de cheminée après épuration humide	<ul style="list-style-type: none"> 20 m³/j 6 600 m³/an 	(c) continu
retrait humide des cendres/déclin humide	<ul style="list-style-type: none"> 5 m³/j · 1650 m³/an 	c
eau de flux réversible de l'échangeur d'ion	<ul style="list-style-type: none"> 1 m³/4 semaines 120 m³/an 	(d) discontinu
eau de chaudière	<ul style="list-style-type: none"> 500 m³/an 	d
eau du nettoyage des conteneurs de stockage	<ul style="list-style-type: none"> 800 m³/an 	d
autre eau de nettoyage	<ul style="list-style-type: none"> 300 m³/an 	d
eau de pluie contaminée	<ul style="list-style-type: none"> 200 m³/an (Allemagne) 	d
eau de laboratoire	<ul style="list-style-type: none"> 200 m³/an 	d
Données calculées sur la base de 330 jours de fonctionnement par an		

Tableau 3.24: Autres sources possibles d'eau usées, et leurs quantités approximatives, des usines d'incinération des déchets
[1, UBA, 2001]

3.3.3 Installation sans rejets d'eau de processus

[1, UBA, 2001] Dans certaines usines d'incinération l'eau usée provenant de l'épuration humide des gaz est évaporée dans le processus d'incinération en utilisant un séchoir de pulvérisation. Ceci peut éliminer le besoin de rejets d'effluent du processus.

Dans de tels cas, l'eau usée est généralement prétraitée dans une Usine de Traitement d'Effluent (ETP), avant de l'alimenter dans le séchoir à pulvérisation. Le traitement dans une ETP peut aider à empêcher la recirculation et l'accumulation de certaines substances. La recirculation du Hg est un soucis important, et des réactifs spécifiques sont généralement ajoutés pour fournir un moyen de retrait du Hg du système.

Le sel (NaCl) peut être récupéré de l'effluent traité pour des utilisations industrielles, ou peut être collecté dans les résidus de FGT.

3.3.4 Usines avec traitement physico-chimique de l'eau usée

[1, UBA, 2001]

Le traitement de l'eau usée provenant du nettoyage des gaz brûlés dans les usines d'incinération n'est pas fondamentalement différent du traitement des eaux usées provenant des autres processus industriels.

L'eau usée des usines d'incinération des déchets urbains contiennent essentiellement les substances suivantes, qui nécessitent un traitement :

- métaux lourds, y compris le mercure
- sels non organiques (chlorures, sulfates, etc.)
- composés organiques (phénols, PCDD/PCDF)

Le tableau suivant présente les niveau de contamination typiques de l'eau usée provenant des équipements de nettoyage des gaz brûlés des usines d'incinération des déchets dangereux et urbains avant le traitement des eaux usées.

Paramètre	L'incinération des déchets urbains			incinération des déchets dangereux pour les usines commerciales courantes		
	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne
Valeur du pH	<1		n/a	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	n/a
Conductivité (µS)		>20000		<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	
DCO mg/l)	140	390	260	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	22
COT mg/l)	47	105	73	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	
Sulfate mg/l)	1200	20000	4547	615	4056	
Chlorure mg/l)	85000	180000	115000	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	
Fluorure mg/l)	6	170	25	7	48	
Hg (µg/l)	1030	19025	6167	0.6	10	
Pb mg/l)	0.05	0.92	0.25	0.01	0.68	

Cu mg/l)	0.05	0.20	0.10	0.002	0.5	
Zn mg/l)	0.39	2.01	0.69	0.03	3.7	
Cr mg/l)	<0.05	0.73	0.17	0.1	0.5	
Ni mg/l)	0.05	0.54	0.24	0.04	0.5	
Cd mg/ l)	<0.005	0.020	0.008	0.0009	0.5	
PCDD/PCDF (ng/l)	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>

Tableau 3.25: Contamination typique de l'eau usée provenant d'équipements humides de FGT des usines d'incinération de déchets avant traitement [1, UBA, 2001]

Les deux tableaux suivants présentent:

- Le Tableau 3.26 présent les émissions spécifiques annuelles vers les eaux de surfaces et/ou d'égout provenant des divers incinérateurs de déchets aux Pays-Bas en 1999.
- Le tableau 3.27 présente l'impact du traitement de l'eau usée sur l'effluent provenant d'un incinérateur de déchets solides urbains et fournit une comparaison de cette performance avec des normes variées.

Site	Incinéré	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	Chlorures	Sulfates	DCO	N-Kjeldahl
	(kt/an)	mg/t	mg/t	mg/t	mg/t	mg/t	mg/t	mg/t	mg/t	(g/t)	(g/t)	(g/t)	(g/t)
Incinération des déchets urbains													
Gevudo	171	23.2	9.1	17	115	3.04	72	39.9	552	4990	2070	298	46
AVR Rotterdam	386	0.5	0.3	5	6	0.10	9	8.6	4	n/a	n/a	15	1
AVR-Botlek	1106	0.6	2.7	2	4	0.72	5	2.1	20	n/a	n/a	34	4
AVR AVIRA	301	0.0	2.0	2	6	0.07	2	1.6	26		0	133	10
AVI Roosendaal	55	4.4	0.1	7	62	0.02	16	4.9	45	0	0	24	1
ARN	250	3.7	1.3	43	25	0.71	23	44.4	181	708	111	207	131
AVI Amsterdam	789	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
AVI Noord	452	0.1	0.1	1	3	0.02	4	0.4	27	1	n/a	n/a	n/a
AVI Wijster	433	23.1	0.0	30	58	0.16	53	36.9	226	335	84	380	44
AZN	603	0.2	0.2	0	2	0.17	0	0.3	23	4602	254	18	4
AVI Twente	285	n/a	0.0	0	0	n/a	0	0.0	1	2	n/a	12	1
Incinération de déchets dangereux													
AVR-Chemie DTs	44	4.6	4.6	14	25	6.84	23	18.3	228	n/a	n/a	319	26
Incinération de déchets hospitaliers													
ZAVIN	7	191.1	632.1	658	2694	4391.27	11676	459.0	72832	n/a	n/a	658	16
Incinération de boue d'épuration													
DRSH	368	21.4	3.5	5	79	5.97	15	3.0	92	1561	4560	1829	n/a

SNB	406	5.8	0.6	18	17	1.23	8	12.3	51	725	31	816	768
V.I.T.	89	1.9	1.5	3	14	0.51	19	6.0	56	n/a	56083	155	30

Tableau 3.26: Rejets vers l'eau de surface et les égout provenant des incinérateurs de déchets hollandais en 1999 [2, infomil, 2002]

Contaminant	Eaux usées														
	Valeurs limites			entrée			Effluent traités (Ajout de Trimercaptotriazine 150 ml/m³)			entrée			Effluent traités (Ajout de Trimercaptotriazine 55 ml/m³)		
				entrée de 289l/t de déchets de l'épurateur humide de première étape						entrée de 55L/t de déchets de l'épurateur de deuxième étape					
		33Abw mg/l allemand	EC Dir. 2000/76 mg/l	Étendue		Moy.	Étendue		Moy.	Étendue		Moy.	Étendue		Moy.
				Mini.	Maxi.		Min.	Max.		Mini.	Max i.		Mini.	Maxi.	
				mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
pH				0.3	0.6	0.5	6.7	8.3	7.6	7.4	8.4	8.1	9.4	11.1	10.3
solides en susp.	95 % 100 %	30 45	30 45										1 1	56 (1) 56 (1)	23.8 23.8
Hg		0.03	0.03	1.8	5.7	3.6	<0.001	0.013	0.01	0.04	1.42	0.82	<0.001	0.013	<0.003
Cd		0.05	0.05	<0.01	0.76	0.45	<0.01	<0.01	<0.01	0.1	0.62	0.37	<0.01	0.02	<0.01
Tl		0.05	0.05	<0.01	0.03	0.028	<0.01	0.013	<0.01	<0.01	0.02	0.016	<0.01	0.023	<0.013
As		0.15	0.15	<0.03	0.1	0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.08	0.06	<0.03	<0.10	<0.04
Pb		0.1	0.2	1.2	24	8.8	0.03	1.2	0.13	0.7	9.2	3.5	<0.05	1.4 (2)	<0.11
Cr		0.5	0.5	0.46	1.3	0.7	<0.02	<0.02	<0.02	0.02	0.14	0.06	<0.02	0.03	<0.02
Cu		0.5	0.5	1.9	29	8.6	0.1	0.32	0.23	0.81	3.1	1.4	0.02	0.79 (3)	0.10
Ni		0.5	0.5	1.9	4.5	2.5	0.23	0.64	0.41	0.02	0.13	0.08	<0.02	0.83 (4)	<0.20
Zn		1.0	1.5	4.1	67	24	0.17	0.25	0.22	6.9	36	17	0.01	1.7 (5)	0.19
Dioxine	ng/l	0.3	0.3	dans les liquides		0.01			<0.01			<0.01			<0.01
Dioxine	ng/l			dans les solides		11.7			0.25			15.9			0.32
Remarques :															
1. 1 en excès sur 24 mesures en 2001															
2. 5 en excès sur 104 mesures 0,18 – 0,27 (1 x 1,4) mg/l en 2001															
3. 2 en excès sur 104 mesures 0.66 et 0.79 mg/l en 2001															
4. 3 en excès sur 104 mesures 0,57 et -0,83 mg/l en 2001															

5. 1 en excès sur 104 mesures en 2001

Tableau 3.27: Qualité de l' eau usée (après traitement avec du Trimercaptotriazine) – comparaison entre l'eau usée brutes et traitée et les diverses normes
[52, Reimann, 2002]

3.3.5 Usines d'incinération de déchets dangereux – données d'enquête européennes

[EURITS, 2002 #41].

Les données dans cette section décrivent les émissions dans l'eau issues des flux traités d'eau usée des gaz brûlés. Les données sont prises d'une enquête sur les incinérateurs des déchets dangereux européens marchands tel que rapporté par [EURITS, 2002 #41].

3.3.5.1 Vue générale des émissions dans l'eau de l'incinération de déchets dangereux européenne.

Une vue générale des concentrations moyennes minimums et maximums pour les différentes installations est donnée dans le Tableau 3.28.

La concentration de la plupart des paramètres varie beaucoup entre les différentes installations, comme le fait le flux d'eau (exprimé en litre par kilogramme de déchets incinérés).

Paramètre tous en mg/l (sauf mention spéciale)	Moyenne annuelle	
	Minimum	Maximum
solides en suspension	3	60
DCO	<50	<250
Cd	0.0008	0.02
Tl	0.01	0.05
Hg	0.0004	0.009
Sb	0.005	0.85
As	0.0012	0.05
Pb	0.001	0.1
Cr	0.001	0.1
Co	<0.005	<0.05
Cu	0.01	0.21
Mn	0.02	0.2
Ni	0.004	0.11
V	<0.03	0.5
Sn	<0.02	<0.5
Zn	<0.02	0.3
Cl	3000	72000
SO ₄ ²⁻	300	1404
Dioxines (ng TEQ/l)	0.0002	<0.05
Flux d'eau (l/kg waste)	0.2	20

Tableau 3.28: Gamme de valeurs annuelles moyennes des concentrations d'émissions dans l'eau après traitement des installations des déchets dangereux marchands qui évacuent l'eau usée [EURITS, 2002 #41]

Le Tableau 3.29 ci-dessous présente les émissions dans l'eau comme le flux de masse de ces composants en mg/kg d'apport en déchets :

Paramètre	déchets incinérés en mg/kg	
	Minimum	Maximum
solides en suspension	2.4	325
DCO	76.5	1040
Cd	0.001	0.16

Hg	0.00048	0.112
Sb	0.0325	0.72
As	0.001	0.325
Pb	0.0084	0.65
Cr	0.0024	2
Co	0.045	0.325
Cu	0.0085	4.2
Mn	0.023	1
Ni	0.0042	2
V	0.325	0.6
Sn	0.09	0.565
Zn	0.0226	1.95
Cl	4520	60000
SO ₄ ²⁻	240	6572

Tableau 3.29: Flux de masse des émissions dans l'eau des incinérateurs de déchets dangereux marchands étudiés en Europe [EURITS, 2002 #41]

3.3.5.2 Vue générale par paramètre des émissions dans l'eau de l'incinération de déchets dangereux européenne

Solides en suspension

Dans le graphique ci-dessous, les valeurs annuelles moyennes pour les solides en suspension rejetés pour toutes les installations étudiées sont fournies comme des solides en suspension en effluent en mg/l.

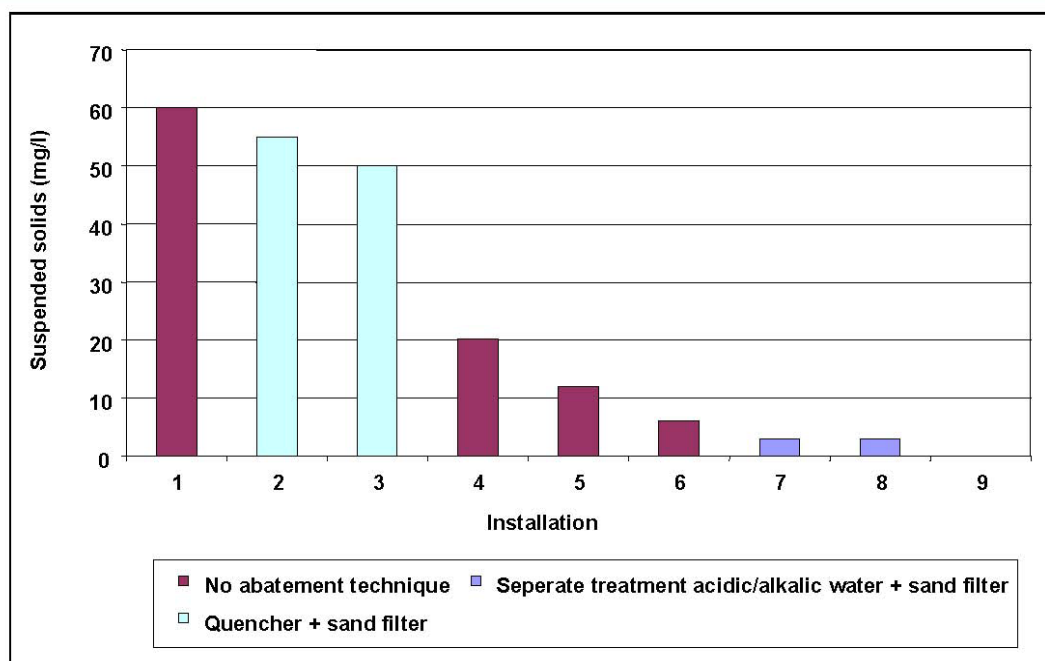
Pour chaque installation le type de technique de traitement de l'eau usée efficace pour les solides en suspension est indiqué ; elles sont les suivantes :

- l'utilisation de filtre de sable
- le traitement séparé d'eaux d'épuration acides et alcalines – dans ce cas pas de précipitation force, ni de post précipitation de CaSO₄ réalisée, et des charges plus grandes de sulfates sont évacuées.
- pas d'étape supplémentaire de traitement de l'eau

À partir de ce graphique sur les métaux lourds (Figure 3.6), on peut observer que ces métaux sont seulement un constituant marginal des solides en suspension.

Pour l'origine des solides en suspension résiduels dans l'effluent qui est évacué, trois scénarios peuvent être donnés :

- les fractions résiduelles des composants précipités qui ne sont pas retirées par décantation ou filtration
- quand l'eau souterraine contenant du Fe(II) est utilisée dans le nettoyage des gaz brûlés, une lente oxydation du Fe(II) en Fe(III), suivie d'une précipitation en Fe(OH)₃ peut résulter en des solides en suspension où le temps de résidence dans l'usine de traitement des eaux usées est plus court que le temps de réaction en a besoin pour être effectué.
- dans d'autres cas, le solide en suspension peut provenir de réactions de post précipitation des sulfates et des carbonates avec le Ca²⁺ qui est présent dans l'effluent ou dans d'autres flux d'eau qui entrent en contact avec l'effluent avant évacuation et lorsque le temps de résidence est plus court que le temps de réaction n'en a besoin pour s'effectuer.



pas de technique d'abattement traitement séparé d'eau acide/alcaline + filtre à sable
Trempe + filtre à sable

Figure 3.10: Graphique d'évacuations annuelles moyennes de solides en suspension dans l'eau et technique d'abattement appliquées dans les incinérateurs de déchets dangereux européens. [EURITS, 2002 #41]

Conclusions générales à partir des graphiques:

- toutes les installations réalisent des performances inférieures à 60 mg/l
- les installations qui ont des traitements séparés des eaux d'épuration acides et alcalines réalisent les émissions de solides en suspensions les plus basses.

Mercure

Dans le graphique ci-dessous, les valeurs annuelles moyennes de mercure pour toutes les installations sont fournies. Et sont données comme:

- la concentration moyenne en mg/l, pour des prélèvements représentatifs sur 24 heures en évacuation continue (90% des installations) ou pour des prélèvements de lots représentatifs pour évacuation en lot (10% des installations)
- les 95 centiles en mg/l, si les valeurs journalières ou plusieurs valeurs par semaine sont disponibles
- les 99 centiles en mg/l, si les valeurs journalières ou plusieurs valeurs par semaines sont disponibles

Pour cinq des flux d'eau usée, le Hg est mesuré quotidiennement (ou plusieurs fois par semaine) et pour quatre installations les données sont obtenues toutes les semaines et mensuellement. On peut en conclure que les données dans le graphique sont représentatives d'une année complète de fonctionnement.

Pour chaque installation le type de technique de traitement des eaux usées est indiqué, dans la mesure où il a une influence sur les émissions de mercure. Dans ce cas, il y a:

- la précipitation du mercure sous forme d'un composant M-sulfure ou un M-trimercaptotriazine
- la précipitation sous forme de M-sulfure et ensuite l'utilisation d'un filtre à carbone activé

- pas d'étape supplémentaire de traitement de l'eau

Le mercure dans l'effluent provient, bien sûr, du mercure contenu dans les déchets. Il est courant que les incinérateurs appliquent une limite d'entrée du mercure sur un intervalle de temps.

Pour une installation équipée d'une épuration humide des gaz, il est calculé que le total de mercure entrant via les déchets, s'élève à 2000 kg/an pour une installation d'une capacité de 100 000 t/an. La prise en compte d'un flux Hg maximum émis annuellement via les eaux usées de moins de 4 kg/an, une efficacité de retrait supérieure à 99,8% peut être atteinte basée sur la précipitation de M-trimercaptotriazine suivie de retrait efficace du précipité.

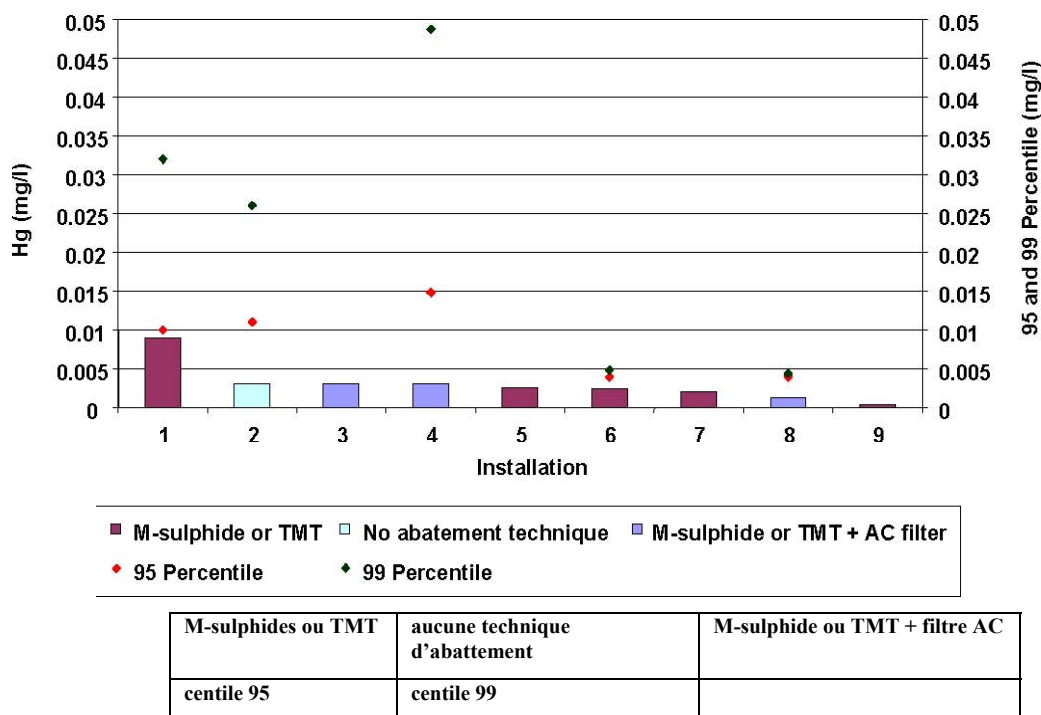


Figure 3.11: Graphique des évacuations annuelles moyennes de mercure dans l'eau et technique d'abatement appliquée dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [EURITS, 2002 #41]

Conclusions générales à partir des graphiques:

- toutes les installations réalisent des performances inférieures à 0,01 mg/l
- les valeurs de centiles 95 et 99 varient d'une installation à une autre; dans trois cas des valeurs pics occasionnelles de Hg sont détectées (moyenne <P95 <P99) qui peuvent s'élever à 50 µg/l et plus; la raison pour ceci est les situations inattendues, par exemple l'entrée subitement élevée ou échecs de l'installation de traitement, dans deux cas aucune valeurs ne sont détectées (P99= P95 = moyenne); la raison pour ceci est dans un cas que les évacuations sont faites périodiquement et non pas continuellement, et dans l'autre cas, le fait qu'aucun Hg n'est présent dans l'eau brute alcaline de l'épurateur.
- il n'y a pas de relation directe visible entre la technique d'abatement en l'émission moyenne annuelle du mercure.

Émissions de métal

Dans le graphique ci-dessous les émissions annuelles moyennes de métal pour toutes les installations sont fournies et données comme :

- concentrations moyennes en mg/l, pour 24 prélèvements représentatifs dans le cas d'évacuations en continu (90% des installations) ou pour les prélèvements en lot dans le cas d'évacuation en lot (10% des installations)
- les 95 centiles en mg/l, si les valeurs journalières ou plusieurs valeurs par semaines sont disponibles
- les 99 centiles en mg/l, si les valeurs journalières ou plusieurs valeurs par semaines sont disponibles

La technique de traitement des eaux usées utilisée pour réduire les émissions de métal comprend la précipitation des métaux sous formes d'hydroxydes et/ou de composants de sulfure de métal. Les additifs de floculation sont utilisés pour optimiser la précipitation.

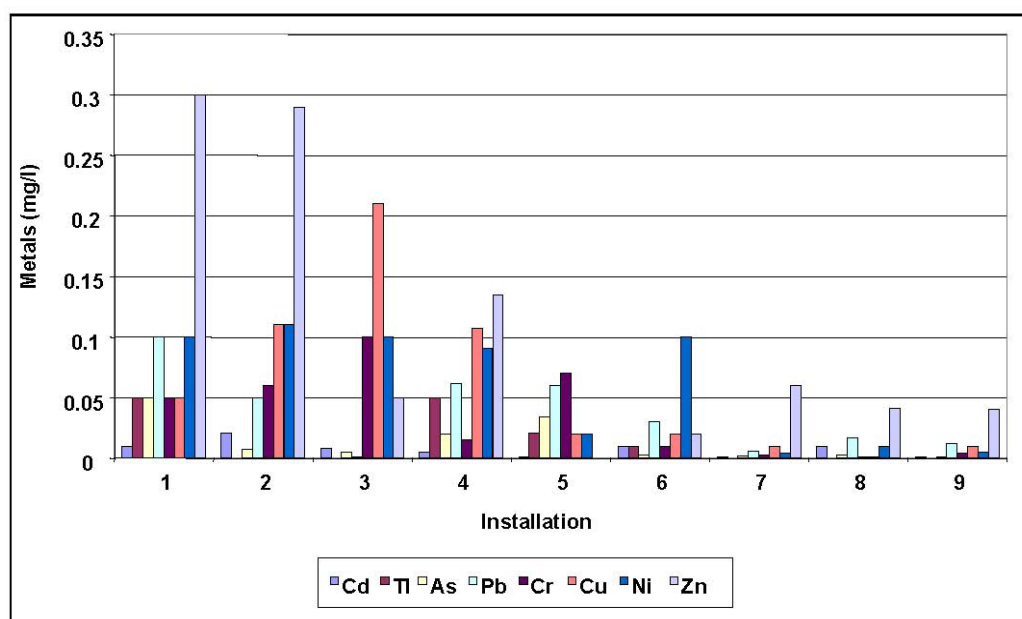


Figure 3.12: Graphique des évacuations annuelles moyennes des divers métaux dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [EURITS, 2002 #41].

Conclusions générales à partir des graphiques:

- Presque chacune des émissions de métal sont inférieures à 0,1 mg/l
- uniquement les valeurs supérieures sont enregistrées pour le Zn et Cu dans les cas spécifiques.

Dans les graphiques suivants une vue d'ensemble détaillée est présentée par paramètre avec des valeurs de centiles de 95 et 99. À partir de ces graphiques, on peut observer que, dans certains cas, des valeurs supérieures sont parfois enregistrées.

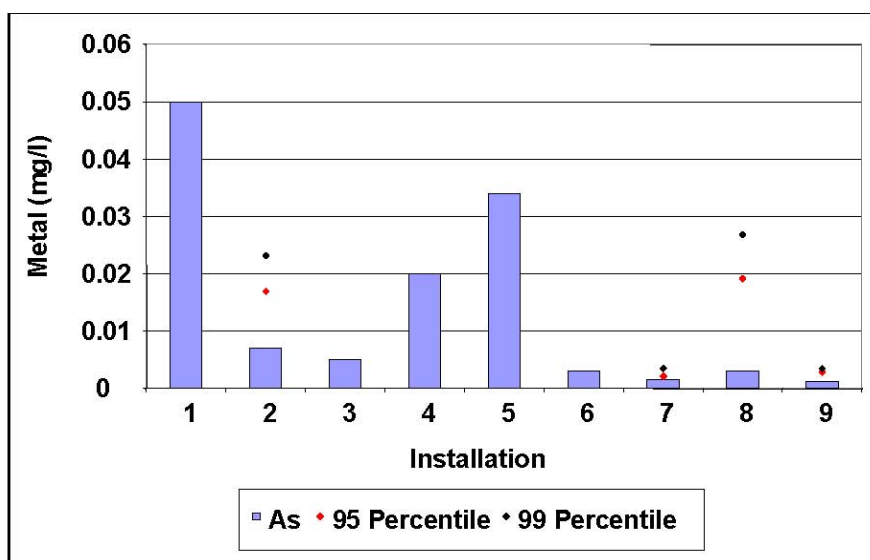


Figure 3.13: Graphique des évacuations annuelle moyennes d'arsenic dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [EURITS, 2002 #41].

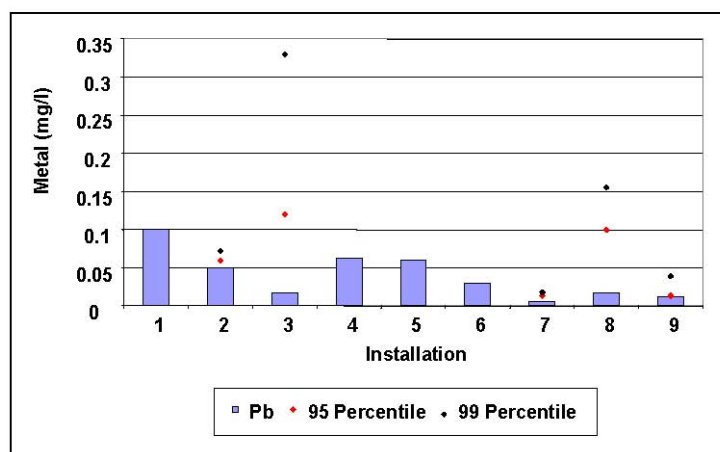


Figure 3.14: Graphique des évacuations annuelle moyennes de plomb dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [EURITS, 2002 #41].

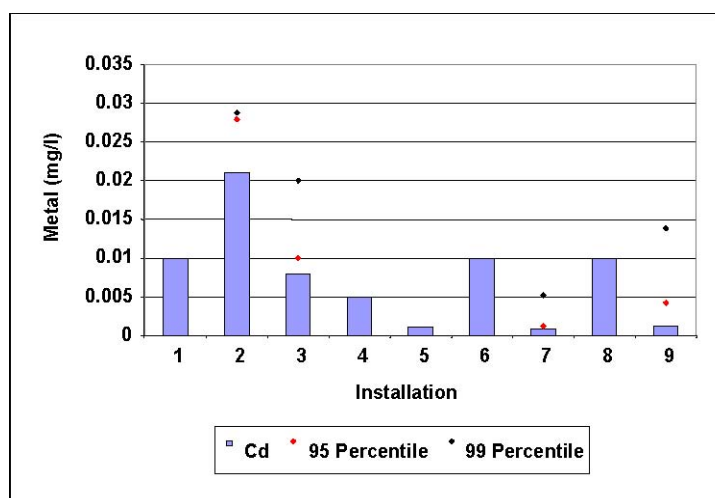


Figure 3.15: Graphique des évacuations annuelles moyennes de cadmium dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [EURITS, 2002 #41]

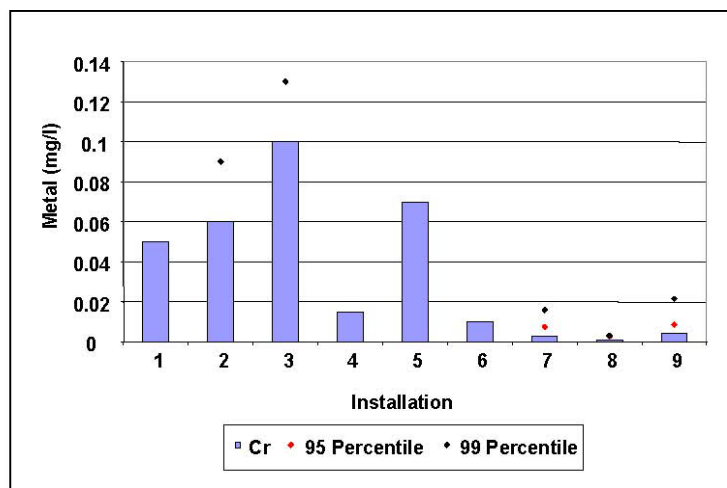


Figure 3.16: Graphique des évacuations annuelles moyennes de chrome dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [EURITS, 2002 #41].

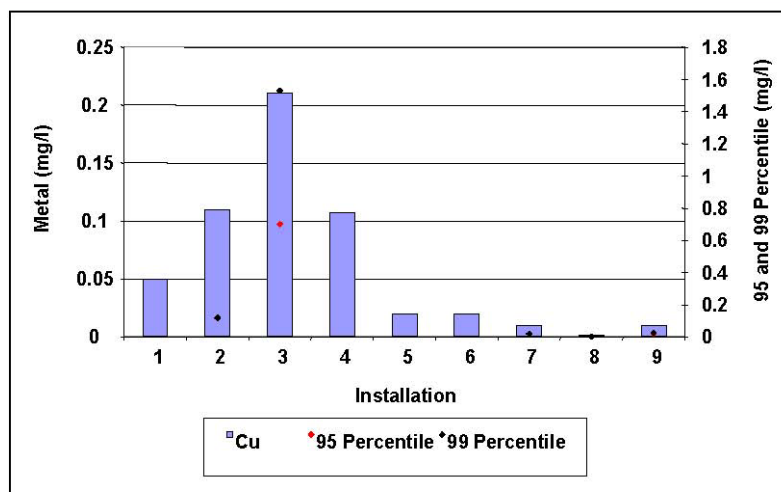


Figure 3.17: Graphique des évacuations annuelles moyennes de cuivre dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [EURITS, 2002 #41].

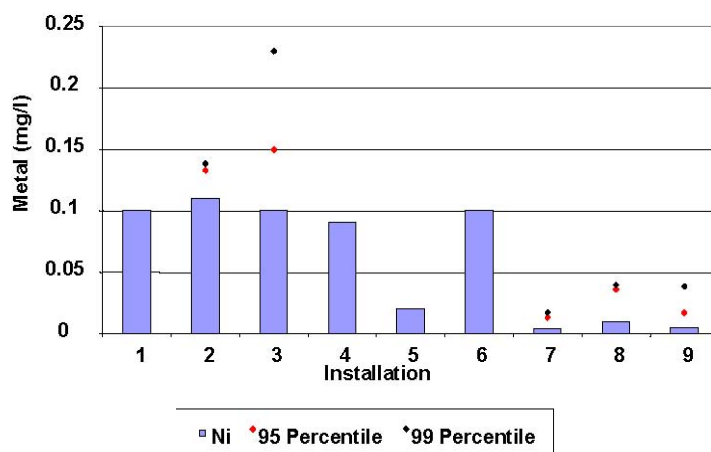


Figure 3.18: Graphique des évacuations annuelles moyennes de nickel dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [EURITS, 2002 #41]

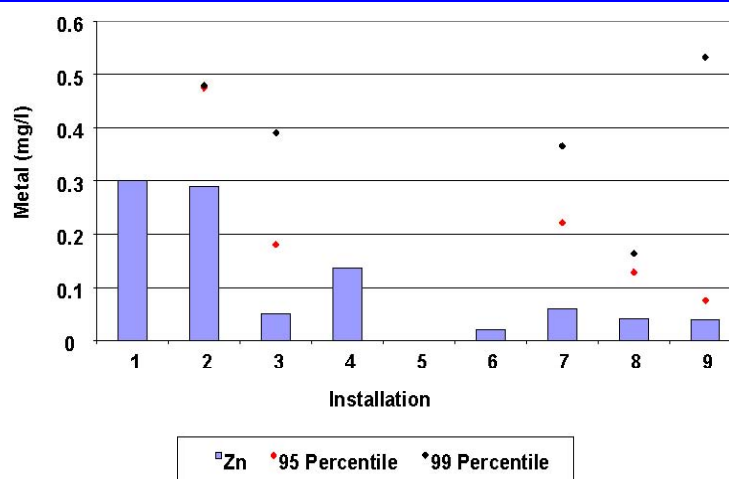


Figure 3.19: Graphique des évacuations annuelles moyennes de zinc dans l'eau dans les incinérateurs de déchets dangereux européens [EURITS, 2002 #41]

Teneur en chlorure et en sulfate

[EURITS, 2002 #41] La quantité de **chlorure** dans l'effluent démontre une relation linéaire avec la quantité de chlorure dans les déchets dans l'apport vers l'incinérateur. La plupart des incinérateurs évacue ses eaux usées dans, ou près de, la mer. On relève une concentration de 3 - 72 g/l de l'effluent.

Une installation étudiée évacue l'effluent contenant du sel dans l'eau douce d'une rivière.

La teneur en sulfate dans l'effluent est contrôlée dans la plupart des installations par la précipitation partielle du gypse, donc la concentration évacuée de SO_4^{2-} est entre 1 et 2 g/l.

Il y a une installation qui traite les eaux d'épurateur acides et alcalines séparément, sans précipitation du gypse, conduisant à une charge plus élevée de sulfate, évacué dans la mer dans ce cas.

3.4 Résidus solides

3.4.1 Flux de masse de résidus solide dans les incinérateurs de déchets solides urbains

Dans le Tableau 3.30, des données typiques sur les résidus d'usines d'incinération de déchets solides urbains y sont résumées.

Types de déchets	quantité spécifique (sèche) (kg/t de déchets)
Scorie/cendre (y compris tamisage à grille/déchets de triage)	200 – 350
Poussière de la chaudière et dépoussiérage	20 – 40
Résidus de FGC, réaction de produits uniquement :	
sorption humide	8 – 15
sorption semi humide	15 – 35
sorption sèche	7 – 45
produits de réaction, et filtres à poussière, de :	
sorption humide	30 – 50

sorption semi humide	40 – 65
sorption sèche	32 – 80
carbone activé chargé	0.5 – 1
Remarque : résidu de sorption humide a une sécheresse spécifique (par ex.. 40 – 50 % m.s.) [74, TWGComments, 2004]	

Tableau 3.30: Données typiques sur les quantités de résidus produits par les usines d'incinération de déchets urbains
[1, UBA, 2001]

Les usines d'incinération de déchets solides urbains de pointe produisent typiquement entre 200 et 350 kg de mâchefer par tonne de déchets traités. La plupart des nombres publiés comprennent les tamisages à grille, qui n'ont été conservés séparément seulement récemment (et seulement dans certains pays) du mâchefer. Le flux de masse de tamisage dépend du type de grille et de sa durée de fonctionnement. Les tamisages peuvent augmenter la quantité de matière non brûlée dans le mâchefer et peuvent contribuer la lixiviation du cuivre. En ce qui concerne la réutilisation du mâchefer, les matériaux ferreux et non ferreux (par ex Al) peuvent être ségrégués. Cependant, l'inventaire du Al métallique, qui coule au travers des espaces vides des grilles, est d'une grande importance (par ex. peut causer des blocage de grille) [74, TWGComments, 2004]

La production de cendres de chaudière dépend du type de chaudière et de la quantité de poussière rejetée à l'origine depuis la grille.

[Vehlow, 2002 #38] Le flux de masse des résidus de traitement des gaz brûlés montre la variation la plus grande de tous les résidus. 10 – 12 kg/t est une valeur moyenne pour les systèmes humides, qui fonctionnent proche de la stoechiométrie. Ce chiffre comprend la boue sèche neutre (2 – 3 kg/t) et les sels solubles (8 – 9 kg/t). Dans les systèmes semi humides ou secs à chaux la quantité est accrue à cause des additifs non réagis, alors que le processus de bicarbonate de sodium sec donne des valeurs plus faibles [64, TWGComments, 2003].

Le Tableau 3.31 ci-dessous, donne des flux massiques de résidus solides pour diverses substances par tonne de déchets solides urbains incinérés. Les données fournies sont des données moyennes pour 12 incinérateurs de déchets solides urbains dans la région des Flandres belges en 1999:

Type de résidu solide	pourcentage (%)
Mâchefer:	21
cendre volante + résidu de nettoyage de gaz + boue issues des épurateurs humides	4.2
ferraille récupérée du mâchefer	1.2

Tableau 3.31: Flux massiques de résidus solides des incinérateurs de déchets solides urbains exprimés par tonne de déchets solides urbains incinérés
[64, TWGComments, 2003]

3.4.2 Composition du mâchefer et lixiviation

Les exigences concernant la qualité des résidus du processus d'incinération sont comprises dans la législation européenne sur l'incinération. La Directive 2000/76/EC (Art. 6.1) comprend une condition opérationnelle exigeant que les usines d'incinération réalisent un niveau d'incinération tel que, dans les scories et mâchefer, la perte à l'allumage soit ≤ 5 % ou que le COT soit ≤ 3 %. Dans les usines modernes d'incinération de déchets solides urbains bien exploitées, le COT dans les mâchefers peut être inférieur à 1 pds %. Les essais de combustion ont démontrés qu'une augmentation de la valeur de chauffage de l'alimentation des déchets et les températures supérieures du bain qui en résultent augmentent le brûlage du mâchefer.[Vehlow, 2002 #38]

Les concentrations typiques des composés organiques dans les divers résidus solides sont compilées dans le Tableau 3.32. Seules les données d'installation modernes ont été utilisées dans ce tableau. La détermination du COT selon la norme EN 13137 détecte aussi le carbone élémentaire comme COT, ce qui ne cause pas de problèmes dans les décharges. Le COT du mâchefer comprend surtout du carbone élémentaire, mais dans une certaine mesure, on trouve aussi des composés organiques 'provenant par ex. du tamisage des plastiques). Celles-ci couvrent le spectre des composés à chaînes courtes jusqu'à des espèces volatiles faibles telles que les HAP ou PCDD/F. Les niveaux de I-TEQ détectés dans le mâchefer des usines moderne d'incinération sont du même ordre de magnitude que ceux trouvés dans certains terrains industriels ou urbains.

Paramètre	Mâchefer:	Cendre de chaudière	Filtre à cendre
PCDD/F (I-TEQ)	<0.001 – 0.01	0.02 – 0.5	0.2 – 10
PCB	<5 – 50	4 – 50	10 – 250
PCBz	<2 – 20	200 – 1000	100 – 4000
PCPh	<2 – 50	20 – 500	50 – 10000
HAP	<5 – 10	10 – 300	50 – 2000
toutes les valeurs en ng/g			

Tableau 3.32: Gamme de valeurs de la concentration des composés organiques dans le mâchefer, la cendre de chaudière et de filtre
[Vehlow, 2002 #38]

Le tableau 3.33 ci-dessous présente les données pour les PCDD/F de 10 incinérateurs de déchets solides urbains aux Pays-Bas sur 5 ans (2000-20004):

Résidu	Valeur moyenne en ng/kg I-TEQ	Valeur maxi en ng/kg I-TEQ	nombre de prélèvements	quantité totale en 20003/tonnes
Mâchefer:	46	46	1	1100000
cendre volante	2946	16900*	34	82200
Cendre de chaudière	42	86	3	2900
sels de FGC humide	636	5400	16	25500
gâteau de filtre	17412	66000*	30	8300
* Il s'agit d'une installation relativement vieille avec un équipement de FGT moderne qui empêche les émissions de dioxine dans l'air. Le résidu est mis en décharge sur une site d'enfouissement de déchets dangereux.				

Tableau 3.33: Les concentrations de PCDD/F dans les résidus d'incinération des incinérateurs de déchets solides urbains aux NL (données 2000-20004)

Le Tableau 3.34 ci-dessous présente des données d'enquête d'une vue d'ensemble de la teneur en PCDD/F dans les résidus des usines d'incinération des déchets solides urbains. Les données excluent les résultats de pointes élevées et faibles :

Résidu	Étendue des valeurs	unités
Mâchefer:	1 - 68	solide sec en ng TEQ/kg
Cendre de chaudière	<40 – 600	solide sec en ng TEQ/kg
cendre volante (ESP)/filtre à poussière	140 - 5720	solide sec en ng TEQ/kg
Remarque : Dans ce tableau les valeurs de pointes élevées et faibles ont été enlevées.		

Tableau 3.34: Gamme de valeur des concentrations de PCDD/F dans les résidus d'incinérateur de déchets solides urbains (sauf les valeurs de pointe élevées et faibles)

Le positionnement relatif des éléments dans le mâchefer dépend essentiellement de la composition des déchets solides urbains alimentés dans l'incinérateur, de la volatilité des éléments qu'il contient, du type d'incinérateur et du système de grille appliqués et du fonctionnement du système de combustion. [4, IAWG, 1997]

La réduction de la masse et du volume de l'incinération des déchets cause un enrichissement d'un nombre de métaux lourds dans les mâchefers comparé à leur concentration dans les déchets alimentés. Certains métaux lourds, par exemple As, Cd, ou Hg sont, dans une certaine mesure, volatilisés du bain de combustibles. Il est évident que, avec l'exception du Cu lithophile, tous les métaux lourds sélectionnés sont fortement enrichis dans les cendres de filtration.

Remarque : Il est important de remarquer que les risques associés au mâchefer ne sont pas indiqués par la seule présence ou absence des substances – leur forme chimique et physique, ainsi que la nature de l'environnement où le matériau sera utilisé est lui aussi important pour empêcher les émissions des cendres dans l'environnement. [64, TWGComments, 2003] La chose importante, par conséquent, n'est pas le fait que les mâchefers contiennent des polluants mais de vérifier les émissions possibles des cendres dans l'environnement.

Presque toutes les réglementations sur l'élimination ou l'utilisation des produits des déchets sont basées sur des tests de lixiviation normalisés. Cependant, différents tests sont utilisés dans différents pays. L'harmonisation et la normalisation des procédures de test est en cours de développement au sein du CEN (Comité Européen de la Normalisation TC 292). Par conséquent, le test est effectué dans les conditions spécifiques du pays et l'interprétation des résultats de divers tests doit prendre ceci en compte.

Le Tableau 3.35 donne des valeurs moyennes pour le mâchefer d'incinérateur de déchets solides urbains hollandais après traitement mécanique, tel que mesuré de 1993 à 1997. Les données ont été prises de contrôles qualité réguliers réalisés par l'organisation nationale des gérants des déchets (VVAV) dans tous les incinérateurs de déchets solides urbains et par l'Institut National de la Protection de l'Environnement (RIVM).

composé	valeur de lixiviation (mg/kg)
Sb	0.22
As	0.022
Ba	0.6
Cd	0.003
Cr	0.08
Co	0.05
Cu	3
Hg	0.001
Pb	0.07
Mo	1.52
Ni	0.13
Se	0.01
Sn	0.04
V	0.23
Zn	0.09
Br-	7.6
Cl	2615
CN-(absent)	0.01
CN(total)	0.048
F-	14.1
(SO ₄) ₂ -	5058

Tableau 3.35 : Propriétés de lixiviation du mâchefer traité mécaniquement, mesuré en utilisant le

NEN7343

Les mâchefers de lixiviation peuvent dépendre très fortement du type de déchets. Les valeurs récentes d'une grande population de déchets solides urbains indiquent une moyenne de lixiviation pour le Cu de 5,79 mg/kg en 2001 et de 6,21 mg/kg en 2002. [74, TWGComments, 2004]

Comparé aux matériaux pierreux ou inertes, les composés suivants peuvent être considérés critiques pour le mâchefer des déchets solides urbains : Cu, Zn, Sb, Mo, chlorure, et sulfate. Les techniques de traitement ont pour objectif de réduire la lixiviation de ces composés critiques.

Les résidus des usines d'incinération de déchets dangereux:

Les résidus de l'incinération des déchets dangereux ne sont pas fondamentalement différents de ceux des usines d'incinération de déchets urbains. Cependant, les différences suivantes peuvent être observées:

- dans le cas de cendres et de scories : l'incinération de déchets dangereux en fûts est généralement réalisée à des températures plus élevées que celles utilisées pour l'incinération des déchets urbains. Ceci résulte en une distribution différente des métaux
- dû aux variations dans le type et la teneur des déchets, la quantité spécifique de mâchefer peut être sujette à des variations bien plus grandes que celles des usines d'incinération de déchets urbains. Ces variations peuvent être observées au sein de la même usine selon les déchets alimentés, ainsi qu'entre des usines et des technologies différentes.
- dans le cas de poussière de filtre/résidus de FGT, comme la concentration en métaux lourds est normalement élevée dans les déchets dangereux, les résidus solides produits peuvent aussi contenir des concentrations considérablement élevées de métaux lourds.

Le Tableau 3.36 ci-dessous présente des données d'une enquête européenne d'exploitants d'incinérateur de déchets dangereux marchands concernant la production totale de résidus variés :

	production de résidus (kg/tonne de déchet d'admission)			(Tonnes)
	Minimum	Maximum	Moyenne	quantité annuelle totale (enregistrée)
Mâchefer:	83	246	140	193372
cendre de chaudière + cendre volante + résidus solides de nettoyage des gaz brûlés	32	177	74	79060
gâteau de filtre de l'ESP	9	83	30	16896

Tableau 3.36: Quantités des principaux flux de déchets produits par les incinérateurs de déchets dangereux (données d'enquête européenne) [EURITS, 2002 #41].

Les valeurs typiques de lixiviation pour le mâchefer de l'incinération de déchets dangereux sont présentées dans le Tableau 3.37. Il doit être noté que le test de lixiviation DIN-S4 allemand était utilisé, et les résultats sont donc donnés en mg/l. Pour comparaison avec les données du Tableau 3.35, les valeurs approximatives en mg/kg peuvent être obtenues par la multiplication par un facteur de 10.

composé	Minimum mg/l	Maximum mg/l
Cr (VI)	<0.03	2.87

Cr (total)	<0.001	2.87
As	<0.01	0.08
Pb	<0.01	0.18
Cu	<0.01	1.50
Hg	0.00	<0.01
Zn	<0.01	0.3
Cd	<0.001	0.001
Ni	<0.01	0.02
Cl	2	450
F-	0.8	13
(SO ₄) ₂	5	300

Tableau 3.37: Valeurs typique de lixiviation du mâchefer des usines d'incinération de déchets dangereux, mesuré en utilisant le DIN-S4 [1, UBA, 2001]

Les résidus des incinérateurs de boues d'épuration:

La structure chimique de la cendre des boues d'épuration est influencée par la météo, en particulier par la quantité de pluie. En cas de temps pluvieux, de plus grandes quantités d'argile et de sable fin entrent dans le système d'égout, passent le dessableur, sont précipités dans le bassin de sédimentation préliminaire et atteignent l'incinération des boues avec les boues primaires. Ainsi, la teneur en silicate des cendres augmente considérablement, et les teneurs en d'autres composants sont diluées en périodes de temps pluvieux.

De plus, les types de captages et de traitements effectués ont un effet important sur la qualité des boues. Les zones ayant un grand nombre de connexions industrielles lourdes peuvent résulter en des concentrations élevées de métaux lourds (etc.) alimentées dans l'incinérateur, ces substances peuvent alors s'accumulées dans le mâchefer et les cendres volantes. Les zones rurales, avec de petites industries, peuvent générer une boue plus *propre* et par conséquent une contamination plus faible des résidus de l'incinérateur.

Un autre point d'influence majeure est la nature du traitement (et par conséquent des réactifs : minéral, polymérique, etc.) qui est appliquée afin de purifier les eaux usées.

[74, TWGComments, 2004]

Problèmes avec d'autres types de déchets :

Déchets cliniques:

- le brûlage a besoin d'être complet pour assurer la destruction des agents infectieux et pour camoufler les parties de corps reconnaissables.
- la division des isotopes radioactifs utilisées dans les médicaments qui génèrent des déchets peut être le mâchefer ou les cendres volantes – ceci peut avoir comme conséquence des considérations additionnelles d'élimination/recyclage.
- les aiguilles hypodermiques et autres matériaux pointus dans le mâchefer peuvent générer des risques supplémentaires de manipulation.

Qualité des résidus solides issus des bains fluidisés :

À cause de la différence dans le processus, les propriétés des déchets et les températures de combustion, la qualité des cendres est très différente de celle des cendres des incinérateurs à grille. Généralement, les températures opérationnelles les plus faibles (mais plus stables), la nature du combustible et le processus dans les bains fluidisés signifie que :

Une plus grande proportion de métaux lourds volatiles reste dans le mâchefer :

- par conséquent les concentrations des métaux lourds dans les résidus des gaz brûlés sont

réduites. Cependant, parfois il y a des problèmes avec les niveaux de Cr^{VI} dans la partie soluble du mâchefer

- le degré de vitrification des cendres peut être réduit
- le brûlage peut être amélioré.

Lorsque du combustible recyclé est produit pour les chaudières à bain fluidisé, la teneur des cendres est généralement de 1 – 10%, et avec les déchets de construction et de démolition elle est normalement de 1 – 7 %. [33, Finlande, 2002]. Les déchets ménagers brûlés dans un bain fluidisé rotatif ont une teneur en cendre allant jusqu'à 30% et avec un CTD allant jusqu'à 15%.

La majorité des résidus solides provenant de l'incinération à bain fluidisé est de la cendre volante, qui, selon les conditions et la technologie à bain fluidisé appliquée, peut former jusqu'à 90% du résidu total de cendre. Le mâchefer est aussi mélangé au matériau à bain fluidisé (par ex. du sable, des additifs pour la désulfuration, etc.) Quand les déchets ou CTD sont brûlés dans un bain fluidisé rotatif, le ratio de mâchefer par rapport aux cendres volantes est d'environ 50-50.

Quand les déchets provenant de la construction et de la démolition sont utilisés, une légère augmentation peut être notée dans la teneur en métaux lourds des deux cendres comparé à la combustion de bois. Quand le combustible recyclé est fait de déchets ménagers, il y a une augmentation plus grande en métaux lourds. La mesure de cette augmentation dépend du type de déchets ménagers utilisés. Si tous les déchets ménagers sont combustibles, l'augmentation est élevée. Si on utilise la séparation de source, et que seulement un matériau d'emballage combustible est brûlé, l'augmentation en métaux lourds est moindre. Les combustibles recyclés faits de déchets industriels peuvent être très variables et par conséquent résultent en une large gamme de qualités de cendres.

3.5 Consommation et production d'énergie

Les apports en énergie vers le processus d'incinération peuvent inclure :

- déchets (essentiellement)
- carburant de soutien (généralement très peu)
- électricité importée (le cas échéant).

La production et les exportations peuvent inclure:

- chaleur (sous forme de vapeur ou d'eau chaude)
- électricité

Les processus de pyrolyse et de gazéification peuvent exporter une partie de la valeur énergétique des déchets entrants avec les substances qu'ils exportent par exemple le syngaz, les résidus charbonneux, les huiles, etc. Dans plusieurs cas, ces produits sont brûlés soit directement soit ultérieurement comme carburants pour utiliser leur valeur énergétique, bien qu'ils puissent aussi être utilisés pour leur valeur chimique comme matériau brut, après prétraitement si nécessaire.

Il y a un nombre important d'usines d'incinération en Europe qui produisent et exportent tant de l'électricité que de la chaleur.

La combinaison des exportations qui est choisie dépend d'un nombre de facteurs. Souvent, si une demande locale existe pour la vapeur ou la chaleur est décisive pour les décisions qui concernent leur fourniture. Les prix pour la fourniture de l'énergie produite, et la durée des contrats de vente sont généralement estimés comme des facteurs clé dans la détermination des

revenus. Ceci est une donnée décisive pour les décisions technologiques concernant la conception de processus. Certains de ces facteurs sont décrits dans le Tableau 3.38 ci-dessous :

Facteur	Influence
prix élevé de l'électricité payé pour l'approvisionnement ou la demande fiable	<ul style="list-style-type: none"> encourage l'investissement pour produire de l'électricité les revêtements de chaudière peuvent être achetés pour permettre des pressions de vapeur plus élevées et des productions électriques plus grandes moins de chaleur disponible pour la fournir l'usine peut importer de l'électricité pour assurer que ses exportations auto produites puissent être maximisées
Prix de l'électricité plus élevé pour l'électricité importée que pour celle produite.	<ul style="list-style-type: none"> encourage l'utilisation de l'électricité auto produite pour faire fonctionner le processus d'incinération les usines de chaleur seulement peuvent décider de dévier de l'énergie pour alimenter ses propres demandes électriques
un prix plus élevé payé pour la chaleur et demande à plus forte fiabilité	<ul style="list-style-type: none"> investissement dans des réseaux de distribution deviennent plus viables gains possibles de l'efficacité d'ensemble de l'usine dû à la possibilité de fournir plus d'énergie recyclée
climat plus froid	<ul style="list-style-type: none"> peut permettre l'approvisionnement de chaleur sur plus de mois dans l'année
climat plus chaud	<ul style="list-style-type: none"> demande en chaleur moins fiable pour le chauffage peut faire augmenter les options pour fournir de la chaleur et faire fonctionner des réfrigérants pour climatisation, pour alimenter les usines de désalinisation thermique d'eau de mer, etc.
contrat de charge de base de fourniture énergétique	<ul style="list-style-type: none"> augmente la fiabilité du contrat de ventes et encourage l'investissement dans des techniques pour utiliser l'énergie disponible (chaleur et électricité)
émissions d'air très faibles permises	<ul style="list-style-type: none"> demande supplémentaire énergétique de l'équipement de traitement de gaz brûlés
pas autorisé d'évacuer les eaux usées traitées des épurateurs humides	<ul style="list-style-type: none"> réduction de la chaleur disponible pour l'export dû au besoin d'approvisionnement en énergie d'évaporation
vitrification de cendre nécessaire	<ul style="list-style-type: none"> une demande énergétique de l'usine plus élevée résulte en une auto consommation accrue et des productions réduites
température d'incinération plus élevée nécessaire	<ul style="list-style-type: none"> possible besoin en combustibles supplémentaires pour obtenir une température appropriée

Tableau 3.38: Certains facteurs et leur influence sur les options de recyclage d'énergie

3.5.1 Calcul d'efficacité énergétique pour les installations d'incinération de déchets

L'efficacité énergétique d'une installation d'incinération de déchets est souvent exprimée en pourcentage. Lorsque l'on considère de telles données il est important de s'assurer que les calculs qui les soutiennent ont été exécutés d'une manière qui permette de faire des comparaisons. Ne pas le faire pourrait conduire à tirer des conclusions inappropriées.

Certaines étapes nécessaires pour éviter des problèmes avec de tels calculs sont:

1. Définir la limite du système/calcul

Si les déchets entrants ont besoin d'un prétraitement important (par ex. broyage, déchiquetage, séchage, etc.) ceci peut résulter en des besoins très importants d'énergie supplémentaire.

2. Expliquer tous les entrées d'énergie

Certaines installations utilisent des carburants supplémentaires pour garder les températures de combustion. L'énergie recyclée dans l'installation sera partiellement dérivée des déchets, et partiellement dérivée du carburant supplémentaire.

3. Expliquer les flux de recyclage de l'énergie

Dans certains cas, l'électricité et/ou la chaleur qui est recyclée des déchets, est ensuite utilisée au sein de l'installation. Lorsque ceci est effectué, le résultat net est une réduction de l'énergie exportée et une réduction équivalente de l'énergie importée.

4. Décider soit d'ajouter simplement des productions d'énergie ou utiliser des facteurs d'équivalence pour expliquer leur valeur relative?

La simple addition des productions d'électricité et de chaleur peuvent créer des difficultés lorsque l'on considère les efficacités relatives des installations qui produisent des quantités différentes des ces flux d'énergie. L'utilisation des facteurs d'équivalence peut permettre de considérer la valeur relative des ces produits c'est-à-dire qu'elle peut permettre de considérer la valeur de la production d'énergie que l'énergie recyclée déplace. Les facteurs d'équivalence assignés dépendront du mélange d'énergie que l'énergie recyclée remplace dans l'installation d'incinération.

Là où des facteurs d'équivalence ont été utilisés dans ce document, une remarque sur le facteur utilisés est ajoutée (voir aussi Section 3.5.3 concernant les facteurs d'équivalence).

Un exemple d'un calcul de l'efficacité d'énergie est donné en annexe 10.4. Cette méthode fut développée par des membres d'un sous-groupe de TWG, et était utilisée pour fournir une partie des données d'enquête rapportée dans ce chapitre.

3.5.2 Calcul de la valeur calorifique nette des déchets

Les informations concernant les gammes de valeurs calorifiques typiques exposées par chaque types de déchets, enquête de PCI et données des variations et un exemple d'une méthode pour le calcul de la valeur calorifique nette sont incluses en Section 2.4.2.

3.5.3 Facteurs d'équivalence

[Energysubgroup, 2002 #29]

Lorsque l'on compare différentes usines d'incinération, une unité de mesure commune de l'énergie est nécessaire. L'énergie peut être quantifiée de différentes manières, selon le type d'énergie de la ressource. Les combustibles sont généralement quantifiés soit par leur teneur en chaleur (joules) soit en valeurs d'équivalence de combustibles (généralement de l'huile ou du charbon anthraciteux équivalents).

Le **joule (J)** est une unité courante utilisée dans ce document pour convertir les unités de mesure de différentes formes d'énergie en une unité commune. Pour calculer et exprimer les efficacités énergétiques dans les usines d'incinération de déchets pour prendre en compte la forme de l'énergie consommée et produite.

La prise en compte de la forme de l'énergie, demande de comparer les différentes unités de mesure.

c'est-à-dire MWh, MWh_e(électricité), MWh_{th}(énergie thermique). Le tableau suivant donne des facteurs de conversion (pour les sources générées à l'extérieur) supposant une moyenne de 38% pour l'efficacité de la conversion électrique (c.-à-d. 1MWh = 0.38 MWh_e), et 91% de la génération de chaleur externe (c.-à-d. 1MWh = 0.91MWh_{th}):

De :	Multiplié par :			
À :	GJ	MWh	MWh _e	MWh _{th}
GJ	1	0.2778	0.1056	0.2528

MWh	3.6	1	0.3800	0.9100
MWh_e	9.4737	2.6316	1	-
MWh_{th}	3.9560	1.0989	-	1
Gcal	4.1868	1.163	0.4421	1.0583

Tableau 3.39: Facteurs de conversion d'équivalence de l'énergie
[29, Energysubgroup, 2002, 64, TWGComments, 2003]

Il est important de comprendre que les valeurs d'équivalence ne sont pas des coefficients exacts ou des facteurs de conversion. Ils fournissent une estimation de l'énergie qui est nécessaire pour produire l'énergie à l'extérieur.

3.5.4 Données sur le recyclage de l'énergie à partir des déchets

[1, UBA, 2001]

La génération de l'électricité est limitée par:

- la corrosion à haute température qui peut se produire dans la zone de conversion de chaleur (chaudière, économiseur, etc.) à cause des teneurs en certains matériaux, y compris le chlorure, dans les déchets
- l'encrassement de la chaudière - au-delà environ de 600 à 800 °C les cendres sont collantes à cause de la présence de certaines substances de fusion.

Les paramètres de vapeur (et par conséquent d'efficacité électrique) des usines d'incinération sont par conséquent limités. Une pression de vapeur de 60 bars et une température de 520°C peuvent être considérés comme le maximum jusqu'à présent, et seulement là où des mesures spéciales sont prises pour limiter la corrosion.

Pour la production d'électricité à partir des déchets solides urbains les conditions typiques de vapeur surchauffée sont de 40 à 45 bars et 380 à 400°C. [74, TWGComments, 2004] Des chiffres plus faibles, généralement inférieurs à 30 bar et 300°C, sont appliqués où l'électricité est générée à partir de déchets dangereux dû aux risques accrus de corrosion (conduisant à des difficultés et des coûts opérationnels) avec des gaz brûlés acides à des paramètres de vapeur plus élevés.

Là où seule de la chaleur ou de la vapeur est fournie, les exploitants tendent à utiliser des pressions de chaudière et des températures plus faibles pour éviter le besoin en investissement et entretien supplémentaire et les conditions plus complexes de fonctionnement associées à des paramètres plus élevés. Dans le cas où l'approvisionnement en chaleur est une priorité, les pressions et températures élevées ne sont pas justifiées. Typiquement, pour l'approvisionnement en chaleur, la vapeur sera générée à des valeurs plus faibles c'est-à-dire aux alentours de 25 à 30 bars et 250 à 350 °C.

La majorité des incinérateurs plus grands en Europe recyclent de l'énergie à partir des déchets. Il y a des usines qui n'utilisent pas la chaleur, ces soucis concernent généralement des conceptions très spécifiques ou des usines plus anciennes/plus petites. Par exemple :

- les usines d'incinération des déchets dangereux qui utilisent la trempe des gaz brûlés afin de réduire les risques de reformation de PCDD/F (par ex. au RU et en France) Dans ces cas, un peu de recyclage de chaleur peut toujours être effectué à partir de l'eau chaude de trempe et est produite par l'épurateur de trempe.
- des usines d'incinération de déchets urbains relativement petites (en particulier en France, mais aussi en Italie et en Belgique).

On rapporte que les efficacités de chaudière suivantes sont réalisées :

- des chaudières à bain fluidisé avec des températures de gaz d'échappement d'environ 160°C peuvent réaliser des efficacités d'environ 90%.
- des fourx d'allumage à grille ont une efficacité de chaudière d'environ 80%. [74, TWGComments, 2004]

Avec de telles efficacités de chaudière (80 – 90%) et des paramètres de vapeur plus élevés que la normale (remarque : l'application réelle dépend grandement du type de déchets dû à une corrosivité accrue des gaz brûlés avec certains types de déchets) les efficacités électriques approximatives suivantes peuvent être atteintes :

- des paramètres de vapeur de 60 bar et 420°C environ 25% de l'énergie convertie dans le générateur de vapeur peut être recyclé sous forme d'énergie électrique (c.-à-d. une efficacité électrique d'ensemble de 20% dans le cas d'allumage à grille et 22,5 % dans le cas de FBR)
- si les paramètres de vapeur sont davantage augmentés jusqu'à 80 bar et 500° C, une efficacité électrique de 30% peut être réalisée (c.-à-d. une efficacité électrique de 27% dans le cas d'un FBR).

[74, TWGComments, 2004]

S'il y a la possibilité de connecter le cycle de vapeur d'une usine d'incinération de déchets au cycle de vapeur d'une centrale électrique adjacente, l'efficacité électrique d'ensemble peut aller jusqu'à 35%. [74, TWGComments, 2004]

3.5.4.1 Données de recyclage de l'électricité

[1, UBA, 2001]

Bien qu'il y ait des variations locales importantes, typiquement environ 400 à 700 kWh d'électricité peuvent être générés avec une tonne de déchet urbain dans une usine d'incinération de déchets urbains. Ceci dépend de la taille de l'usine, des paramètres de vapeur et des degrés de l'utilisation de la vapeur et principalement de la valeur calorifique des déchets.

La quantité de l'énergie disponible pour l'exportation dépend généralement de la quantité produite et du degré d'auto consommation par l'installation – qui peut elle-même varier de manière importante. La consommation du système de FGT est souvent important et varie avec le type de système appliqué (et des niveaux d'émission requis). Dans certains cas, l'énergie nécessaire pour faire tourner l'installation est importée de fournisseurs externes, avec toute celle générée par l'installation étant exportée - l'équilibre local reflète généralement une tarification locale pour l'électricité générée comparée aux prix généraux du réseau.

Une étude sur huit usines d'incinération de déchets solides urbains (données de 2001) effectuée par le sous-groupe du TWG sur l'énergie a fourni les résultats suivants:

Électricité	Unités	Minimum	Moyenne	Maximum
Production	MWh/t déchets	0.415 (12.9 %)	0.546 (18 %)	0.644 (22 %)
	GJ/t déchets	1.494	1.966	2.319
Exportation	MWh/t déchets	0.279 (8.7 %)	0.396 (13 %)	0.458 (18 %)
	GJ/t déchets	1.004	1.426	1.649

1. Les chiffres sont donnés comme mesure (c.-à-d. pas de facteurs d'équivalence appliqués)
2. Les efficacités en pourcentage sont données entre parenthèses (sans facteurs d'équivalence appliqués) et prennent en compte l'énergie dérivé de carburants importés ainsi que des déchets.
3. Les chiffres pour la production comprennent toute l'électricité générée
4. Les chiffres pour l'exportation exclus l'électricité produite par le processus mais consommés dans le processus
5. Valeur moyenne de PCI était de 2,9MWh/t

Tableau 3.40: Production d'électricité et taux d'exportation par tonne de déchets solides urbains
Source [Energysubgroup, 2002 #29]

D'autres données fournies pour les installations françaises montrent les résultats suivants :

Électricité	Unités	Pour les unités >3t/h			nouvelles unités
		Minimum	Moyenne	Maximum	Moyenne
Production	MWh/tonne de déchets	0.148 (4.6 %)	0.368 (11.4 %)	0.572 (17.8 %)	0.528 (16.4 %)
	GJ/tonne de déchets	0.5328	1.389	1.897	1.900
Exportation	MWh/tonne de déchets		0.285 (8.8 %)		0.430
	GJ/tonne de déchets		1.026		1.548

Tableau 3.41: Production d'électricité et données d'exportation par tonne de déchets solides urbains pour l'incinération de déchets solides urbains en France
[64, TWGComments, 2003]

3.5.4.2 Données de recyclage de la chaleur

Une étude sur quinze usines d'incinération de déchets solides urbains (données de 2001) effectuée par le sous-groupe du TWG sur l'énergie a fourni les résultats suivants:

Chaleur	Unités	Minimum	Moyenne	Maximum
Production	MWh _{th} /t déchets	1.376 (45.9 %)	1.992 (65.8 %)	2.511 (74.3 %)
	GJ _{th} /t déchets	4.953	7.172	9.040
Exportation	MWh _{th} /t déchets	0.952 (29.9 %)	1.786 (58.8 %)	2.339 (72.7 %)
	GJ _{th} /t déchets	3.427	6.600	9.259

1. Tous les chiffres sont donnés comme mesure (c.-à-d. pas de facteurs d'équivalence appliqués)
2. Les efficacités en pourcentage sont données entre parenthèses (sans facteurs d'équivalence appliqués) et prennent en compte l'énergie dérivé de carburants importés ainsi que des déchets.
3. Les chiffres pour la production comprennent toute la chaleur produite par la chaudière.
4. Les chiffres pour l'exportation exclus la chaleur produite par le processus mais consommés dans le processus

Tableau 3.42: Production de chaleur et taux d'exportation par tonne de déchets solides urbains
[Energysubgroup, 2002 #29]

D'autres données fournies par la France donnent les résultats suivants:

Chaleur	Unités	Pour les unités >3t/h		
		Minimum	Moyenne	Maximum
Production	MWh _{th} /t déchets	0.292 (9 %)	0.978 (30.4 %)	1.595 (49.6 %)
	GJ _{th} /t déchets	1.051	3.502	5.742
Exportation	MWh _{th} /t déchets		0.902 (28 %)	
	GJ _{th} /t déchets		3.247	

Tableau 3.43: Production de chaleur et taux d'exportation par tonne de déchets solides urbains pour l'incinération de déchets solides urbains en France
[64, TWGComments, 2003]

3.5.4.3 Données sur la production combinée de chaleur et d'électricité

[1, UBA, 2001]

Dans le cas de la génération combinée de l'électricité/chaleur, environ 1250 kWh de chaleur supplémentaire par tonne de déchets peuvent être utilisés à charge pleine.

S'il existe une situation d'alimentation de charge de base, le degré brut d'utilisation peut être augmenté à 75% -76% de l'apport d'énergie (valeur thermique).

Une étude sur 50 usines d'incinération de déchets solides urbains (données de 2001) effectuée par le sous-groupe du TWG sur l'énergie a fourni les efficacités en pourcentage pour la PCCE suivantes:

PCCE	Efficacité moyenne
Production	59.4 %
Exportation	49.3 %
Remarque : Pour permettre l'ajout de chaleur et d'électricité pour fournir une seule mesure efficace, un facteur de 2,6316 est appliqué aux efficacités électriques. Ce facteur prend en compte les pertes inévitables de production d'énergie électrique et permet les processus produisant différents équilibres de chaleur et d'énergie à comparer (et par conséquent à faire la moyenne) avec des moyens plus grands.	

Tableau 3.44: Efficacité moyenne en pourcentage de la PCCE (calculée sous forme d'équivalents énergétiques) pour 50 usines d'incinération de déchets solides urbains

Source [Energy subgroup, 2002 #29]

Remarque : Une évaluation sur les efficacités minimum et maximum pour la production combinée de chaleur et d'électricité (exportation) n'est pas possible et par conséquent n'est pas incluse dans le Tableau 3.44. Ceci est dû à la somme de la chaleur minimum et de l'électricité minimum ainsi que des valeurs maximum qui conduit à des résultats trompeurs.

D'autres données fournies par la France sont présentées ci-dessous. Les chiffres présentent des valeurs moyennes :

	Unités	Pour les installations >3t/h	installations nouvelles
production d'électricité	MWh _e /t déchets	0.168	0.382
	GJ _e /t déchets	0.604	1.375
production de chaleur	MWh _e /t déchets	0.647	0.944
	GJ _e /t déchets	2.329	3.398
électricité exportée	MWh _e /t déchets	0.107	0.300
	GJ _e /t déchets	0.385	1.08
chaleur exportée	MWh _e /t déchets	0.546	0.578
	GJ _e /t déchets	1.965	2.08

Tableau 3.45: Valeurs moyennes de recyclage de PCCE par tonne de déchets solides urbains pour l'incinération de déchets solides urbains en France
[64, TWGComments, 2003]

3.5.4.4 Données d'efficacité de conversion de chaudière

Une étude sur 50 usines d'incinération de déchets solides urbains (données de 2001) effectuée par le sous-groupe du TWG sur l'énergie a fourni les résultats suivants:

	Minimum	Moyenne	Maximum
Efficacité de la chaudière	75.2 %	81.2 %	84.2 %
1. Les pourcentages montrent l'efficacité de transfert de l'énergie depuis les gaz brûlés chauds vers la vapeur de la chaudière 2. Le PCI des déchets est calculé en utilisant la méthode donnée en Section 2.3.2.1.3. L'efficacité de la chaudière peut être plus faible pour de petites unités [74, TWGComments, 2004]			

Tableau 3.46: Données d'enquête des efficacités de chaudière d'incinération de déchets solides urbains
[64, TWGComments, 2003]

3.5.5 Données sur la consommation d'énergie par le processus

[1, UBA, 2001] Le processus d'incinération lui-même a besoin d'énergie pour son fonctionnement par ex. les pompes et ventilateurs. La demande varie grandement selon la construction de l'usine [1, UBA, 2001]. En particulier, la demande du processus peut être augmenté par :

- les systèmes de prétraitement mécaniques, par ex. les déchiqueteuses et dispositifs de pompage ou autre préparation des déchets
- le préchauffage de l'air d'incinération
- chauffer à nouveau les gaz brûlés (par ex. les dispositifs de traitement des gaz ou de suppression du panache)
- le fonctionnement d'usine d'évaporation des eaux usées ou semblables
- les systèmes de traitement des gaz brûlés avec des chutes de pressions élevées (par ex. systèmes de filtration) qui nécessitent des ventilateurs à ventilations forcée de plus grande puissance
- des diminutions de la valeur thermique nette des déchets – car ceci peut résulter en un besoin supplémentaire en carburants pour maintenir les températures minimum de combustion requises
- le traitement des boues par ex. le séchage [64, TWGComments, 2003]

Dans certains cas, ces demandes peuvent être atteintes partiellement ou entièrement par un échange de chaleur avec les gaz d'incinération chauds.

Les usines plus anciennes à systèmes de rattrapage de nettoyage de gaz brûlés peuvent consommer plus d'électricité comparée aux usines modernes équipées de systèmes intégrés. Pour les usines industrielles d'incinération de déchets dangereux, une gamme de 132 à 476 kWh/t de déchets est observée [1, UBA, 2001].

Le Tableau 3.47 ci-dessous présente la demande énergétique spécifique de 50 usines de déchets solides urbains étudiées (données de 2001), telle qu'effectuée par le sous groupe du TWG sur l'énergie. Le tableau montre la demande en électricité, en chaleur et le total de la demande pour des usines d'incinération complètes, exprimées par tonne de déchets traités :

type de demande énergétique	Unités	Minimum	Moyenne	Maximum
électricité (absolue)	MWh _e /t déchets	0.062	0.142	0.257
	GJ _e /t déchets	0.223	0.511	0.925
électricité (absolue)	MWh _{th} /t déchets	0.021	0.433	0.935
	GJ _{th} /t déchets	0.076	1.559	3.366
demande totale (équivalents)	MWh _{eq} /t déchets	0.155	0.575	1.116
	GJ _{eq} /t déchets	0.558	2.070	4.018

1. Tous les chiffres sont donnés comme mesure (c.-à-d. pas de facteurs d'équivalence appliqués)
2. Les efficacités en pourcentage sont données entre parenthèses (sans facteurs d'équivalence appliqués) et prennent en compte l'énergie dérivé de carburants importés ainsi que des déchets.
3. Les chiffres pour la production comprennent toute la chaleur produite par la chaudière.
4. Les chiffres pour l'exportation exclus la chaleur produite par le processus mais consommés dans le processus

Tableau 3.47: Données sur la demande en électricité, chaleur et énergie totale pour 50 incinérateurs de déchets solides urbains européens étudiés par tonne de déchets traités
[Energysubgroup, 2002 #29]

La consommation d'énergie de l'installation varie aussi selon la valeur calorifique des déchets. Ceci est largement dû aux volumes de gaz brûlés accrus avec des déchets à PCI élevé – nécessitant une capacité de FGT plus grande. La relation est présentée dans le graphique ci-dessous :

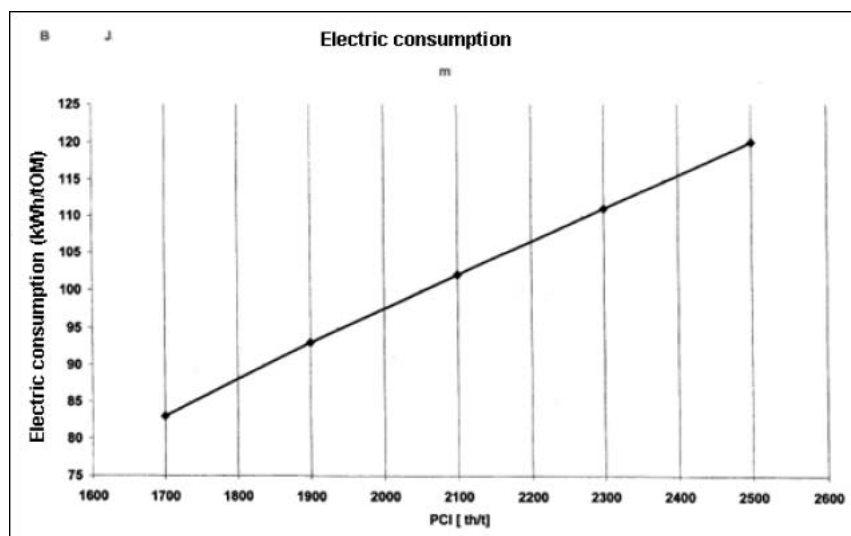


Figure 3.20: Graphique présentant l'augmentation de la consommation électrique de l'installation avec un PCI de déchets croissants

3.5.6 Données comparant l'énergie requise par l'installation et la production de l'installation

Un nombre de méthodologies différentes peut être utilisé pour comparer la consommation de l'installation par rapport aux taux de recyclage d'énergie. Dans cet exemple, développé par le sous groupe sur l'énergie du TWG du BREF, l'énergie requise pour traiter les déchets est comparée à celle recyclée provenant des déchets. D'autres indicateurs sont aussi utilisés qui comparent le ratio de production à l'apport en énergie.

Le potentiel de l'efficacité de l'usine (P_{lef}) fournit un chiffre qui compare l'énergie exportée du processus et l'énergie que le processus lui-même requiert pour son fonctionnement.

$$P_{lef} = (O_{exp} - (E_f + E_{imp})) / (E_f + E_{imp} + E_{circ})$$

Où:

E_f = apport énergétique annuel vers le système par des combustibles non issus des déchets qui s'ajoutent à la production de vapeur (GJ/an)

E_{imp} = énergie annuelle importée (Remarque: énergie provenant des déchets traités (E_w) n'est pas comprise)

E_{circ} = énergie annuelle circulée (c.-à-d. celle générée par l'installation mais utilisée dans l'installation)

O_{exp} = énergie annuelle exportée (total combiné de chaleur plus électricité comme équivalents)

Remarque : Parce que différents types d'énergie (électricité et chaleur) sont ajoutés tous les chiffres calculés comme équivalents à la consommation.

L'énergie exportée (par ex. vendue) moins l'énergie importée est divisée par la demande

énergétique totale pour le processus d'incinération de déchets, y compris le nettoyage des gaz brûlés, la génération de chaleur et d'électricité. Parce que le calcul ne prend pas en compte la teneur en énergie dans les déchets, il permet seulement de comparer l'efficacité des incinérateurs traitant des déchets semblables.

Le Tableau 3.48 ci-dessous présente les résultats d'une enquête par le sous-groupe du TWG sur l'énergie : Là où le résultat est supérieur à 1, ceci montre que l'usine exporte plus d'énergie gagnée depuis les déchets que celle qui est utilisée pour faire fonctionner le processus d'incinération des déchets.

type de processus	Nombre d'usines étudiées	Minimum	Moyenne	Maximum
PCCE Pl _{ef} (CHP)	50	0.6	2.0	7.1
Électricité seulement Pl _{ef} (electr.)	8	0.6	1.2	1.6
Chaleur seulement Pl _{ef} (heat)	15	1.0	2.8	7.1
Remarque : Parce que le calcul ne prend pas en compte la teneur en énergie dans les déchets, il permet seulement de comparer l'efficacité des incinérateurs traitant des déchets (PCI) semblables.				

Tableau 3.48: Ratio d'énergie exportée et consommé pour divers incinérateurs de déchets
Source [Energysubgroup, 2002 #29]

Là où le résultat est inférieur à un, ceci signifie que l'usine utilise plus d'énergie pour faire fonctionner l'installation d'incinération qu'il n'y en a de recyclée à partir des déchets. Une telle situation peut être envisagée dans une installation traitant des déchets à très faible valeur calorifique.

Ce calcul ne nécessite pas de connaissance sur la teneur en énergie des déchets. Cependant, le résultat sera influencé par la teneur énergétique des déchets, et il peut être attendu que les déchets à teneur en énergie plus élevée peuvent résulter en des exportations plus grandes d'énergie, et par conséquent des valeurs plus élevées de Pl_{ef}.

3.6 Bruit

Le Tableau 3.49 ci-dessous décrit les sources et les niveaux sonores, généré dans des installations d'incinération de déchet avec une partie des mesures de réduction utilisées:

zone liée au bruit/principaux émetteurs	mesures de réduction	niveau de bruit L _{WA} en dB(A)
Livraison de déchets c.-à-d. bruit des camions etc.	hall de déversement fermé de tous les côtés	104 - 109
déchiquetage	ciseaux dans le hall de déversement	95 - 99
trémie de déchets	insonorisation sonore du bâtiment avec du béton-gaz, portes avec une conception étanche	79 - 81
bâtiment de chaudière	Clôture avec une construction à multi-enveloppe ou béton-gaz, conduits de ventilation à silencieux de jonction, portes étanches	78 - 91

bâtiment des machines	utilisation de vannes à faible bruit, tuyaux à isolation sonore, isolation sonore du bâtiment tel que décrit ci-dessus	82 - 85
Nettoyage des gaz brûlés: - ESP – Déchiquetage – Tirage de ventilation – cheminée – système de nettoyage complet des gaz brûlés	isolation sonore, équipements abrités par ex. avec les feuilles à ondulation en trapèze, utilisation de capots pour l'aspiration et le silencieux de la cheminée	82 - 85 82 - 85 82 - 84 84 - 85 89 - 95
élimination des résidus – élimination du mâchefer – Chargement – Transport depuis l'usine - résidus de la gestion des déchets	Fermeture, chargement dans la trémie	71 - 72 73 - 78 (jour) 92 - 96 (jour) 92 - 96 (day) 71 - 72 (nuit)
Refroidissement à air:	silencieux sur les côtés de l'aspiration et pression (voir aussi le BREF sur les systèmes de refroidissement pour plus d'information)	90 - 97
installation de transformation de l'énergie	conception de faible bruit, dans des bâtiments spécialement conçus à isolation sonore	71 - 80
Niveau total de L_{WA} de l'usine Jour/Nuit		105 - 110 93 - 99
Remarque : jour/nuit indique que le fonctionnement est généralement effectué le jour ou la nuit.		

Tableau 3.49: Sources de bruit dans les usines d'incinération
[1, UBA, 2001]

Avec les mesures de réduction du bruit décrites plus haut, les limites des émissions de bruit, données pour un projet spécifique basé sur les conditions locales, peuvent être atteintes de jour et de nuit. Le bruit est aussi généré lors de la phase de construction. Ceci peut résulter en une exposition considérable au bruit dans les zones résidentielles voisines, selon l'endroit. Trois étapes de construction principales sont toutes pertinentes de la même façon quant aux sources de bruit :

- creuser les fondations
- couler les fondations (y compris le ferraillage) et
- ériger l'enveloppe externe du bâtiment

Des mesures appropriées, telles que des restrictions sur les heures de fonctionnement, en particulier la nuit, l'utilisation de machines à faible niveau sonore et des mesures d'isolation sonore structurelle temporaires, peuvent être prises. Dans certains États Membres, il existe aussi une législation spécifique en la matière.

[1, UBA, 2001], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

3.7 Autres ressources opérationnelles

Cette section décrit certaines des substances consommées par le processus d'incinération et donne des données disponibles. Le Tableau 3.51 à la fin de cette section fournit des données sur les quantités de substances variées consommées par des incinérateurs de déchets dangereux.

3.7.1 L'eau

La principale consommation d'eau dans les usines d'incinération est le nettoyage des gaz brûlés. Les systèmes secs consomment le moins d'eau et les systèmes humides généralement le plus. Les systèmes semi humides sont entre les deux.

Les taux d'effluent typiques dans les incinérateurs de déchets solides urbains sont d'environ 250 kg/t de déchets traités (l'épuration humide, autre technologies de FGT fournissent des chiffres différents).

Il est possible pour les systèmes humides de grandement réduire leur consommation par la recirculation de l'effluent traité comme une alimentation pour l'eau d'épuration. Ceci peut seulement être réalisé à certain degré car du sel peut se former dans l'eau re-circulée.

L'utilisation d'épurateurs à condensation fournit un moyen supplémentaire par lequel l'eau peut être retirée du flux des gaz brûlés, qui ensuite, après traitement, peut être recyclée vers l'épurateur. L'agglomération de sel reste un problème.

Les processus sans chaudière de recyclage d'énergie peuvent avoir une consommation d'eau bien plus élevée. La raison est que le refroidissement nécessaire des gaz brûlés est effectué en utilisant l'injection d'eau. Les taux de consommation allant jusqu'à 3,5 tonnes d'eau/tonne de déchets sont observés dans de tels cas (Belgique 2002). Les installations avec un système de trempe rapide (telles que celles fonctionnant au RU pour l'incinération de déchets dangereux) peuvent utiliser jusqu'à 20 tonnes d'eau par tonne de déchets incinérés.

La consommation d'eau pour le FGT dans l'incinération de déchets dangereux est d'environ 1 - 6 m³ par tonne de déchets ; et pour les boues d'épuration elle est d'environ 15,5 m³ par tonne de déchets.

[74, TWGComments, 2004]

3.7.2 Autres ressources de fonctionnement

[1, UBA, 2001] Les taux de consommation suivants (et les produits résiduels) peuvent être calculés pour leur **réaction stoechiométrique** lors du nettoyage des gaz brûlés :

Polluant		Ca(OH) ₂	produits résiduels	
	kg	kg		kg
HCl	1	1.014	CaCl ₂	1.521
HF	1	1.850	CaF ₂	1.950
SO ₂	1	1.156	CaSO ₄	2.125
Polluant		NaOH	produit résiduel	
HCl	1	1.097	NaCl	1.600
HF	1	2.000	NaF	2.100
SO ₂	1	1.249	Na ₂ SO ₄	2.217
Polluant		Bicarbonate de sodium	produit résiduel	
HCl	1	2.301	NaCl	1.603
HF	1	4.200	NaF	2.100
SO ₂	1	2.625	Na ₂ SO ₄	2.219
Polluant		Ammoniaque	produit résiduel	
NO	1	0.370	Pas applicable	
NO ₂	1	0.739		
Polluant		Urée	produit résiduel	
NO	1	0.652	Pas applicable	
NO ₂	1	1.304		

Remarque : 1. pour établir des ratios exacts de réactifs il est nécessaire de prendre en compte le niveau initial d'émission et le niveau visé d'émission 2. Les réactifs peuvent être fournis à des concentrations variées et ceci peut par conséquent altérer les taux d'ensemble de consommation de réactifs mélangés

Tableau 3.50: Calcul stoechiométrique des quantités de chaux utilisée pour l'absorption lors du nettoyage des gaz brûlés (réactifs exprimés à une concentration et pureté à 100%)

[1, UBA, 2001] [74, TWGComments, 2004]

3.7.2.1 Neutralisateurs

[1, UBA, 2001] Pour neutraliser les acides contenus dans les gaz brûlés, on utilise soit NaOH, chaux hydratée, lait de chaux, soit du bicarbonate de sodium. Leur consommation dépend de la structure spécifique des déchets (et par conséquent la teneur des gaz bruts) ainsi que l'équipement technique utilisé (contact, mélange, etc.).

Pour la chaux hydratée, 6 kg/t à 22 kg/t de déchets sont consommés selon le type de nettoyage des gaz brûlés et autres facteurs. Pour le NaOH, 7,5 - 33 kg/t de déchets [74, TWGComments, 2004]

3.7.2.2 Agents de retrait du NOx

Les réactifs typiques pour le retrait du NOx des gaz brûlés sont l'ammoniaque, l'eau ammoniacquée (25% de NH₃) et la solution d'urée. La dernière, dépend en particulier du producteur, souvent complété par les ingrédients additionnels.

Si les concentrations de NOx en amont sont connues, ceci aide à avoir un processus bien contrôlé. [74, TWGComments, 2004]

L'utilisation de ces matériaux doit être réalisée de manière ciblée et bien contrôlée pour empêcher une formation excessive d'ammoniaque ou l'échappement direct du surplus d'ammoniaque.

Pour l'eau ammoniacquée, un taux de consommation de 2,5 kg/t de déchet est mentionné. Les recherches ont montré une gamme de valeur de 0,5 à 5 kg/t de déchets.

3.7.2.3 Fioul et gaz naturel

Le fuel léger (diesel), le carburant lourd (environ 0,03 – 0,06 m³ par tonne de déchets) et le gaz naturel (dans les usines autrichiennes entre 4,5 et 20 m³ par tonne de déchets) sont utilisés pour le processus de chauffage et de brûleurs de soutien. [74, TWGComments, 2004]

Les solvants usages (typiquement avec une valeur thermique >25 MJ/kg) sont aussi utilisés comme carburant de soutien dans certaines usines.

Les déchets à forte valeur calorifique (par ex. huiles et solvants, typiquement avec une valeur thermique >15 MJ/kg) sont couramment utilisés comme carburant de soutien dans les usines d'incinération de déchets dangereux à four rotatif.

si les gaz brûlés sont réchauffés pour des étapes de processus unique (par ex. SCR) ceci est principalement effectué avec du gaz naturel.

3.7.2.4 Données d'enquête d'usine à incinérateur de déchets dangereux marchand

[EURITS, 2002 #41].

Ci-dessous, le tableau donne une vue d'ensemble de la quantité minimum et maximum d'additifs en kilogrammes par tonne de déchets incinérés pour les installations de déchets dangereux marchandes étudiées :

	kg/t déchets		
Additifs	Minimum	Maximum	Moyenne
CaO + Ca(OH) ₂ (100 %), sous forme de CaO	1.33	97	28.6
NaOH (50 %)	0.40	41.67	15.5
CaCO ₃	11.9	23.76	17.4
HCl (33 %)	0.14	10	1.5
TMT-15 ou autre traitement spécifique	0.0085	0.98	0.23
Na ₂ S	0.008	0.83	0.44
Na ₂ S ₂ O ₃	0.08	4.2	1.7
FeCl ₃	0.049	0.50	0.27
FeClSO ₄	0.15	0.96	0.55
chlorure de Fe Al	1.75	1.75	1.75
PE	0.01	1.30	0.3
carbone activé	0.3	19.31	3.7
Urée (45%)	3.1	3.1	3.1
NH ₄ OH	0.50	3.33	2.1
CaCl ₂	2.36	2.36	2.36
Remarque : Ce tableau donne uniquement des valeurs de référence et peut ne pas être représentatif pour une installation ou technique spécifique.			

Tableau 3.51: Quantité d'additifs utilisé par les processus d'incinération de déchets dangereux marchands

Source [EURITS, 2002 #41]

4 TECHNIQUES À PRENDRE EN CONSIDÉRATION POUR LA DÉTERMINATION DES MTD

Ce chapitre présente les techniques généralement considérées comme ayant le potentiel pour atteindre un haut niveau de protection de l'environnement dans les activités industrielles visées par ce document. Les systèmes de management, les techniques du process lui-même, et les dispositifs de traitement finaux (*end of pipe*) en font partie. Les procédures de prévention, de contrôle, de conception de l'installation, de management et de recyclage sont prises en compte, de même que la valorisation des matériaux et de l'énergie.

Afin d'atteindre les objectifs de la directive IPPC, les techniques peuvent être utilisées, soit séparément, soit combinées entre elles. L'annexe IV de la directive énumère un certain nombre de critères généraux à prendre en compte lors de la détermination des MTD ; les techniques présentées dans ce chapitre se réfèrent à un ou plusieurs de ces critères. Dans la mesure du possible, un même canevas est employé pour décrire toutes les techniques afin de permettre la comparaison entre elles et leur évaluation objective vis-à-vis de la définition de MTD donnée dans la directive.

Etant donné qu'il est impossible d'être exhaustif, que le secteur industriel est par nature dynamique et que ce document reflète la situation à un moment donné, il est possible que des techniques non décrites ici puissent également être considérées comme MTD. Ce pourraient être des techniques qui, atteignant ou dépassant les critères des MTD établis ici et dans le chapitre 5 présenteraient des avantages particuliers pour un contexte local donné. [64, TWGComments, 2003]

Organisation du Chapitre 4

Globalement, ce chapitre présente les techniques dans l'ordre dans lequel elles apparaissent dans la majorité des installations d'incinération de déchets. Cette disposition permet ainsi de clairement identifier les techniques spécifiques à **chaque étape** du process d'incinération, et pouvant mener à des performances environnementales améliorées ou à d'autres avantages pertinents pour la détermination des MTD.

Le tableau 4.1 donne le titre des différentes sections de ce chapitre et indique la façon dont les techniques ont été groupées dans le cadre du BREF

Numéro de section du chapitre 4 (et lien hypertexte vers la section)	Titre de section
4.1	Pratiques générales mises en œuvre avant le traitement thermique
4.2	Traitement thermique
4.3	Valorisation énergétique
4.4	Traitement des fumées
4.5	Traitement et surveillance des rejets d'eau industrielle
4.6	Techniques de traitement pour les résidus solides
4.7	Bruit
4.8	Outils de management de l'environnement
4.9	Bonnes pratiques pour la sensibilisation et la communication vers le public

Tableau 4.1 : Organisation des informations du chapitre 4

Description:

Chaque technique décrite est accompagnée d'informations, fournies par le Groupe de Travail Technique (TWG), sur les niveaux de consommations et d'émissions considérés comme atteignables lorsqu'on met en œuvre la technique, d'idées sur les coûts et les effets croisés associés à celle-ci ainsi que des informations sur l'applicabilité de la technique aux différentes installations nécessitant un permis IPPC (par exemple installations nouvelles, existantes, grandes, petites) et également en fonction des différents types de déchets.

Dans la mesure du possible, un même canevas est employé pour décrire toutes les techniques, tel que présenté dans le tableau suivant, afin de permettre la comparaison entre elles et leur évaluation objective vis-à-vis de la définition de MTD donnée dans la directive. La détermination des MTD en elle-même n'est pas traitée dans le présent chapitre, mais dans le chapitre 5. Le tableau 4.2 ci-dessous montre comment sont structurées les informations sur chaque technique présentée dans ce chapitre :

Sous titres	Contenu
Description	Description technique
Avantages environnementaux	Principal (aux) avantage(s) environnemental(aux) obtenus par la mise en œuvre de la technique (process ou abattement de pollution), y compris les valeurs d'émissions atteintes et les niveaux de performance obtenus (voir également l'annexe IV de la directive IPPC). Comparaison des avantages environnementaux de la technique par rapport à ceux d'autres techniques
Effets croisés	Tout inconvénient et « effet secondaire » provoqué par la mise en œuvre de la technique. Détails sur les problèmes environnementaux que peut présenter la technique par rapport à d'autres
Données d'exploitation	Données relatives aux performances sur les niveaux d'émissions et de consommations (matières premières, additifs, eau et énergie) ainsi que sur la production de déchets. Toute autre information utile sur la manière de mettre en œuvre la technique et d'en assurer la maintenance et le contrôle, y compris les aspects sécurité, les contraintes opérationnelles, le niveau de qualité obtenu en sortie, etc.
Applicabilité	Considérations sur les facteurs relatifs à l'application de la technique, selon qu'il s'agisse d'une installation nouvelle ou existante (par ex. disponibilité d'un espace suffisant, caractéristiques du process)
Données économiques	Informations sur les coûts (investissement et exploitation) et sur les économies possibles (par ex. réduction de la consommation de matière première, réduction des frais liés aux déchets générés par la technique), par rapport aux performances de la technique.
Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique	Raisons incitant à mettre en œuvre la technique (par ex. autre réglementation, amélioration de la qualité de production)
Exemple d'installations	Références d'installations où la technique est mise en œuvre
Bibliographie	Documents de référence pour des informations plus détaillées sur la technique

Tableau 4.2: Détail du type d'informations fournies pour chaque technique décrite dans le chapitre 4

Dans la mesure du possible, ce chapitre fournit des informations sur les activités réelles qui sont, ou qui peuvent être, mises en œuvre par ce secteur, y compris les coûts effectifs associés. Quand cela est possible, les informations fournies donnent également le contexte dans lequel la technique peut être employée efficacement.

4.1 Pratiques générales mises en œuvre avant le traitement thermique

4.1.1 Adéquation de la technique de traitement aux déchets reçus

Une des décisions les plus importantes à prendre par l'exploitant est celle du choix d'une technique de combustion (ou de traitement thermique) qui soit techniquement appropriée aux déchets qui seront alimentés. Une fois que cette technique de combustion a été choisie, il devient nécessaire de contrôler les déchets entrants, de telle sorte que leurs propriétés se maintiennent dans la plage de fonctionnement pour laquelle la technique de combustion a été conçue (voir les techniques décrites en 4.1.3).

En général, les technologies existantes ont été développées afin de répondre aux exigences spécifiques du traitement de flux particuliers de déchets. L'application d'une technologie développée pour un type de déchets à un autre de caractéristiques éventuellement inappropriées, peut entraîner une performance faible ou incertaine. Certaines installations sont conçues pour le « *mass burning* » (c.-à-d. pour pouvoir traiter des déchets de composition variable), tandis que d'autres ne peuvent recevoir que des flux de déchets aux caractéristiques précises. La technique de combustion adaptée dépend des déchets qui seront reçus. Des conséquences non négligeables en terme de fonctionnement de l'installation, de sécurité et d'environnement peuvent survenir du fait du traitement de déchets dans une installation non adaptée.

En plus de la performance visée (par ex. élimination des déchets, production d'énergie, niveaux d'émissions), le choix d'une technique de traitement thermique doit généralement prendre en compte les critères techniques suivants :

- composition chimique des déchets et plage de variation
- caractéristiques physiques des déchets, par ex. dimension des particules et plage de variation
- caractéristiques thermiques des déchets, par ex. pouvoir calorifique, taux d'humidité
- capacité et disponibilité requises du process
- qualité et composition requises des mâchefers et autre(s) résidu(s)
- possibilités d'utiliser les produits résultant d'une oxydation partielle, tel que le gaz de synthèse ou le coke
- niveaux d'émissions visés et système d'abattement choisi
- type de valorisation énergétique (par ex. chaleur, électricité, co-génération)

En plus de ces critères techniques, ce qui suit peut aussi avoir une influence sur le choix final de la technique de combustion :

- niveau de risque technique
- retour d'expérience et compétences disponibles
- budget

Les installations qui sont conçues pour traiter un type bien particulier de déchets (ou des déchets fortement prétraités et donc plus homogènes) fonctionnent dans des plages de performances plus étroites que celles qui reçoivent des déchets très variés. Augmenter l'homogénéisation des déchets permet d'améliorer la stabilité du process, ce qui entraîne une composition des fumées plus constante et prévisible. Lorsque la qualité des déchets peut être bien contrôlée, le dimensionnement du système de traitement des fumées peut être réduit jusqu'à un certain point sans risque de concentrations en polluants dans les fumées brutes dépassant les capacités du système de traitement.

Dans la pratique, la plupart des incinérateurs ne peuvent exercer qu'un contrôle limité sur le contenu précis des déchets qu'ils reçoivent. Les exploitants qui sont dans cette situation doivent alors concevoir leur process de telle sorte que ce dernier soit suffisamment flexible pour pouvoir s'adapter à la gamme de déchets reçus. [64, TWGComments, 2003]

4.1.2 Mesures générales concernant l'ordre et la propreté du site

De façon générale, l'ordre et la propreté contribuent à créer un environnement de travail de qualité et peuvent permettre d'identifier des problèmes d'exploitation, avant que ces derniers ne surviennent.

Les éléments principaux pour maintenir le site propre et en ordre sont :

- l'utilisation de systèmes permettant d'identifier, de localiser et de stocker les déchets reçus en fonction de leur niveau de risques
- la prévention des émissions de poussières provenant des équipements du process
- la gestion efficace des rejets liquides
- une maintenance préventive efficace

[64, TWGComments, 2003]

4.1.3 Contrôle de la qualité des déchets entrants

4.1.3.1 Fixer les limites en déchets entrants et identifier les risques clés

Description

Chaque installation présente des restrictions sur les caractéristiques des déchets pouvant alimenter l'incinérateur. A partir des limites du process d'incinération, on peut établir les spécifications sur les déchets entrants en précisant les flux entrants maximum et souhaitable. On peut ensuite identifier les risques clés, et les contrôles nécessaires pour empêcher ou réduire le fonctionnement hors de ces limites.

Les facteurs participant à l'établissement de telles limites comprennent :

- la conception du mécanisme d'alimentation des fours en déchets et les caractéristiques physiques à respecter par les déchets reçus
- le débit d'alimentation en déchets et la capacité thermique du four
- les valeurs limites d'émissions devant être atteintes (c.-à-d. % d'abattement de polluant nécessaire)
- le dimensionnement du système de traitement des fumées pour l'abattement particulier d'un polluant (c.-à-d. limite sur le débit des fumées, concentration du polluant, etc.)

Des exemples de risques clés peuvent être :

- un apport élevé en mercure dans les déchets, conduisant à de fortes concentrations de ce polluant dans les gaz de combustion
- un apport élevé en iode ou en brome, conduisant à de fortes concentrations de ces polluants dans les gaz de combustion
- une grande variabilité du taux d'humidité ou du PCI, conduisant à une combustion irrégulière
- une concentration élevée des fumées en chlore qui excède les spécifications du dimensionnement du système de traitement des fumées
- une concentration élevée des fumées en soufre qui excède les spécifications du dimensionnement du système de traitement des fumées
- un changement rapide dans la composition chimique des fumées, ce qui affecte le fonctionnement du système de traitement des fumées
- des éléments de grande taille bloquant physiquement les systèmes d'alimentation des fours en déchets et conduisant à une interruption momentanée du fonctionnement habituel
- scorification (ramollissement-collage des poussières)/encrassement excessif des composants de la chaudière lors de l'incinération de certains types de déchets ; il a été signalé par ex. que des sources de concentrations élevées en zinc (déchets de bois contaminés) peuvent causer un encrassement anormal dans le premier parcours de la chaudière

Une fois que les risques théoriques et réels (c.-à-d. ceux se produisant dans les usines en activité) ont été établis, l'exploitant peut alors développer une stratégie de contrôle ciblé pour réduire ces risques ; par ex, si l'exploitant a remarqué que l'installation pouvait parfois subir des dépassements de valeurs d'émissions en HC1, il peut décider d'essayer de contrôler les sources et les pics de concentrations en C1 dans les déchets reçus et/ou il peut intervenir sur les caractéristiques du système de traitement des gaz acides.

Avantages environnementaux

La mise en œuvre de cette technique aide à assurer un fonctionnement stable et sans à-coup de l'incinérateur et réduit donc, au final, les interventions d'urgence à mener sur le process.

Effets croisés

La mise en œuvre de procédures de restrictions sur les déchets entrants a comme conséquence le refus des déchets qui ne correspondent pas aux spécifications établies. Ces déchets sont alors détournés du procédé d'incinération vers d'autres options de traitement de déchets. Le type et l'importance des effets croisés qui en résultent dépendent donc du type de traitement choisi en remplacement et de ses performances.

Données d'exploitation

Voir la partie « Description » ci-dessus.

Applicabilité

Applicable à toutes les installations d'incinération de déchets, en particulier celles qui reçoivent des déchets de sources variées et ayant des spécifications larges ou difficiles à contrôler (par ex. les incinérateurs de déchets dangereux).

Les installations existantes auront l'avantage de pouvoir utiliser leur expérience et leurs connaissances acquises lors de situations déjà rencontrées sur le site. Les installations nouvelles pourront, dans un premier temps, utiliser l'expérience acquise sur des installations existantes de même type, puis, dans un second temps, adapter et développer leurs propres procédures selon leur propre retour d'expérience.

Les installations disposant d'une capacité de stockage importante et d'équipements de prétraitement peuvent accepter des déchets qui, initialement, ne correspondent pas aux spécifications de leur technique de combustion. Il leur faut alors prétraiter et homogénéiser ces déchets de façon à les rendre compatibles avec les spécifications de la technique de combustion.

Alors que les incinérateurs de déchets dangereux sont souvent construits pour pouvoir recevoir tout type de déchets dangereux, ce n'est pas le cas de la plupart des autres incinérateurs, notamment des incinérateurs de déchets municipaux. Cependant, certains types de déchets, qui sont de nature similaire aux déchets municipaux, sont traités dans des incinérateurs de déchets municipaux, par exemple les déchets industriels banals, les déchets d'activités de soins à risques infectieux¹ et les boues de stations d'épuration. Afin de pouvoir traiter des déchets de nature différente de ceux pour lesquels elle a été conçue, l'installation peut devoir mettre en œuvre certaines adaptations, comme par exemple, des systèmes spécifiques de réception, de stockage et de manutention. Si les déchets sont de nature fortement différente, alors des adaptations plus importantes peuvent s'avérer nécessaires, par ex. au niveau du type de four, du système de traitement des fumées, du système de traitement des rejets liquides, des mesures de sécurité et des équipements de contrôle et de laboratoire. [64, TWGComments, 2003]

Données économiques

¹ Le texte anglais parle de "clinical waste", ce qui est moins précis que le correspondant français « déchets d'activités de soins à risques infectieux » retenu par les traducteurs-vérificateurs dans presque tout ce chapitre 4 et dans le chapitre 5. (On trouvera aussi parfois « déchets hospitaliers »)

Les coûts ne sont pas quantifiables avec précision.

Le fait de retirer certaines sources ou certains types de déchets peut réduire les recettes. De plus, un investissement spécifique peut être nécessaire pour mettre en œuvre des techniques d'identification et de gestion des déchets non désirés, par ex. analyses, prétraitement.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Une bonne connaissance des limitations du process est nécessaire afin d'évaluer et de sélectionner les procédures permettant de contrôler les apports en déchets, et, de ce fait, la performance du process dans son ensemble.

Exemple d'installations

Pratique généralement employée dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux.

La technique est également mise en œuvre dans de nombreux incinérateurs de déchets municipaux en Europe afin d'identifier et, si possible, d'exclure les types de déchets non désirés.

Bibliographie

[55, EIPPCBsitevisits, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.3.2 Communication avec les apporteurs de déchets afin d'améliorer les contrôles sur la qualité des déchets entrants

Description

Les déchets proviennent généralement de sources très variées sur lesquelles l'exploitant n'a qu'un contrôle limité. Lorsque l'exploitant a identifié des déchets, des substances, des propriétés de déchets ou encore des sources de déchets qui peuvent causer ou qui causent des problèmes d'exploitation, il peut s'avérer pertinent de mettre en œuvre une communication vers les personnes qui produisent et apportent ces déchets dans le but de leur expliquer les difficultés rencontrées. Par exemple, la collecte séparative des déchets contenant du mercure, comme les piles ou les amalgames dentaires, permet de réduire la présence de mercure dans les déchets municipaux.

Le type de techniques utilisées et leur degré d'utilisation dépendent du niveau de risques ainsi que de la fréquence et de la nature des difficultés d'exploitation rencontrées. En général, plus les types de déchets, les compositions de déchets et les sources varient, et plus il faudra accorder d'importance au contrôle des déchets entrants.

Avantages environnementaux

Éviter la réception de déchets non conformes aux spécifications de l'installation ou encore contrôler la réception des déchets difficiles à traiter ou nécessitant une attention particulière peut réduire les problèmes d'exploitation et, par conséquent, aura un effet bénéfique sur les émissions de l'installation.

Effets croisés

Il se peut que certains déchets soient déviés de l'incinérateur vers d'autres options de traitement de déchets.

Données d'exploitation

Applicabilité

Cette technique peut être appliquée à toutes les installations d'incinération de déchets, mais elle est surtout utilisée dans celles recevant des déchets de sources variées et ayant des spécifications larges ou difficiles à contrôler (par ex. les incinérateurs de déchets dangereux).

Les process d'incinération conçus pour recevoir un type bien précis de déchets doivent apporter une attention toute particulière à la surveillance de certaines substances clés.

Les installations existantes auront l'avantage de pouvoir utiliser leur propre retour d'expérience.

Données économiques

Le fait d'éviter des problèmes d'exploitation peut engendrer des économies.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Les procédures de contrôle des déchets entrants peuvent réduire les risques de dérèglement du process et donc les risques de rejets associés.

Exemple d'installations

Pratique généralement employée dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux.

L'installation de SELCHP (incinérateur de déchets municipaux du Sud-Est de Londres, Royaume-Uni) a identifié des sources de gypse (sulfate de calcium) qui perturbaient le bon fonctionnement de l'installation.

À Caen (France), une campagne d'information réussie a été menée pour réduire la présence de mercure dans les déchets municipaux.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.1.3.3 Contrôle sur site de la qualité des déchets alimentant le four

Description

Afin de permettre de contrôler la qualité des déchets alimentant le four, et par conséquent de stabiliser le process de combustion à l'intérieur des spécifications de dimensionnement, un ensemble de critères de qualité sur les déchets peut être élaboré. Ces critères peuvent être dérivés des limitations opérationnelles du process, telles que:

- la capacité thermique de l'incinérateur
- les caractéristiques physiques à respecter pour les déchets (dimension des éléments)
- les contrôles du process d'incinération (par ex. PCI, production de vapeur, teneur en O₂, etc.)
- le dimensionnement du système de traitement des fumées et, par conséquent, les concentrations/taux maxima de polluants dans les fumées en entrée du système de traitement
- les valeurs limites d'émissions qui doivent être respectées
- les exigences de qualité sur les mâchefers

Les déchets peuvent être stockés, mélangés ou homogénéisés (ceci est limité par certaines réglementations nationales) afin de s'assurer qu'au final les déchets alimentant le four répondent aux critères de qualité qui ont été élaborés.

Les substances/propriétés clés, qui exigent généralement que des procédures particulières soient mises en place pour leur gestion, varient en termes de concentration et de distribution dans les déchets et sont les suivantes :

- mercure, métaux alcalins et métaux lourds
- iode et brome
- chlore et soufre
- variations du PCI ou du taux d'humidité
- polluants organiques critiques, par ex. PCB
- consistance physique des déchets, par ex. les boues de stations d'épuration
- miscibilité de différents types de déchets

Les résultats du CEN/TC 292 et CEN/TC 343 peuvent être appropriés pour effectuer l'échantillonnage de ces substances dans les déchets.

Avantages environnementaux

Réduction des émissions grâce à :

- un déroulement du process stable, sans à-coup
- une combustion efficace
- une amélioration de la récupération d'énergie
- une composition plus régulières des fumées et par conséquent un fonctionnement amélioré du système de traitement des fumées
- une limitation de l'encrassement de la chaudière par la réduction des émissions de poussières

Effets croisés

La préparation et le stockage des déchets peuvent entraîner des émissions fugitives qui nécessitent une gestion appropriée.

Données d'exploitation

Pas d'information.

Applicabilité

Toutes les installations doivent prendre en compte les limitations d'entrée de leur process afin d'en déduire les restrictions appropriées en terme d'apports de déchets et les opérations de prétraitement éventuellement nécessaires pour s'assurer que ces limitations soient respectées.

Mettre en œuvre cette technique est particulièrement nécessaire lorsque les déchets sont de composition fortement variable (par ex. dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux), ainsi que dans les installations de faible capacité, ces dernières ayant des capacités *tampon* moindre que celles d'installations plus grandes.

[64, TWGComments, 2003] Cette technique trouve son application principale et présente des avantages pour les incinérateurs de déchets dangereux, bien que, dans quelques pays (par ex. l'Autriche), elle soit mise en œuvre dans tous les incinérateurs.

Données économiques

Pas d'information

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Pour aider à s'assurer que les déchets alimentant le four conviennent bien au process utilisé, et par conséquent permettre que les niveaux d'émissions et de consommations soient conformes aux niveaux requis.

Exemple d'installations

Appliquée en particulier dans les incinérateurs de déchets dangereux en Europe.

Bibliographie

[25, Kommunikemi, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.3.4 Vérification, échantillonnage et tests sur les déchets entrants

Description

Cette technique implique la mise en œuvre de procédures appropriées permettant l'évaluation des déchets entrants. Les évaluations effectuées sont sélectionnées dans le but de :

- s'assurer que les déchets reçus sont conformes aux spécifications de l'installation
- déterminer si les déchets nécessitent une manutention, un stockage ou un traitement spécial,

- ou encore un enlèvement vers un autre site
- s'assurer que les déchets sont tels que décrits par l'apporteur (pour des raisons contractuelles, opérationnelles ou légales)

Les techniques adoptées varient de la simple évaluation visuelle à l'analyse chimique complète. L'ampleur des procédures adoptées dépendra :

- de la nature et de la composition des déchets
- de l'hétérogénéité des déchets
- des problèmes connus vis-à-vis de certains déchets (d'un certain type ou d'une certaine source)
- des sensibilités particulières de l'installation concernée (par ex. certaines substances connues pour causer des problèmes d'exploitation)
- si les déchets sont d'origine connue ou non
- de l'existence ou non de spécifications vis-à-vis de la qualité des déchets
- si les déchets ont déjà été pris en charge dans le passé et si l'installation en a l'expérience

Des exemples de procédures sont fournies dans la partie « Données d'exploitation » ci-après.

Avantages environnementaux

L'identification des déchets, des substances ou des propriétés de déchets non conformes aux spécifications de l'installation peut réduire les problèmes d'exploitation et par conséquent éviter des rejets supplémentaires.

Effets croisés

Aucun effet croisé significatif.

Données d'exploitation

Type de déchets	Exemple de techniques mises en œuvre	Commentaires
Déchets municipaux en mélange	<ul style="list-style-type: none"> • Inspection visuelle de la fosse • Contrôle aléatoire d'apports individuels de déchets par déchargement à part • Pesée des déchets au moment de la réception • Détection de la radioactivité 	Les apports de déchets d'origines industrielles et commerciales peuvent présenter des risques élevés et nécessiter une attention particulière
Déchets municipaux prétraités et RDF (<i>Refuse Derived Fuels</i>)	<ul style="list-style-type: none"> • Inspection visuelle • Echantillonnage et analyse périodiques sur des propriétés/substances clés 	
Déchets dangereux	<ul style="list-style-type: none"> • Inspection visuelle • Contrôle des données figurant sur la déclaration fournie par l'apporteur et comparaison avec les déchets livrés • Prélèvement/analyses sur toute livraison de déchets dangereux en citernes • Vérification aléatoire sur les déchets dangereux livrés en fûts • Déballage et vérification des déchets dangereux emballés • Evaluation des paramètres de combustion • Essais de mélange sur les déchets dangereux liquides avant stockage • Contrôle du point éclair des déchets stockés en fosse • Analyse complète des déchets entrants pour obtenir leur composition élémentaire, par ex. par EDXRF (fluorescence X à dispersion d'énergie) 	<p>La mise en œuvre de procédures étendues et efficaces est particulièrement importante pour ce secteur.</p> <p>Les installations recevant un seul type de déchets dangereux peuvent mettre en œuvre des procédures simplifiées.</p>

Boues de stations d'épuration	<ul style="list-style-type: none"> • Echantillonnage et analyse périodiques sur des propriétés et substances clés • Contrôles sur la non présence de matériaux durs, par ex cailloux/métaux/bois/plastiques, avant les étapes de pompage, déshydratation et séchage • Contrôle du process pour s'adapter aux variations sur les boues 	L'adéquation des techniques dépend du type de boues, par ex. boues brutes, boues digérées, boues oxydées, etc.
Déchets d'activités de soins à risques infectieux	<ul style="list-style-type: none"> • Contrôle des données figurant sur la déclaration fournie par l'apporteur et comparaison avec les déchets livrés • Détection de la radioactivité 	L'échantillonnage sur ce type de déchets est fortement déconseillé du fait du risque d'infection. Les contrôles doivent être faits par le producteur de déchets.
Sous-produits animaux	<ul style="list-style-type: none"> • Contrôle des données figurant sur la déclaration fournie par l'apporteur et comparaison avec les déchets livrés • Echantillonnage/tests sur des sous-produits animaux à faibles risques concernant leur teneur en graisse et leur taux d'humidité 	L'échantillonnage sur des sous-produits animaux à risques élevés est fortement déconseillé pour des raisons de sécurité

Tableau 4.3: Quelques techniques de vérification et d'échantillonnage appliquées à divers types de déchets

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 41, EURITS, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

La mise en œuvre de procédures étendues d'échantillonnage et d'analyse est appropriée lorsque la composition des déchets et les sources de déchets varient fortement (par ex. dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux) ou lorsqu'il y a des difficultés connues, par ex. problèmes survenus dans le passé avec un type ou une source particulière de déchets.

Données économiques

Le coût de la mise en œuvre de ces techniques augmente rapidement avec l'ampleur et la complexité des procédures adoptées.

Les coûts relatifs à l'échantillonnage, à l'analyse, au stockage et au temps nécessaire que cela implique peuvent représenter une proportion significative des coûts d'exploitation, notamment dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux lorsque les procédures d'échantillonnage et d'analyse sont importantes.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Pour permettre un meilleur contrôle du process et pour assurer la protection de l'installation.

Exemple d'installations

Technique largement utilisée dans toute l'Europe.

Bibliographie

[40, EURITS, 2003], et discussions lors de visites de sites. [64, TWGComments, 2003]

4.1.3.5 Détecteurs de radioactivité

Description

Bien que les matières radioactives ne soient pas spécifiquement couvertes par l'IPPC, la présence de sources ou de substances radioactives dans les déchets peut conduire à des problèmes d'exploitation et de sécurité. Des niveaux très bas de radioactivité (« bruit de fond ») sont naturellement présents dans l'environnement et sont donc également trouvés dans les déchets - de tels niveaux ne nécessitent pas de mesures spécifiques pour leur détection et leur contrôle. Cependant, certains déchets présentent des risques de niveaux plus élevés, en

particulier ceux issus des secteurs d'activités qui emploient des matières radioactives. Certains déchets hospitaliers et industriels peuvent aussi, de façon régulière ou occasionnelle, contenir des sources de radioactivité. Le mélange de tels déchets avec les déchets municipaux (en effet, il est difficile de contrôler la collecte des déchets en mélange) peut entraîner la contamination radioactive de l'ensemble.

Les matières radioactives peuvent généralement être détectées en utilisant des détecteurs spécifiques situés, par exemple, à l'entrée de l'installation. Des tests sur des lots particuliers de déchets présentant des risques plus élevés de contamination peuvent aussi être réalisés. De tels tests sont menés en particulier lorsque les lots de déchets sont acceptés sur la base d'un niveau maximum de contamination. Ces niveaux maxima sont déduits de la connaissance du comportement des isotopes traités et du processus particulier les recevant, mais également en considérant les limites de contamination autorisées dans les rejets dans le sol, l'air et l'eau.

Les scintillateurs plastiques sont un des types de détecteurs utilisés ; ils mesurent les rayons gamma émis par les substances radioactives et, dans une moindre proportion, les rayons beta. Des substances radioactives sont régulièrement détectées dans les déchets hospitaliers, les déchets de laboratoire et les matières à radioactivité naturelle renforcée. Les contrôles mis en œuvre pour empêcher le mélange des déchets radioactifs avec les autres déchets sont également importants (ces contrôles sont parfois réalisés de manière à éviter le coût élevé du traitement des déchets radioactifs).

Avantages environnementaux

Eviter la contamination de l'installation et le relargage de substances radioactives. La contamination de l'installation peut conduire à des arrêts prolongés et coûteux pour décontamination.

Effets croisés

La principale question est de savoir comment gérer les déchets identifiés comme radioactifs – puisque ni leur transport ni leur traitement ne sont permis. Il est utile d'élaborer, à l'avance, des procédures de gestion des déchets identifiés comme radioactifs.

Données d'exploitation

Certaines installations ont un retour d'expérience positif sur l'utilisation de portiques de détection de la radioactivité installés après qu'elles se soient aperçues qu'elles recevaient occasionnellement des déchets municipaux contenant des matières radioactives. [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

Applicable aux incinérateurs recevant des déchets hétérogènes reçus d'une grande diversité d'apporteurs. Moins appliquée lorsque les sources et la variabilité des déchets sont bien connues et contrôlées, ou lorsque le risque de contamination radioactive est jugé faible.

Données économiques

Le coût d'investissement pour l'installation de détecteurs est environ de 25 000 – 50 000 EUR.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La diminution des seuils de tolérance de contamination radioactive encourage l'utilisation de la technique. Ces seuils peuvent varier d'un Etat Membre à un autre selon les réglementations nationales. [64, TWGComments, 2003]

Dans certains États Membres, par ex. en France, la réglementation sur les incinérateurs de déchets municipaux oblige la mise en place de détecteurs de radioactivité (avec quelques exceptions).

Exemple d'installations

Appliqué sur les incinérateurs de déchets dangereux et sur certains incinérateurs de déchets municipaux.

Ouvrage de référence

[40, EURITS, 2003], et discussions lors de visites de sites. [64, TWGComments, 2003]

4.1.4 Stockage des déchets

Les principes généraux du stockage indiqués dans le BREF transversal sur le stockage sont applicables au stockage de déchets et pourraient être utilisés pour obtenir des informations techniques générales sur le sujet. Cependant, étant donné que les déchets ont souvent une composition moins bien définie ou même inconnue, des techniques complémentaires sont souvent employées pour améliorer la sécurité du stockage vis-à-vis de ces risques *inconnus*. Cette section du BREF se focalise donc sur les techniques spécifiques au stockage de déchets plutôt que sur les aspects généraux du stockage.

4.1.4.1 Surfaces étanches, drainage contrôlé et protection contre les intempéries

Description

Le stockage des déchets dans des zones ayant des surfaces étanches et résistantes, avec un drainage contrôlé, évite le relargage de substances, soit directement par les déchets, soit par lixiviation de ces déchets.

Les techniques mises en œuvre varient selon le type et la composition des déchets, ainsi que la vulnérabilité ou le risque associé au relargage de substances par les déchets. En général, les techniques de stockage suivantes sont mises en œuvre :

Type de déchets	Techniques de stockage
Tout type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> Déchets « odorants » stockés en intérieur avec un système de contrôle des odeurs consistant à aspirer l'air et à l'envoyer dans le four pour servir d'air de combustion (voir 4.1.4.4) Zones de chargement/déchargement avec drainage contrôlé Zones clairement identifiées (par ex. avec des codes couleurs) pour le drainage des zones potentiellement contaminées (stockage/chargement/transport) Limitation du temps de stockage selon le type de déchets et les risques associés Capacité de stockage adéquate La mise en balle ou le conditionnement de certains déchets pour stockage temporaire est possible selon les risques associés aux déchets et à l'emplacement de ce stockage temporaire. Mesures de protection incendie, par ex. mur résistant au feu entre la fosse et la zone des fours
Déchets municipaux et déchets industriels banals	<ul style="list-style-type: none"> Aires ou fosses de réception des déchets étanches Bâtiments couverts et clos de murs Certains déchets ayant un faible potentiel de pollution peuvent être stockés sans mesure particulière
Déchets municipaux prétraités et RDF	<ul style="list-style-type: none"> Trémies encloses Aires ou fosses de réception des déchets étanches Bâtiments couverts et clos de murs Les lots de déchets emballés ou en containers peuvent être adaptés à un stockage en extérieur sans mesure particulière, selon la nature des déchets
Déchets liquides stockés en cuves et boues	<ul style="list-style-type: none"> Réservoirs de stockage sur cuvette ou fosse de rétention, pourvus de parois résistantes aux attaques (chimiques) Brides et valves situées à l'intérieur des cuvettes ou fosses de rétention Acheminement, par canalisations, des substances volatiles émises par la zone de stockage vers le four Dispositifs de lutte contre les explosions au niveau des canalisations, etc.
Déchets liquides en fûts et boues	<ul style="list-style-type: none"> Stockage en zone couverte Surfaces de rétention résistantes
Déchets dangereux	<ul style="list-style-type: none"> Stockage séparé selon une évaluation des risques Attention particulière apportée au temps de stockage Dispositifs de manutention et de chargement automatiques Équipement de nettoyage pour les surfaces et les containers
Déchets hospitaliers et déchets à risques biologiques	<ul style="list-style-type: none"> Stockage séparé Stockage réfrigéré ou dans des congélateurs pour les déchets à risques biologiques Attention particulière apportée à la réduction du temps de stockage Dispositifs de manutention et de chargement automatiques Équipement de désinfection des containers Stockage en congélateurs, si le temps de stockage dépasse une certaine durée, par ex. 48 heures

Tableau 4.4: Quelques exemples de techniques de stockage appliquées à différents types de déchets [64, TWGComments, 2003]

Avantages environnementaux

Stocker convenablement les déchets présente de nombreux avantages :

- réduire les risques de rejets/relargages grâce à un confinement sûr
- éviter que l'eau de pluie ne pénètre dans les déchets stockés (et ainsi éviter la diminution du PCI et les problèmes lors de la combustion)
- éviter la dispersion des déchets par le vent
- réduire la production de lixiviats (et ainsi les exigences de gestion ultérieure de ces lixiviats)
- réduire la mise en mouvement des polluants
- réduire la détérioration des containers (par corrosion et par le soleil)
- réduire la dilatation et la contraction des containers scellés du fait de la température
- réduire le dégagement d'odeurs / permettre le contrôle des odeurs
- permettre la gestion de rejets / relargages fugitifs

Effets croisés

Des bâtiments et infrastructures supplémentaires sont nécessaires.

Données d'exploitation

Pas d'informations spécifiques fournies.

Applicabilité

Le principe général consistant à évaluer les types de déchets reçus et à les stocker dans des conditions appropriées de sécurité (c.-à-d. de façon à réduire les risques de propagation de contamination et de rejets/relargages lors du stockage ou de la manutention des déchets) est applicable à toutes les installations.

Le degré de mise en œuvre de la technique et les méthodes précises adoptées dépendent des déchets reçus et sont décrites ci-dessus. En général, les déchets liquides et les déchets dangereux demandent la plus grande attention.

Données économiques

Pas de données spécifiques fournies.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La mise en œuvre d'un stockage sûr est une technique fondamentale pour une gestion des déchets efficace et pour la prévention des rejets/relargages.

Exemple d'installations

Largement appliqué dans toute l'Europe. Exemples vus en Belgique, Allemagne, Danemark, France et Finlande.

Bibliographie

Discussions lors de visites de sites. [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.2 Gestion du temps de stockage

Réduire le temps de stockage peut être utile pour :

- éviter la détérioration des containers (intempéries, vieillissement, corrosion)
- éviter la putréfaction des déchets organiques (ce qui peut, sinon, conduire au dégagement d'odeurs, à des difficultés de manutention, à des problèmes d'exploitation et à des risques d'incendies et d'explosions)
- réduire le risque de décollement des étiquettes permettant l'identification des déchets

Le temps de stockage peut être réduit en :

- évitant que les volumes de déchets stockés ne deviennent trop importants
- contrôlant et en gérant les apports de déchets (lorsque cela est possible) en communiquant avec les apporteurs, etc.

En général, les déchets municipaux sont stockés dans des bâtiments fermés pour une durée de 4 à 10 jours. Le temps de stockage est fortement lié aux modes de collecte et d'apports de déchets. En raison de la volonté de faire fonctionner les installations en continu, la capacité de stockage, et donc le temps de stockage maximum, sont généralement déterminés à partir de la durée maximale pendant laquelle l'installation est susceptible de ne pas recevoir des déchets. En particulier, les périodes de vacances peuvent conduire à ce qu'il n'y ait pas d'apports de déchets pendant plusieurs jours. [64, TWGComments, 2003]

Il peut s'avérer bénéfique, en terme d'homogénéisation des déchets, que les déchets municipaux stockés en fosse mûrent pendant une courte durée. En effet, alimenter les fours avec des

déchets qui viennent juste d'être reçus peut entraîner des fluctuations dans le process. [74, TWGComments, 2004]

Lorsque des déchets de sources et de types variés sont reçus et introduits dans le four en vue de composer un mélange adapté à la combustion (par ex. dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux), des temps de stockage plus longs peuvent s'avérer bénéfiques pour des substances particulières. Il peut même s'agir, dans certains cas, de plusieurs mois. Cela permet d'étaler dans le temps l'introduction dans le four des déchets difficiles à traiter, au fur et à mesure de l'arrivée d'autres déchets compatibles et en quantités suffisantes. De telles pratiques sont acceptables lorsque les risques liés au stockage de ces substances particulières (risques de dégradation des substances et des containers) sont bien gérés.

4.1.4.3 Mise en balles ou autre conditionnement de déchets solides

Description

Pendant les périodes de pics d'apports de déchets, si ces apports excèdent la capacité de traitement de l'installation, les déchets sont emballés dans des films en plastique et stockés. Les déchets reçus pendant les périodes de maintenance ou autres périodes d'arrêts de l'installation peuvent aussi être stockés de cette manière. Cette technique peut faciliter le stockage à long terme de certains déchets et donc étendre la capacité de stockage de l'installation.

Les déchets ainsi stockés peuvent ensuite être réintroduits dans le circuit d'alimentation de l'installation lorsque les apports de déchets diminuent, ou lorsque la demande en chaleur croît, ou encore lorsque les prix de vente de l'énergie (électricité ou chaleur) augmentent.

Les machines et les matières employées pour la mise en balles sont similaires à celles utilisées dans certaines régions pour emballer le fourrage. Les déchets sont compactés et emballés avec du film plastique sous forme de gros cylindres, généralement d'environ 1 m de haut par 1 m de diamètre. L'oxygène à l'intérieur est rapidement consommé, ce qui crée une absence d'oxygène à l'intérieur de la balle ; en effet, l'air atmosphérique ne peut pas entrer dans une balle bien emballée, même si le film est déchiré.

L'avantage principal de la mise en balles et, par conséquent du stockage des déchets à long terme, est que les variations dans les apports de déchets peuvent être lissées, et que le process peut continuer à fonctionner à un régime régulier.

Avantages environnementaux

Il y a trois avantages principaux :

- Minimisation de la quantité de déchets détournés vers une autre installation – pendant les périodes d'arrêt de l'incinérateur ou de seulement une de ses lignes, les déchets peuvent être mis en balles et brûlés plus tard lorsque l'incinérateur ou la ligne aura redémarré.
- Optimisation du process d'incinération. L'installation peut fonctionner à charge constante tout au long de l'année.
- Amélioration de la valorisation énergétique – les déchets stockés peuvent être brûlés au moment où la demande en énergie est plus importante ou lorsque les prix de vente de l'énergie sont plus élevés.

Effets croisés

Il faut mettre en œuvre des mesures adaptées à la gestion des risques suivants :

- odeurs
- intrusion d'animaux
- déchets répandus
- risques d'incendie
- lixiviation due à l'infiltration des eaux de pluie dans les balles

Données d'exploitation

Dans le cas des installations localisées dans le centre des villes ou à proximité de « récepteurs » sensibles, la gestion des risques liés au stockage des déchets (par ex. risques d'odeurs) peut s'avérer plus difficile ou plus coûteuse.

Il est moins nécessaire de mettre en œuvre la technique lorsque l'installation comporte plusieurs lignes d'incinération. En effet, le fonctionnement de telles installations est plus flexible, permettant de décaler les opérations de maintenance, de telle sorte qu'il y ait toujours une capacité d'incinération disponible.

Applicabilité

Applicable pour le stockage des déchets à condition de maîtriser les effets croisés listés ci-dessus. Cette technique peut être appliquée aux déchets industriels banals solides ainsi qu'aux déchets municipaux solides, prétraités ou non. Cependant, en pratique, elle est peu mise en œuvre.

Ne convient pas aux déchets dangereux car les risques (directs ou indirects) induits par le stockage à long terme l'emporteront vraisemblablement sur les bénéfices potentiels.

Données économiques

Possibilité de gains plus importants du fait de l'accroissement des ventes d'énergie pendant les périodes de fortes demandes ou de forts prix de vente.

L'objectif de cette technique est d'assurer que, sur la durée, par ex. sur une année, les dépenses sont réduites du fait des revenus supplémentaires résultant de l'incinération des déchets pendant les périodes qui, sans cela, seraient creuses (pas de livraison) ou pendant les périodes où la demande d'énergie est plus importante (et par conséquent où les prix de vente le sont aussi). La technique présentera donc un intérêt économique majeur (a) lorsqu'il y a vente de chaleur, et (b) lorsque l'énergie est vendue au « *spot market* ».

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La variation des prix de l'énergie peut créer une situation où il devient intéressant de mettre en service une capacité accrue d'incinération pour répondre à cette demande – les déchets stockés peuvent alors être utilisés pendant ces périodes.

Dans le cas des installations localisées dans des zones où la population varie selon les saisons (par ex. les lieux de vacances), la quantité de déchets produits peut fortement varier d'une saison à une autre. Le stockage des déchets permet alors une flexibilité, de telle sorte que les déchets en excès peuvent être utilisés lorsqu'il y a à nouveau une capacité d'incinération disponible ou une forte demande en énergie.

Exemple d'installations

La technique est appliquée dans plusieurs Etats Membres européens, par ex. en Suède et en France.

Bibliographie

[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.4 Extraction de l'air des zones de stockage de déchets pour le contrôle des odeurs, des émissions de poussières et des dégagements fugitifs

Description

L'air de combustion (primaire ou secondaire) envoyé dans le four peut provenir des zones de stockage de déchets (ou des zones de stockage de produits chimiques). En fermant les zones de stockage de déchets et en limitant la taille des accès, ces zones peuvent être maintenues en légère dépression.

Ceci réduit le risque de dégagement d'odeurs et permet d'assurer que les dégagements fugitifs sont détruits dans l'incinérateur plutôt que rejetés dans l'environnement.

Il est également possible, pour les zones de stockage de produits, d'envoyer l'air de ventilation, soit vers le four, soit vers les équipements de traitement des fumées (selon la nature des émanations extraites).

Les principales techniques employées sont :

Technique	Application
Déchets solides stockés dans des zones fermées d'où l'air est aspiré et envoyé dans le four	<ul style="list-style-type: none"> • déchets municipaux • déchets dangereux solides et pâteux • <i>RDF</i> • boues de stations d'épuration • déchets d'activités de soins à risques infectieux • autres déchets « odorants »
Conduits de ventilation des zones où se trouvent les cuves de stockage, reliés au four et l'alimentant ainsi en air de combustion	<ul style="list-style-type: none"> • déchets dangereux « odorants » et volatils, par ex. solvants usagés • boues « odorantes », par ex. boues de stations d'épuration • autres déchets « odorants » ou volatils

Tableau 4.5: Principales techniques pour réduire les dégagement fugitifs d'odeurs et les émissions de gaz à effet de serre
[2, infomil, 2002] p 150, [1, UBA, 2001] p 36, [40, EURITS, 2003]

Avantages environnementaux

Réduction des dégagements fugitifs, des odeurs, des émissions de gaz à effet de serre et des risques sanitaires.

Effets croisés

Des mesures alternatives d'extraction et de traitement de l'air (par ex. pour les odeurs, les COV ou autres substances selon le type de déchets) peuvent s'avérer nécessaires pour le cas où l'incinérateur est à l'arrêt. Même pour les incinérateurs pourvus de plusieurs lignes, où il est courant d'avoir toujours au moins une ligne en fonctionnement, de telles mesures alternatives peuvent être utiles car il n'est pas exclu que toutes les lignes soient simultanément à l'arrêt (par ex. en cas d'accidents, en cas de maintenance sur une ligne et simultanément de panne sur l'autre ligne, ou encore en fin de période de maintenance lorsque des déchets ont déjà été livrés). [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Les exigences en terme de débit d'alimentation en air de combustion sont généralement de 3 000 – 10 000 m³/tonne de déchets traitée, dépendant principalement du PCI.

Si les entrées d'air des zones de stockage de déchets (par ex. les portes d'entrée, etc.) sont petites (en terme de section totale cumulée), alors la vitesse d'admission de l'air à travers ces entrées sera plus grande et, par conséquent, le risque de dégagements fugitifs par ces ouvertures sera réduit.

Une attention particulière doit être apportée à l'extraction de l'air provenant des zones de stockage de déchets dangereux (en particulier les déchets dangereux inflammables/volatils) de manière à éviter les risques d'explosion.

En cas d'incendie dans la fosse, les canalisations transportant l'air doivent automatiquement être fermées pour empêcher que l'incendie ne se propage de la fosse à l'ensemble de l'installation.

Applicabilité

Tous les incinérateurs où les zones de stockage présentent des risques de dégagement d'odeurs

ou d'autres substances.

Les installations stockant des solvants volatiles peuvent réduire de façon significative leurs émissions de COV en utilisant cette technique.

Lorsqu'elle est mise en œuvre uniquement pour assurer le contrôle des odeurs, cette technique s'avère d'autant plus nécessaire si l'installation est située à proximité de « récepteurs » particulièrement sensibles aux odeurs.

Données économiques

Coûts induits par l'installation des gaines d'air, a posteriori en cas de réfection d'installation.

Coût additionnel si système auxiliaire d'extraction et de traitement de l'air pour les périodes durant lesquelles l'installation est à l'arrêt.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Contrôle des dégagements fugitifs, y compris des odeurs.

La proximité de riverains particulièrement sensibles aux odeurs accroît la nécessité de mettre en œuvre cette technique, y compris de mettre en œuvre des mesures alternatives pour les périodes durant lesquelles l'incinérateur est à l'arrêt.

Exemple d'installations

Largement utilisée dans toute l'Europe.

En Allemagne, ce sont plus de 60 incinérateurs de déchets municipaux qui ont une grande expérience de cette technique.

Bibliographie

[2, infomil, 2002] p 150, [1, UBA, 2001] p 36, [40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.5 Séparation entre types de déchets pour assurer une sécurité de traitement

Description

Les procédures d'acceptation de déchets et le stockage dépendent des caractéristiques physiques et chimiques des déchets. Une évaluation appropriée des déchets est donc un élément essentiel pour ces opérations d'admission et de stockage.

Cette technique est très liée à la vérification, l'échantillonnage et les tests sur les déchets entrants, décrits à la section 4.1.3.4.

Les techniques de séparation varient en fonction du type de déchets reçus, de l'aptitude de l'installation à traiter ces déchets, et de la possibilité ou non de prétraitement avant incinération ou de traitements alternatifs à l'incinération. Dans certains cas, en particulier pour certains mélanges réactifs de déchets dangereux, la séparation est nécessaire dès la phase de préparation des déchets sur le site de production, de façon à ce que les déchets puissent être conditionnés, transportés, déchargés, stockés et manipulés en toute sécurité. Dans ces cas là, l'opération à mener sur le site de l'incinérateur consiste simplement à maintenir ces déchets séparés des autres afin d'éviter les mélanges dangereux. [64, TWGComments, 2003]

Type de déchets	Techniques de séparation
Déchets municipaux en mélange	<ul style="list-style-type: none"> • La séparation des déchets n'est normalement pas mise en œuvre, sauf quand l'installation reçoit des flux de déchets distincts qui peuvent alors être mélangés dans la fosse • Les encombrants nécessitant un prétraitement peuvent être séparés des autres déchets • Zones spécifiques réservées aux déchets refusés par l'installation • Dans le cas des fours à lits fluidisés, le retrait des métaux présents dans les déchets peut s'avérer nécessaire pour faciliter le broyage et éviter les blocages
Déchets municipaux prétraités et RDF	<ul style="list-style-type: none"> • La séparation des déchets n'est normalement pas mise en œuvre • Zones spécifiques réservées aux déchets refusés par l'installation
Déchets dangereux	<ul style="list-style-type: none"> • Procédures importantes nécessaires pour séparer les déchets incompatibles chimiquement (exemples donnés ci-dessous) • Séparer l'eau des phosphures • Séparer l'eau des isocyanates • Séparer l'eau des métaux alcalins • Séparer le cyanure des acides • Séparer les matériaux inflammables des agents oxydants • Maintenir séparés les déchets qui sont livrés emballés et pré-séparés
Boues de stations d'épuration	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets généralement bien mélangés avant d'être livrés sur l'installation • Certains flux industriels peuvent être livrés séparément et nécessiter de le rester jusqu'en phase de mélange
Déchets d'activités de soins à risques infectieux	<ul style="list-style-type: none"> • Le taux d'humidité et le PCI peuvent fortement varier en fonction des sources de déchets • Séparer les différents containers afin de permettre un stockage adéquat et de contrôler l'alimentation en déchets

Tableau 4.6: Quelques techniques de séparation pour différents types de déchets
 [2, infomil, 2002] p 150, [1, UBA, 2001] p 36, [40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003]

Avantages environnementaux

Séparer les déchets incompatibles réduit les risques d'émissions en :

- réduisant les risques d'accidents (qui peuvent conduire à des rejets importants ayant des impacts en terme d'environnement et/ou de santé et de sécurité)
- permettant d'équilibrer l'alimentation des fours en substances, et ainsi éviter les surcharges du système et les dysfonctionnements, et donc éviter les arrêts de l'installation

Effets croisés

Aucun effet croisé n'a été identifié.

Données d'exploitation

En France, la réglementation exige le stockage séparé des containers propres et des containers sales.

Applicabilité

Non applicable lorsque les déchets collectés et livrés sur l'installation ne requièrent pas la mise en œuvre de mesures supplémentaires de séparation.

Données économiques

Informations non fournies

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Contrôler les dangers qui peuvent survenir du fait du mélange de déchets incompatibles et protéger l'installation en s'assurant que les déchets alimentant le four correspondent bien aux spécifications pour lesquelles elle a été conçue.

Exemple d'installations

Informations non fournies

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.1.4.6 Étiquetage des déchets reçus en containers

L'étiquetage approprié des déchets reçus en containers (par ex. conformément au Catalogue Européen des Déchets), permet d'identifier les déchets à tout moment et facilite ainsi leur traçabilité. L'identification des déchets, ainsi que de leurs sources, présente les avantages suivants :

- La connaissance du contenu des déchets est nécessaire pour le choix des opérations de manutention et de traitement
- Cela permet d'aider les exploitants à identifier les sources de problèmes, ce qui leur permettra ensuite de prendre les mesures nécessaires pour supprimer ou régler ces problèmes
- Cela permet de prouver la conformité vis-à-vis des restrictions sur les types et les quantités de déchets reçus/traités [64, TWGComments, 2003]

Les systèmes avec code-barres et lecteurs-scanners peuvent être utilisés pour les déchets emballés et liquides. Les coûts de tels systèmes sont faibles comparés aux avantages qu'ils procurent.

En général, la livraison des déchets est accompagnée d'une description de ces déchets ; une comparaison de cette description avec les déchets eux-mêmes constitue la base du contrôle de la qualité des déchets. La délivrance d'une telle déclaration est prescrite par la réglementation européenne ainsi que par d'autres réglementations.

Voici une liste indicative des paramètres les plus importants à faire figurer sur l'étiquetage :

- nom et adresse de l'apporteur
- origine des déchets
- volume
- teneur en eau et en cendres
- pouvoir calorifique
- concentration en chlorures, fluorures, soufre et métaux lourds

Un bon exemple de description des déchets a été développé par le CEN/TC 343 sur les « combustibles issus de déchets » (*SRF, Solid Recovered Fuels*)

Applicabilité

Principalement applicable aux incinérateurs de déchets dangereux et de déchets d'activités de soins à risques infectieux, ainsi qu'à toute autre situation où les déchets sont stockés en containers et ont des compositions variables/distinctes.

Exemple d'installations

L'étiquetage est largement utilisé, particulièrement dans les incinérateurs de déchets dangereux.

Bibliographie

Discussions lors de visites de sites et [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.7 Systèmes de détection et de lutte contre les incendies

Description

Des systèmes automatiques de détection d'incendie sont utilisés dans les zones de stockage de

déchets, ainsi qu'au niveau des filtres à manches et des filtres à lit de coke fixe, des locaux électriques et des salles de contrôle, et de toutes autres zones identifiées à risques.

Des systèmes automatiques de lutte contre les incendies sont mis en œuvre dans certains cas, le plus souvent pour le stockage de déchets liquides inflammables, mais aussi dans d'autres zones à risques.

Les systèmes d'extinction par mousse et par dioxyde de carbone présentent des avantages dans certaines circonstances, par ex. dans le cas du stockage de liquides inflammables. Les canons à mousse sont communément utilisés dans les incinérateurs de déchets municipaux au niveau de la fosse de stockage des déchets. Des systèmes à pulvérisation d'eau, des canons à eau avec la possibilité d'utiliser soit de l'eau soit de la mousse, ainsi que des systèmes d'extinction à poudre sont également utilisés. L'inertage à l'azote peut être utilisé au niveau des filtres à lit de coke fixe, des filtres à manches, des cuves de stockage, ou pour les équipements de prétraitement et d'alimentation des fours en déchets dangereux. [74, TWGComments, 2004]

Une mesure automatique en continu de la température peut être réalisée à la surface des déchets stockés en fosse. Les variations de température peuvent alors être utilisées pour déclencher une alarme sonore.

Il existe aussi d'autres dispositifs de sécurité, tels que :

- des buses au-dessus des trémies d'alimentation des fours
- des murs résistants au feu pour séparer les transformateurs entre eux, ainsi que des bacs de rétention sous ces transformateurs
- la détection de gaz au-dessus du réseau de distribution de gaz

Lorsque de l'ammoniaque est utilisé, son stockage requière des mesures de sécurité spécifiques : dispositifs de détection de NH_3 et de pulvérisation d'eau pour absorber les dégagements. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Réduction du risque de dégagements fugitifs accidentels causés par les incendies et les explosions.

Effets croisés

Consommation d'azote pour l'inertage.

Un confinement est nécessaire pour empêcher les relargages incontrôlés des eaux/agents chimiques d'extinction de l'incendie.

Données d'exploitation

L'utilisation de systèmes d'inertage à l'azote nécessite des procédures opérationnelles efficaces ainsi qu'un confinement adéquat pour éviter l'exposition du personnel d'exploitation. L'asphyxie peut se produire en dehors des zones fermées, aussi bien qu'en dedans.

Un contrôle visuel complémentaire par les opérateurs peut être une mesure efficace de détection d'incendie. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

La mise en œuvre de systèmes adéquats de prévention, de détection et de lutte contre les incendies est applicable à toutes les installations.

Données économiques

Les coûts sont ceux relatifs à l'installation et à l'entretien des équipements.

Les coûts de l'azote sont à prévoir lorsque des systèmes à l'azote sont utilisés.

La prévention des dégâts causés par les incendies peut faire économiser des sommes importantes.

De plus, l'installation de mesures de sécurité incendie peut réduire les primes d'assurance.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La sécurité est un facteur incitatif important.

Selon un règlement européen récent, les équipements situés dans des atmosphères explosives (ATEX) doivent être antidéflagrants (électriquement et mécaniquement) [74, TWGComments, 2004]

Exemple d'installations

De nombreuses installations en Europe [74, TWGComments, 2004]

Bibliographie

[40, EURITS, 2003], [64, TWGComments, 2003]

4.1.5 Prétraitement des déchets entrants

4.1.5.1 Prétraitement et mélange des déchets

Description

Les techniques utilisées pour le prétraitement et le mélange des déchets sont variées et peuvent inclure :

- le mélange de déchets dangereux liquides afin de répondre aux spécifications d'entrée de l'installation
- le déchiquetage, le broyage et le cisaillement des déchets emballés et des encombrants combustibles
- l'homogénéisation des déchets en fosse à l'aide d'un grappin ou autre (par ex. les mélangeurs de boues de stations d'épuration)
- différents degrés de broyage des déchets municipaux
- la production de RDF – généralement produits à partir de déchets séparés à la source et/ou d'autres déchets non dangereux [74, TWGComments, 2004]

Mélanger les déchets peut être fait pour faciliter l'alimentation des fours et améliorer la combustion. Mélanger des déchets dangereux peut présenter des risques. Le mélange de déchets de différents types doit être réalisé selon une « recette ». [74, TWGComments, 2004]

Il peut être bénéfique d'homogénéiser en fosse les déchets solides hétérogènes (par ex. les déchets municipaux ou les déchets dangereux emballés) avant de les introduire dans la chaîne d'alimentation du four.

L'homogénéisation des déchets stockés en fosse consiste à mélanger les déchets, directement dans la fosse, en utilisant des grappins. Les pontiers peuvent identifier les lots de déchets susceptibles de poser problème (par ex. les déchets en balles ou les déchets qui ne se prêtent pas à mélange ou encore qui posent problème pour le chargement et d'alimentation des fours). Ils peuvent s'assurer que ces déchets sont retirés de la fosse, broyés ou directement mélangés avec les autres déchets (selon les cas). La technique est communément mise en œuvre dans les incinérateurs de déchets municipaux et dans les autres incinérateurs lorsque les déchets sont reçus par lots et sont stockés, avant incinération, dans une fosse commune. La capacité du grappin doit être conçue de telle sorte qu'il puisse assurer tant l'homogénéisation des déchets que le chargement des fours à un rythme convenable. Généralement, il y a deux grappins, chacun permettant d'assurer seul l'homogénéisation des déchets et l'alimentation des fours de

l'ensemble des lignes d'incinération.

Lorsque des déchets particuliers sont incinérés avec les déchets municipaux, ils peuvent nécessiter un prétraitement spécifique. Les déchets d'activités de soins à risques infectieux peuvent être livrés dans des emballages spéciaux. Les boues de stations d'épuration, quand elles ne sont pas en proportion relativement faible, peuvent nécessiter un séchage préliminaire partiel ou total, ainsi en général qu'un système d'alimentation spécifique, par ex. dans la trémie d'alimentation, dans la goulotte d'alimentation, directement dans le four au travers d'une paroi latérale ou au dessus du système d'introduction des déchets municipaux dans le four. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Homogénéiser les déchets permet d'améliorer leur combustion, et donc de réduire et de stabiliser les émissions au niveau du four, et de permettre une production de vapeur/d'eau surchauffée dans la chaudière plus constante. Bien qu'accroître l'homogénéité des déchets contribue généralement à lisser le fonctionnement, le degré de prétraitement requis pour un type de déchets donné dépend de la nature de ces déchets et de la conception de l'installation qui les reçoit (c.-à-d., est-ce que le degré d'hétérogénéité des déchets conduit ou conduira à des problèmes particuliers sur l'installation, et est-ce que la mise en œuvre d'un prétraitement sur ces déchets engendrera des avantages suffisants pour l'emporter sur les effets croisés et les coûts induits ?)

Lorsque l'on utilise cette technique, la composition des gaz de combustion plus uniforme permet une optimisation plus précise du système de traitement des fumées.

Effets croisés

La consommation énergétique et les émissions engendrées par le fonctionnement des équipements de prétraitement peuvent fortement varier en fonction de la nature des déchets, des techniques utilisées et du niveau de qualité souhaité pour les déchets. Par exemple, la production de RDF en pellets à partir de déchets municipaux non triés peut nécessiter une forte consommation énergétique (et par conséquent, des coûts de prétraitement élevés), alors que, plus simplement, le broyage et le mélange de déchets déjà triés sont susceptibles de ne générer qu'un faible surcoût.

Données d'exploitation

La sécurité des opérations de mélange/homogénéisation et de broyage des déchets doit être prise en compte lors de la conception de tels systèmes et dans les procédures afférentes. Ceci est particulièrement le cas pour les déchets inflammables, toxiques, odorants et infectieux conditionnés en fûts. L'inertage à l'azote et l'étanchéité à l'air sont efficaces pour réduire les risques liés aux opérations de prétraitement.

Les incendies et les explosions représentent un risque important pour les installations réalisant un tri mécanique et un mélange/homogénéisation des déchets. Cependant, l'homogénéisation des déchets municipaux en fosse n'engendre normalement aucun risque particulier. [74, TWGComments, 2004]

Les équipements de tri et de broyage des déchets hétérogènes fonctionnent dans des conditions difficiles. Une gestion et une maintenance efficaces sont donc nécessaires pour éviter les pannes et les arrêts de l'installation. Dans le cas des traitements thermiques de déchets municipaux qui nécessitent plus qu'une simple homogénéisation, le prétraitement (déchiquetage, cisaillement, broyage, etc.) doit faire l'objet d'une attention particulière car il s'agit souvent d'un point sensible. Des contrôles particuliers devraient être menés en sortie de déchiqueteur en raison des risques d'incendies au niveau des déchets déchiquetés. [74, TWGComments, 2004]

Mélanger les déchets en vue de respecter les niveaux d'émissions fixés dans le permis est interdit dans certains cas (par ex. en Autriche).

Applicabilité

Toutes les installations recevant des déchets solides hétérogènes (par ex. les déchets municipaux non traités et les déchets dangereux emballés) peuvent, en principe, appliquer cette technique.

Pour certains process d'incinération, le prétraitement des déchets municipaux solides est un pré-requis. Le broyage est peu appliqué dans les incinérateurs de déchets municipaux, sauf dans le cas de certaines techniques de combustion particulières, tels que les fours à lit fluidisé ; parfois, un double broyage (en série) peut être nécessaire (par ex. dans l'installation de pyrolyse d'Arras, en France).

Dans le cas des incinérateurs de déchets municipaux pourvus de fours à grille, l'homogénéisation des déchets en fosse à l'aide du grappin est considérée comme essentielle et est largement utilisée. Cependant, concernant les encombrants, il peut être nécessaire, soit de les retirer, soit (s'ils doivent être incinérés) de les broyer. Il peut être nécessaire de réduire la taille des déchets commerciaux et industriels non dangereux pour améliorer l'homogénéité du déchet. [74, TWGComments, 2004]

Ce sont les installations nouvelles qui sont susceptibles de tirer les meilleurs bénéfices de la mise en œuvre de cette technique, ces installations pouvant être spécifiquement conçues pour traiter des déchets prétraités.

Dans le cas des installations existantes, qui ont été spécifiquement conçues pour traiter une grande variété de déchets et qui atteignent déjà des niveaux d'émissions faibles et, par ailleurs, de bons niveaux de performance, la mise en œuvre d'un prétraitement simple peut se trouver. Cependant, la mise en œuvre de techniques de prétraitement qui nécessitent des changements importants sur la chaîne de collecte et de prétraitement des déchets en amont de l'incinération impliquerait un investissement non négligeable en termes d'infrastructures et de logistique. De telles décisions ne concernent pas seulement l'installation d'incinération visée mais nécessitent de prendre en compte l'ensemble de la chaîne de gestion des déchets de la région considérée.

Données économiques

Les coûts varient fortement en fonction de la nature des déchets, de la technique employée et de la qualité des déchets souhaitée.

Voir également les commentaires dans la partie « Applicabilité » ci-dessus.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Augmenter l'homogénéité des déchets permet une meilleure stabilité du process, une amélioration des conditions de combustion, et donc globalement une optimisation du process. Les émissions de l'installation peuvent s'en trouver ainsi réduites ou contrôlées plus étroitement.

Afin de déterminer le degré de prétraitement nécessaire, il est important de prendre en considération la politique locale de gestion des déchets.

Exemple d'installations

Tous les incinérateurs de déchets municipaux en Europe procèdent à l'homogénéisation de leurs déchets en fosse. De nombreuses installations sont équipées de cisailles, de déchiqueteurs ou de broyeurs pour les encombrants, par ex. à Toulon.

Le séchage des boues de stations d'épuration, avant leur mélange avec les déchets municipaux, est effectué dans de nombreuses installations en Europe, par ex. à Nice-Ariane et Bourg St Maurice. Dans d'autres cas, les boues sont séchées mais ne sont pas mélangées avant incinération avec les déchets municipaux ; elles sont alors, soit injectées dans la goulotte d'alimentation, par ex. Thiverval, Thumaide, soit injectées directement dans le four, par ex. Monaco, Bordeaux Bègles, Bordeaux Cenon. [74, TWGComments, 2004]

Bibliographie

[40, EURITS, 2003] et communications personnelles. [64, TWGComments, 2003]

4.1.5.2 Broyage² des déchets municipaux

Description

Les déchets municipaux non traités peuvent être broyés grossièrement à l'aide de l'un des équipements suivants :

- cisailles crocodile
- cisailles rotatives
- déchiqueteurs
- laminoirs
- broyeurs

Avantages environnementaux

Cette technique permet d'augmenter l'homogénéité des déchets, ce qui entraîne une combustion plus régulière ainsi qu'une réduction et une stabilisation des émissions au niveau du four. Une composition plus uniforme des gaz de combustion peut permettre une meilleure optimisation du système de traitement des fumées. Cette technique permet également de réduire les blocages au niveau des trémies d'alimentation des fours, des extracteurs et transporteurs à mâchefers, ce qui réduit, par conséquent, les arrêts de l'installation.

Il a été signalé que le broyage des encombrants avant incinération dans un incinérateur de déchets municipaux améliorerait le fonctionnement de l'installation ainsi que la combustion (diminution de la teneur en COT des mâchefers de 3 % à près de 1 %).

Effets croisés

Le matériel de broyage constitue un ensemble mécanique significatif et conduit à :

- une augmentation de la consommation énergétique
- une nuisance sonore potentielle – une isolation sonore des équipements est nécessaire
- la production de poussières et le dégagement d'odeurs – l'air des zones de broyage peut alors être envoyé dans le four afin d'être utilisé comme air de combustion
- des risques accrus d'explosions, d'incendies et d'accidents.
- le bourrage du broyeur peut entraîner des arrêts/redémarrages et donc des périodes importantes d'indisponibilité

Les nuisances sonores, le dégagement d'odeurs et les autres émissions/dégagements du fait du broyage des déchets dans les incinérateurs de déchets municipaux peuvent être réduits en plaçant le broyeur dans le hall de réception des déchets. Dans certains cas, le broyeur est placé à l'intérieur même de la fosse de telle sorte que les déchets, une fois broyés, tombent directement dans la fosse.

Données d'exploitation

Une attention particulière doit être apportée au retrait de certains matériaux présents dans les déchets afin de ne pas provoquer de bourrages et de ne pas endommager le système de broyage.

Le personnel assurant l'alimentation des broyeurs en déchets nécessite une formation particulière pour identifier les matériaux présents dans les déchets susceptibles de poser problème.

Lorsque l'installation est équipée de fours à grille, les déchets broyés doivent être de taille suffisamment grande pour éviter de générer de trop grandes quantités de fines sous grille. Généralement, il n'y a pas de taille minimum à respecter dans le cas des fours tournants ou des

² Pour rendre "*shredding*", le traducteur a retenu « déchiquetage » lorsque le sens est précis et « broyage » en tant que terme générique, bien qu'en anglais cela se dise "*crushing*".

fours à lit fluidisé. Pour les fours à lit fluidisé, ce sont les déchets de trop grande taille qui peuvent poser problème, par ex. blocage du système d'introduction des déchets dans le four ou des extracteurs à mâchefer ; une taille maximum d'environ 50 mm est recommandée par certains fabricants. Pour les fours tournants, la taille dépend des dimensions de l'ouverture d'alimentation du tambour.

Applicabilité

Applicable à toutes les installations recevant des déchets solides hétérogènes, par ex. déchets municipaux non traités et déchets dangereux emballés.

Les avantages environnementaux potentiels liés à une meilleure homogénéisation des déchets se retrouvent principalement au niveau de la combustion et des étapes suivantes (par ex. traitement des fumées) et doivent être mis en balance avec les inconvénients pouvant résulter d'un traitement supplémentaire des déchets (voir la partie « Effets croisés » ci-dessus). Le résultat de cette mise en balance dépendra fortement de la nature des déchets reçus et de la technique de combustion utilisée. Dans le cas des installations existantes, la mise en œuvre d'un prétraitement supplémentaire peut n'apporter aucun bénéfice particulier vis-à-vis du fonctionnement de l'installation ou vis-à-vis de l'environnement. Les incinérateurs équipés de fours à grille sont les moins susceptibles de retirer des bénéfices significatifs d'un broyage intensif de déchets municipaux, si ce n'est un broyage grossier des plus gros éléments.

Données économiques

Les coûts additionnels de l'opération de broyage sont présentés comme étant approximativement de 10 EUR par tonne de déchets (pour un broyage grossier) [16, Energos, 2002]. Un prix plus élevé de 30 EUR/t est également cité. [64, TWGComments, 2003]

Des économies peuvent être réalisées grâce à l'optimisation du fonctionnement du système de traitement des fumées. De telles économies seront davantage possibles pour les installations nouvelles, qui pourront opter pour un plus petit système de traitement des fumées.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Amélioration de la stabilité du process de combustion.

Exemple d'installations

Plusieurs incinérateurs de déchets municipaux de petite capacité (35 000 tonnes/an) en Norvège (par ex. Energos).

Bibliographie

[8, Energos, 2002], [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

4.1.5.3 Broyage des déchets dangereux conditionnés en fûts et des déchets dangereux emballés

Description

Les déchets liquides emballés et les déchets solides emballés ou en vrac peuvent être prétraités de façon à obtenir un mélange permettant une alimentation continue du four en déchets. Les déchets, pour lesquels cela est possible, peuvent être traités jusqu'à devenir « pompables », en vue d'être pompés et injectés ainsi dans le four, ou alors peuvent être broyés, puis envoyés dans un stockage tampon où une séparation s'opérera entre solides et liquides et, pour finir, introduits séparément dans le four en utilisant respectivement des grappins et un système de pompage.

Les palettes contenant des déchets liquides emballés ayant une viscosité faible à moyennement haute sont broyées en morceaux de 5 à 10 cm. Les déchets broyés, avant d'être transférés en cuves de stockage, peuvent être triés. Les plastiques ainsi triés sont incinérés. Les métaux ferreux sont retirés au moyen d'aimants, puis sont lavés et recyclés. Dans d'autres cas, les déchets broyés ne sont pas triés, et sont directement pompés en tant que mélange de liquides et

de solides broyés et envoyés vers le four avec ajout de liquides de dilution, par ex. huiles usagées.

Les déchets liquides sont pompés et envoyés vers une cuve de stockage où ils peuvent être mélangés avec des solvants usagés de façon à répondre aux exigences de viscosité du process, avant pompage final et injection dans le four.

Les déchets solides emballés ou en vrac sont broyés via une autre ligne de broyage équipée d'un broyeur-cisaille de grande puissance. Si la consommation énergétique du broyeur-cisaille est élevée, cela signifie que la consistance du mélange est trop dense pour que celui-ci soit pompé ; des huiles usagées sont alors ajoutées via une canalisation spécifique pour corriger cela. A l'inverse, si le mélange devient trop fluide (faible viscosité), des déchets solides en vrac peuvent être ajoutés. Des pompes à pistons sont utilisées pour transférer le mélange vers le four.

Tous les équipements sont inertés à l'azote de façon à réduire les risques d'incendies et d'explosions. Des sas étanches à l'air sont utilisés pour l'admission des déchets.

Avantages environnementaux

Une alimentation continue du four en déchets :

- améliore les performances de combustion et réduit les pics de CO et de COV
- améliore la récupération de chaleur du fait d'un flux de gaz de combustion plus constant dans la chaudière
- stabilise les conditions de fonctionnement du système de traitement des fumées
- réduit les risques d'explosions dans le four
- réduit les arrêts de l'installation provoqués par la détérioration des réfractaires, etc.

Les métaux extraits des déchets avant combustion (voir aussi la section 4.1.5.5) peuvent être de meilleure qualité que ceux extraits des mâchefers après combustion. Cela est particulièrement le cas pour les métaux ayant rencontré de plus hautes températures, à cause de la perte de qualité plus grande pour les métaux étant passés en post-combustion.

Un exemple est donné d'une réduction de 85 % de la consommation en combustibles d'appoint. [25, Kommunikemi, 2002].

Effets croisés

La consommation énergétique des équipements de broyage et de pompage.

Données d'exploitation

Un inconvénient de cette technique est son exigence de déchets de qualité plus élevée et le degré accru des contrôles associés, afin d'éviter d'endommager et de devoir arrêter les broyeurs. Néanmoins, les arrêts intempestifs des broyeurs sont compensés par des réductions d'entretien du four, du fait de la diminution des risques d'explosions.

Applicabilité

Applicable aux incinérateurs recevant des déchets dangereux emballés. Le principe général d'augmentation de l'homogénéité des déchets par un prétraitement adapté peut être appliqué à tous les incinérateurs confrontés à des variations importantes des paramètres de leurs gaz de combustion.

Données économiques

L'exemple a été donné d'un incinérateur d'une capacité de 35 t/jour ayant mis en œuvre un recyclage de l'acier présent dans les déchets reçus. Le revenu supplémentaire engendré par ce recyclage a été chiffré à 35 000 EUR/an. De plus, le nombre d'opérateurs nécessaires à la manutention des déchets emballés a été réduit de 6 à 3.

Les coûts pour la construction de deux lignes de prétraitement ont été fournis comme suit :

- ligne de prétraitement de déchets dangereux liquides conditionnés (capacité : 35 t/jour) = 2,9 million EUR (année de référence : 1990)
- ligne de prétraitement de déchets dangereux solides emballés ou en vrac (capacité : 75 t/jour) = 5,4 million EUR (année de référence : 1996)

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

L'amélioration des performances de combustion entraîne une réduction des émissions de l'installation. La technique permet également de réduire la manutention manuelle des déchets emballés, ainsi que les risques d'endommagements du four et donc les exigences afférentes en terme de maintenance/entretien.

Exemple d'installations

Kommunikemi, Danemark ; Ekokem, Finlande

Bibliographie

[25, Kommunikemi, 2002], [20, EKOKEM, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.5.4 Système d'homogénéisation d'alimentation en déchets dangereux solides

Description

Cette technique consiste en deux transporteurs à vis capables de broyer les déchets solides et de les introduire dans le four, ainsi qu'en une trémie d'alimentation « faite sur mesure » permettant de recevoir différents types de déchets. Les mesures de sécurité prises dépendent des exigences de l'installation.

Les déchets solides sont introduits en vrac dans la trémie d'alimentation à l'aide d'un pont roulant à grappin, au travers de trappes d'alimentation horizontales. Les trappes d'alimentation sont généralement fermées afin d'empêcher toute fuite de gaz dans l'air ambiant.

Au fond de la trémie se trouvent deux vis commandées hydrauliquement qui introduisent en continu les déchets dans la goulotte d'alimentation via des portes coupe-feu. Les portes coupe-feu empêchent les retours d'air et donc les débuts d'incendie dans la trémie d'alimentation.

La trémie d'alimentation est équipée de détecteurs de niveaux à source radioactive pour les limites supérieure et inférieure de remplissage. Lorsque la limite supérieure est atteinte, les détecteurs envoient un signal pour arrêter l'alimentation de la trémie en déchets.

Lorsque la limite inférieure est atteinte, le signal envoyé ralentit le fonctionnement des vis de telle sorte qu'il reste toujours des déchets au fond de la trémie, créant ainsi une zone tampon, une barrière entre les vis et la trémie d'alimentation. La trémie d'alimentation fonctionne donc comme une zone tampon et empêche ainsi :

- l'azote de s'introduire dans le four
- les retours d'air et donc les débuts d'incendie dans la trémie d'alimentation.

S'il n'y a pas nécessité d'alimenter les déchets en fûts, le système d'homogénéisation d'alimentation peut également introduire les déchets directement au niveau de la paroi avant du four tournant, sans trémie d'alimentation.

Avantages environnementaux

Cette technique fournit une solution sûre et fiable pour l'alimentation continue et contrôlée des déchets dangereux solides, et réduit les pics de CO en assurant des conditions de combustion stables et uniformes dans le four tournant et dans la chambre de post-combustion.

En général, les principaux avantages environnementaux obtenus sont :

- en comparaison avec une alimentation discontinue (par lot), l'alimentation en continu des déchets dangereux solides améliore la contrôlabilité de l'alimentation des déchets et réduit

- les pics de CO
- l'utilisation optimale de la capacité d'incinération du four tournant pour les déchets dangereux solides à faible pouvoir calorifique
- un flux homogène de mâchefers fondus est formé à haute température à l'intérieur du four tournant
- la protection incendie est accrue dans la zone de stockage des déchets dangereux en utilisant des systèmes automatiques d'extinction d'incendies
- l'installation d'équipements de surveillance vidéo permet l'observation en continu de l'alimentation des déchets dans le four tournant

Effets croisés

Consommation énergétique des transporteurs à vis.

Applicabilité

Applicable aux incinérateurs de déchets dangereux recevant des déchets solides hétérogènes.

Données économiques

Données non fournies.

Une alimentation continue et contrôlée des fours tournants en déchets solides contribue à une utilisation optimale de la capacité d'incinération.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Voir les avantages environnementaux ci-dessus.

Exemple d'installations

Cette technique a été mise en œuvre et fonctionne avec succès à Ekokem à Riihimäki, en Finlande, depuis 1989 ; à Sakab à Kumla, en Suède, depuis 1993 ; et aussi à A.V.R.-Chemie à Rotterdam, aux Pays-Bas, depuis 1996.

Bibliographie

[20, EKOKEM, 2002]

4.1.5.5 Extraction des métaux recyclables avant combustion

Description

De nombreux déchets contiennent des quantités non négligeables de métaux ferreux et non-ferreux. Ces métaux peuvent, soit être une partie inhérente des déchets (par ex. emballages alimentaires et emballages de boissons contenus dans les déchets municipaux), soit provenir du conditionnement des déchets (fûts – par ex. dans le cas des déchets dangereux – ou autres containers métalliques).

Lorsque les déchets entrants sont broyés, les métaux peuvent être retirés avant incinération en vue d'être recyclés.

L'extraction des métaux peut être réalisée en utilisant :

- des séparateurs magnétiques type overband pour éléments ferreux de grande dimension, par ex. les fûts broyés
- des tambours magnétiques pour les éléments ferreux lourds et de petite dimension, par ex. piles, clous, pièces de monnaie, etc.
- des séparateurs à courant de Foucault pour les métaux non ferreux – principalement le cuivre et l'aluminium utilisés pour les emballages et les composants électriques.

Il peut être nécessaire de laver les métaux ainsi retirés de façon à supprimer toute contamination provenant des déchets avec lesquels ils ont été en contact. La nécessité d'un tel lavage dépendra

du type de contamination, du stockage ultérieur, du transport et des spécifications du process de recyclage.

Dans le cas des installations de gazéification équipées de fours à lit fluidisé et traitant des déchets municipaux broyés, l'oxydation des métaux est réduite, ce qui permet de procéder à leur extraction après passage dans le four. En effet, l'action combinée du lit fluidisé et des températures de gazéification de l'ordre de 500 – 600 °C permettent d'extraire, à partir des éléments constitutifs du lit (par ex., sable), des métaux très peu oxydés, et ce, en utilisant les mêmes technologies d'extraction que celles décrites plus haut. Les matériaux constitutifs du lit, nettoyés, sont ensuite réintroduits dans la chambre de fluidisation.

Avantages environnementaux

Les principaux avantages environnementaux obtenus sont :

- la récupération de métaux recyclables
- l'amélioration de la qualité des métaux, ces derniers n'ayant pas été partiellement oxydés lors de la combustion à haute température
- la réduction de la teneur des fumées en métaux volatiles, conduisant à une diminution de la contamination des résidus d'épuration des fumées
- une amélioration de la qualité des mâchefers en réduisant leur teneur en métaux (fraction non-volatile)

Effets croisés

Consommation énergétique des broyeurs et des équipements d'extraction des métaux.

Le lavage des métaux (s'il est réalisé) entraînera des consommations (énergie, eau, ...) et des rejets d'eaux. Les effluents de lavage contaminés pourront être réintroduits dans le process d'incinération.

Données d'exploitation

Les données d'exploitation concernant les broyeurs sont fournies aux sections 4.1.5.3 et 4.1.5.2.

L'extraction des métaux peut être une condition essentielle pour certains process thermiques. Cette technique peut en effet aider à réduire les risques de colmatage du lit et de blocage de l'extracteur de résidus en raison de la fusion des métaux dans le four.

Dans certains cas, en vue de leur recyclage, il peut être préférable d'extraire les métaux après passage dans le four, car, ainsi, les métaux à bas point de fusion sont enlevés. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

Dans le cas des déchets municipaux en particulier, la collecte séparative des métaux peut réduire de façon conséquente les quantités de métaux récupérables dans les déchets résiduels. L'extraction de ces métaux sur l'incinérateur devient alors moins pertinente, voire plus du tout.

Données économiques

Coûts d'investissement et coûts opérationnels liés à l'utilisation des équipements de broyage et d'extraction.

Dans le cas des fours à lit fluidisé, l'opération de broyage peut s'avérer une partie essentielle de l'installation, et ce, pour un grand nombre de types de déchets (par ex. les déchets municipaux).

Les revenus de la vente des métaux recyclés seront déterminés par les prix du marché local.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Une demande particulière en métaux de qualité supérieure, ainsi que des prix associés élevés, améliorent le bilan économique de la mise en œuvre de cette technique. Cependant, lorsque des

débouchés existent déjà pour le recyclage des métaux extraits après combustion, il n'y a plus guère d'intérêt à une extraction avant combustion.

Exemple d'installations

Déchets dangereux : broyage et extraction des fûts métalliques broyés - Kommunikemi, Danemark

Déchets municipaux : broyage et extraction des éléments ferreux et non ferreux - installations en Autriche

Déchets municipaux : exemple d'installation avec four à lit fluidisé équipée d'un pré-broyage et d'une extraction des métaux - Installation d'Asahi, Kawaguchi City, Tokyo, Japon

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.1.5.6 Prétraitement et préparation ciblée de déchets solides en vue de la combustion

Description

Les déchets sont reçus sur l'installation en différentes fractions et sont spécifiquement préparés en vue de l'incinération. Un broyage approprié, une extraction des matériaux valorisables (principalement, les métaux), et, pour finir, le mélange des différentes fractions individuelles entre elles à l'aide de convoyeurs permettent d'élaborer un combustible homogène et standardisé.

Avantages environnementaux

Amélioration de la combustion grâce à l'homogénéisation des déchets.

Réduction de la charge polluante des gaz de combustion.

Réduction des fluctuations de flux thermique.

Réduction des niveaux d'émissions et de consommations du fait d'un fonctionnement plus stable de l'installation.

Le mélange intensif des déchets, avant qu'ils ne soient stockés en fosse, peut améliorer la qualité finale du combustible qui alimentera le four.

Effets croisés

Dégagements d'odeurs, nuisances sonores et émissions de poussières issus des étapes de prétraitement et de stockage des déchets. Consommation énergétique supplémentaire du fait du fonctionnement des équipements.

Données d'exploitation

Amélioration du fonctionnement du process, pouvant entraîner une augmentation de la durée de vie des équipements qui le constituent, en particulier ceux impliqués dans l'étape de combustion.

La production d'énergie est également plus régulière.

Applicabilité

Principalement applicable aux déchets qui peuvent être directement livrés sur l'installation en diverses fractions ou qui peuvent être traités de façon à séparer efficacement les différentes fractions requises.

La technique est particulièrement applicable aux installations conçues pour recevoir des déchets ayant des spécifications étroites, par ex. les fours à lit fluidisé. Cette technique n'apportera guère de bénéfices dans le cas d'une installation faite pour une large gamme de déchets (« *mass burning* »), par ex. les fours à grille ou les fours tournants.

Données économiques

Les coûts engendrés par la séparation des déchets en diverses fractions peuvent être importants. Les coûts associés à la mise en œuvre de la technique seront réduits lorsque sont déjà mises en place des mesures de séparation des déchets avant livraison (mesures, si besoin, couplées avec un prétraitement simple), de façon à ce que, sur l'installation, les seules opérations nécessaires soient le stockage et le mélange des déchets.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Disponibilité de flux de déchets pré-triés, par ex. déchets séparés en diverses fractions avant d'être livrés, de façon à ce que les déchets n'aient pas besoin d'être séparés une fois sur l'installation, mais seulement stockés séparément.

Exemple d'installations

RMVA Cologne, Allemagne

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.1.6 Transfert et chargement des déchets

4.1.6.1 Positionnement et vue de l'opérateur

Les opérateurs du système d'alimentation des fours en déchets doivent avoir une bonne vue sur les zones de stockage de déchets et d'alimentation des fours, ainsi que sur leurs mécanismes, de façon à pouvoir les contrôler. Cela peut se faire en positionnant la salle de contrôle de telle sorte qu'elle ait vue sur les zones d'alimentation des fours ou en utilisant des écrans de contrôle vidéo ou autres systèmes de détection. Le premier moyen (positionnement permettant une vue directe) est préférable, à moins qu'il n'y ait des raisons particulières en terme de sécurité ou autres raisons techniques qui pourraient l'empêcher. [64, TWGComments, 2003]

4.1.6.2 Arrangement de zones de stockage spécifiques aux éléments retirés des déchets

Certains flux de déchets nécessitent que certains éléments les constituant soient retirés, généralement parce que, sans cela, les déchets ne répondent pas aux exigences du process. Un stockage adapté doit alors être prévu pour ces éléments. Voir aussi la section 4.1.3.

4.1.6.3 Injection directe de déchets dangereux liquides et gazeux dans les fours tournants

Description

Les déchets liquides, pâteux et gazeux peuvent être introduits directement dans les fours tournants via des lignes d'alimentation directe. En 2002, près de 8,5 % des déchets incinérés dans des fours tournants étaient des déchets liquides directement injectés dans le four. Chaque four tournant compte plusieurs lignes d'alimentation directe.

En général, l'opération d'injection directe est réalisée en connectant la cuve de stockage de déchets à la ligne d'alimentation et en pressurant la cuve avec de l'azote ou, en cas de viscosité suffisamment faible, en la vidant à l'aide de pompes. De cette manière, les déchets liquides sont injectés dans la ligne de traitement. En fonction de leur pouvoir calorifique, les déchets liquides sont injectés, soit en tête de four tournant, soit dans la chambre de post-combustion.

Après utilisation, les lignes d'injection directe peuvent être purgées avec de l'azote, du fuel, des huiles usagées ou de la vapeur.

Les lignes d'injection peuvent être dédiées à un type de déchets ou polyvalentes. Cela dépend en grande partie des substances à incinérer.

Avantages environnementaux

Prévention des émissions diffuses dans l'air, étant donné que l'alimentation des déchets est réalisée à travers un système complètement fermé.

Effets croisés

Utilisation d'azote et de vapeur.

Données d'exploitation

Les lignes d'injection directe permettent d'incinérer les déchets liquides qui ont des propriétés telles que toute autre méthode d'alimentation est exclue.

Des matériaux et des revêtements appropriés sont requis pour les lignes d'injection, avec, dans certains cas, la nécessité de chauffer.

Les plages de débit d'alimentation dépendent du process d'incinération (par ex. la capacité thermique et la capacité du système de traitement des fumées), mais peuvent varier entre 50 et 1500 kg/h.

L'injection peut être réalisée à l'aide d'une lance dédiée ou d'un brûleur multi-combustible.

Applicabilité

Applicable aux déchets dangereux liquides, en particulier ceux présentant des risques en terme de santé et de sécurité lors de leur manutention et exigeant donc une exposition minimale du personnel d'exploitation.

Données économiques

Le coût d'investissement moyen pour une ligne dédiée s'élève à 100 000 – 200 000 EUR.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Le besoin d'alimenter le four en déchets liquides et gazeux toxiques, odorants, réactifs et corrosifs, et ce, en toute sécurité.

Exemple d'installations

Indaver, installation à Anvers (Belgique)

HIM, installation à Biebesheim (Allemagne) et GSB, installation à Ebenhausen (Allemagne).

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.1.6.4 Réduction des entrées d'air parasites dans la chambre de combustion lors de l'alimentation en déchets

La mise en œuvre de systèmes qui empêchent les entrées d'air parasites dans la chambre de combustion aide à maintenir la stabilité du process et réduit les émissions.

De tels systèmes comprennent :

- dans le cas de l'incinération de déchets solides, maintenir les trémies des fours toujours pleines
- utilisation de systèmes d'alimentation à vis entièrement fermés

- utilisation de double portes synchronisées (sas ayant au moins toujours une porte fermée) pour le chargement des déchets par lot
- dans le cas de l'incinération de déchets liquides et pâteux, utilisation de lignes d'injection directe

4.2 Traitement thermique

4.2.1 Choix de la technique de combustion

Description

La technique de combustion (ou de traitement thermique) doit être techniquement adaptée aux déchets alimentés. L'application d'une technologie développée pour un type de déchets à d'autres déchets ayant des caractéristiques non adaptées à cette technologie, peut entraîner des performances faibles ou incertaines. Voir les commentaires de la section 4.1.1 concernant la nécessaire adéquation de la technique de combustion aux déchets reçus.

Les tableaux 4.7, 4.8 et 4.9 ci-après fournissent une comparaison des principales techniques de combustion et de traitement thermique et présentent certains facteurs affectant leur applicabilité. Il est important de noter que, bien qu'elles soient toutes mises en œuvre par le secteur, certaines ont davantage fait leur preuve que d'autres. De plus, il faut noter que la nature des déchets à laquelle ces techniques ont été appliquées avec succès varie.

Technique	Caractéristiques des déchets et domaine d'application	Capacité (par ligne)	Informations relatives à l'exploitation et à l'environnement		Qualité des mâchefers	Débit de fumées	Informations sur les coûts
			Avantages	Inconvénients/ Limites d'utilisation			
Grille mobile - refroidissement à l'air	<ul style="list-style-type: none"> Pouvoir calorifique faible à moyen-haut (PCI de 5 - 16,5 GJ/t) Déchets solides municipaux et autres déchets solides hétérogènes Peut accepter, en même temps que les déchets municipaux, une proportion de boues de stations d'épuration et/ou de déchets d'activités de soins à risques infectieux Utilisée sur la plupart des incinérateurs de déchets modernes 	1 à 50 t/h. La plupart des projets se situent entre 5 et 30 t/h. La plupart des applications industrielles sont supérieures à 2,5 ou 3 t/h.	<ul style="list-style-type: none"> A très largement fait ses preuves à grande échelle Robuste - coûts de maintenance faibles Technique mise en œuvre depuis longtemps Peut accepter des déchets hétérogènes sans prétraitement particulier 	Généralement, non applicable aux poudres, aux liquides ou aux autres matériaux qui peuvent fondre et passer à travers la grille	COT de 0,5 % à 3 %	4 000 à 7 000 Nm ³ /t de déchets. Dépend du PCI. En général : 5 200 Nm ³ /t.	Une grande capacité d'incinération permet de réduire le coût à la tonne traitée
Grille mobile - refroidissement liquide	Identique aux grilles refroidies à l'air, sauf : <ul style="list-style-type: none"> PCI de 10 - 20 GJ/t 	1 à 50 t/h. La plupart des projets se situent entre 5 et 30 t/h. La plupart des applications industrielles sont supérieures à 2,5 ou 3 t/h.	Identique aux grilles refroidies à l'air, mais : <ul style="list-style-type: none"> Accepte des déchets à plus fort pouvoir calorifique Possibilité de mieux contrôler la combustion 	Identique aux grilles refroidies à l'air, mais : <ul style="list-style-type: none"> Risques de fuite du liquide de refroidissement pouvant endommager la grille Technique plus complexe 	COT de 0,5 % à 3 %	4 000 à 7 000 Nm ³ /t de déchets. Dépend du PCI. En général : 5 200 Nm ³ /t.	Coût d'investissement légèrement plus élevé que pour le refroidissement à l'air

Grille plus four tournant	Identique aux autres grilles, sauf : <ul style="list-style-type: none"> • Peut accepter des déchets très hétérogènes, tout en maintenant une combustion efficace • Peu utilisée 	1 à 10 t/h	<ul style="list-style-type: none"> • Meilleure combustion des mâchefers éventuelle 	<ul style="list-style-type: none"> • Capacité d'incinération inférieure à celle d'une grille • Maintenance du four tournant 	COT de 0,5 % à 3 %	4 000 à 7 000 Nm ³ /t de déchets. Dépend du PCI. En général : 5 200 Nm ³ /t.	Coût d'investissement et recettes plus élevés
Grille statique avec dispositif de transport des cendres et des déchets	<ul style="list-style-type: none"> • Les déchets municipaux nécessitent, avant incinération, d'être triés et, parfois, broyés • Par rapport aux grilles mobiles, il y a moins de problèmes avec les poudres, etc. 	Généralement faible (<1 t/h)	<ul style="list-style-type: none"> • Peu de maintenance - pas de partie mobile 	<ul style="list-style-type: none"> • Uniquement pour des déchets sélectionnés et/ou prétraités • Capacité d'incinération faible • Certaines grilles statiques nécessitent des combustibles d'appoint 	COT <3 % avec des déchets prétraités	Si combustion étagée, débit de fumées légèrement plus faible que pour les autres systèmes à grille (par contre, débit plus important si utilisation de combustibles d'appoint)	Compétitif avec les grilles mobiles de petite capacité (<100 kt/an).

Tableau 4.7 : Comparaison des techniques de combustion et de traitement thermique les plus souvent utilisées, ainsi que des facteurs affectant leur applicabilité (tableau 1/3)

[24, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [10, Juniper, 1997] [8, Energos, 2002] [1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Technique	Caractéristiques des déchets et domaine d'application	Capacité (par ligne)	Informations relatives à l'exploitation et à l'environnement		Qualité des mâchefers	Débit fumées	Informations sur les coûts
			Avantages	Inconvénients			
Four tournant	<ul style="list-style-type: none"> Peut accepter des déchets liquides et pâteux L'alimentation en déchets solides est plus limitée que pour les fours à grille (en raison des dommages causés aux réfractaires) Souvent appliqué aux déchets dangereux 	<10 t/h	<ul style="list-style-type: none"> A largement fait ses preuves Accepte une large gamme de déchets Bonne combustion, même pour les déchets dangereux 	Capacité d'incinération plus faible que celle des fours à grille	COT <3 %	6 000 à 10 000 m ³ /t de déchets	Coût spécifique plus important du fait de la capacité d'incinération réduite
Four tournant (avec refroidissement par double-enveloppe)	Identique au four tournant, mais : <ul style="list-style-type: none"> Peut accepter des déchets avec un PCI plus élevé, en raison d'une meilleure tolérance aux températures élevées 	<10 t/h	<ul style="list-style-type: none"> A largement fait ses preuves Peut fonctionner à des températures de combustion plus élevées (si nécessaire) Meilleure durée de vie des réfractaires qu'un four tournant sans système de refroidissement 	Capacité d'incinération plus faible que celle des fours à grille	Résidus vitrifiés à faible lixiviation	6 000 à 10 000 m ³ /t de déchets	Coût spécifique plus important du fait de la capacité d'incinération réduite
Lit fluidisé dense	<ul style="list-style-type: none"> Uniquement pour des déchets finement broyés. Peu applicable aux déchets municipaux solides bruts. Souvent utilisé pour les boues 	1 à 10 t/h	<ul style="list-style-type: none"> Bon mélange des déchets Cendres volantes présentant de bons résultats de lixiviation 	<ul style="list-style-type: none"> Technique dont la conduite nécessite une attention particulière afin d'éviter le colmatage du lit Production plus importante de cendres volantes que pour les fours à grille 	COT <3 %	Relativement plus faible que pour les fours à grille	Les coûts relatifs au système de traitement des fumées peuvent être plus faibles. Coûts supplémentaires dus au prétraitement des déchets.

Lit fluidisé rotatif	<ul style="list-style-type: none"> • Applicable à une grande plage de PCI (7-18 MJ/kg) • Peut accepter des déchets municipaux solides grossièrement broyés • Possibilité d'incinération combinée de boues 	3 à 22 t/h	<ul style="list-style-type: none"> • Bon mélange - turbulence importante • Applicable à une grande plage de PCI • Bonne combustion, mâchefers secs 	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessité de broyer les déchets municipaux solides • Production plus importante de cendres volantes que pour les fours à grille 	COT <3 % En général, compris entre 0,5 et 1 %	4 000 à 6 000 Nm ³ /t de déchets	
Lit fluidisé circulant	<ul style="list-style-type: none"> • Uniquement pour des déchets finement broyés. Peu applicable aux déchets municipaux solides bruts. • Souvent appliqué pour les boues et les RDF 	1 à 20 t/h En général, >10 t/h	<ul style="list-style-type: none"> • Bon mélange des déchets • Plus flexible que le lit fluidisé dense concernant les déchets pouvant être admis • Cendres volantes présentant de bons résultats en lixiviation 	<ul style="list-style-type: none"> • Technique nécessitant un cyclone afin de réintroduire dans le four les éléments constitutifs du lit • Production plus importante de cendres volantes que pour les fours à grille 	COT <3 %	Relativement plus faible que pour les fours à grille	Les coûts relatifs au système de traitement des fumées peuvent être plus faibles. Coûts supplémentaires relatifs au prétraitement des déchets.

Tableau 4.8: Comparaison des techniques de combustion et de traitement thermique les plus souvent utilisées, ainsi que des facteurs affectant leur applicabilité (tableau 2/3)

[24, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [10, Juniper, 1997] [8, Energos, 2002] [1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Technique	Caractéristiques des déchets et domaine d'application	Capacité (par ligne)	Informations relatives à l'exploitation et à l'environnement		Qualité des mâchefers	Débit fumées	Informations sur les coûts
			Avantages	Inconvénients			
Four oscillant	<ul style="list-style-type: none"> Déchets municipaux solides Déchets hétérogènes 	1 à 10 t/h	<ul style="list-style-type: none"> Robuste - faible maintenance Technique mise en œuvre depuis longtemps Faible niveau d'émissions de NOx Faible perte au feu des mâchefers 	<ul style="list-style-type: none"> Pertes thermiques plus importantes que pour les fours à grille PCI inférieur à 15 GJ/t 	COT de 0,5 à 3 %	<i>Information non fournie</i>	Similaire aux autres technologies
Foyer à air pulsé	<ul style="list-style-type: none"> Uniquement des déchets à fort pouvoir calorifique (PCI>20 GJ/t) Principalement utilisé pour les déchets d'activités de soins à risques infectieux 	<7 t/h	<ul style="list-style-type: none"> Peut accepter des déchets liquides et des déchets en poudre 	<ul style="list-style-type: none"> L'agitation du lit peut être plus faible que pour d'autres techniques 	Dépend du type de déchets	<i>Information non fournie</i>	Coût spécifique plus important du fait de la capacité d'incinération réduite
Foyer statique à gradin	<ul style="list-style-type: none"> Uniquement des déchets à fort pouvoir calorifique (PCI>20 GJ/t) Principalement utilisé pour les déchets d'activités de soins à risques infectieux 	<i>Information non fournie</i>	<ul style="list-style-type: none"> Peut accepter des déchets liquides et des déchets en poudre 	<ul style="list-style-type: none"> L'agitation du lit peut être plus faible que pour d'autres techniques 	Dépend du type de déchets	<i>Information non fournie</i>	Coût spécifique plus important du fait de la capacité d'incinération réduite
Foyer à grille et projection (Spreader stoker)	<ul style="list-style-type: none"> RDF (<i>Refuse Derived Fuels</i>, combustibles dérivés de déchets) et autres déchets particuliers Fumier de volailles Déchets de bois 	<i>Information non fournie</i>	<ul style="list-style-type: none"> Grille de construction simple Moins sensible à la taille des particules que les lits fluidisés 	<ul style="list-style-type: none"> Uniquement pour des déchets mono-flux bien définis 	<i>Information non fournie</i>	<i>Information non fournie</i>	<i>Information non fournie</i>

Gazéification - lit fixe	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets plastiques mélangés • Autres flux de déchets similaires • La gazéification est moins largement utilisée et a moins fait ses preuves que l'incinération 	jusqu'à 20 t/h	<ul style="list-style-type: none"> • Résidus à faible lixiviation • Bonne combustion si le gaz de fluidisation contient de l'oxygène • Production d'un gaz de synthèse • Oxydation réduite des métaux recyclables 	<ul style="list-style-type: none"> • Types de déchets admis limités • Combustion incomplète • Haut niveau de compétence nécessaire pour la conduite de cette technique • Goudrons présents dans le gaz de synthèse brut • A moins fait ses preuves que l'incinération 	<ul style="list-style-type: none"> • Résidus à faible lixiviation • Bonne combustion si injection d'oxygène 	Moindre qu'avec une combustion directe	Coûts d'exploitation et de maintenance élevés
Gazéification - flux entraîné	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets plastiques mélangés • Autres flux de déchets similaires • Non adaptée aux déchets municipaux solides non prétraités • La gazéification est moins largement utilisée et a moins fait ses preuves que l'incinération 	jusqu'à 10 t/h	<ul style="list-style-type: none"> • Résidus à faible lixiviation • Oxydation réduite des métaux recyclables 	<ul style="list-style-type: none"> • Types de déchets admis limités • Combustion incomplète • Haut niveau de compétence nécessaire pour la conduite de cette technique • A moins fait ses preuves que l'incinération 	Résidus à faible lixiviation	Moindre qu'avec une combustion directe	Coûts d'exploitation et de maintenance élevés. Coût de prétraitement élevés.

Gazéification - lit fluidisé	<ul style="list-style-type: none"> Déchets plastiques mélangés Déchets municipaux solides broyés Résidus de broyage Boues Déchets riches en métaux Autres flux de déchets similaires La gazéification est moins largement utilisée et a moins fait ses preuves que l'incinération 	5 à 20 t/h	<ul style="list-style-type: none"> Le réacteur peut fonctionner à des températures faibles, permettant ainsi, par ex., le recyclage de l'aluminium Séparation des principaux déchets non combustibles Peut être efficacement combiné avec un procédé de fusion des cendres Oxydation réduite des métaux recyclables 	<ul style="list-style-type: none"> Taille des déchets limitée (<30cm) Goudrons présents dans le gaz de synthèse brut Gaz de combustion avec un PCS (pouvoir calorifique supérieur) plus élevé A moins fait ses preuves que l'incinération 	<ul style="list-style-type: none"> Si combiné avec une chambre de fusion, les cendres sont vitrifiées Qualité des cendres en l'absence de chambre de vitrification : <i>information non fournie</i> 	Moindre qu'avec une combustion directe	Moindre que pour les autres techniques de gazéification
Pyrolyse - four tournant de pyrolyse court	<ul style="list-style-type: none"> Déchets municipaux solides prétraités Déchets riches en métaux ou en inertes Résidus de broyage Déchets plastiques La pyrolyse est moins largement utilisée et a moins fait ses preuves que l'incinération 	~ 5 t/h	<ul style="list-style-type: none"> Pas d'oxydation des métaux Pas d'énergie de combustion à apporter pour les métaux et les déchets inertes Possibilité de neutralisation acide dans le réacteur Production d'un gaz de synthèse 	<ul style="list-style-type: none"> Types de déchets admis limités Conduite du procédé et ingénierie critiques Haut niveau de compétence requis pour la conduite de cette technique N'a pas complètement fait ses preuves Nécessite un marché pour la revente du gaz de synthèse 	<ul style="list-style-type: none"> Dépend de la température du process Les résidus produits nécessitent un traitement complémentaire (il s'agit parfois d'une combustion complémentaire) 	Très faible en raison de la nécessité d'un faible excès d'air pour la combustion des gaz	Coûts d'investissement, de prétraitement et d'exploitation élevés
Pyrolyse - four tournant de pyrolyse de longueur moyenne		5 à 10 t/h					

Tableau 4.9: Comparaison des techniques de combustion et de traitement thermique les plus souvent utilisées, ainsi que des facteurs affectant leur applicabilité (tableau 3/3)

[24, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [10, Juniper, 1997] [8, Energos, 2002] [1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

4.2.2 Utilisation de la modélisation des écoulements

Description

Des modèles physiques et/ou informatiques peuvent être utilisés pour étudier les effets des caractéristiques du design. Plusieurs paramètres peuvent être étudiés, notamment les vitesses des gaz et les températures à l'intérieur du four et de la chaudière. L'écoulement des gaz à travers le système de traitement des fumées peut également être étudié en vue d'améliorer l'efficacité de ce système, par ex. pour la partie SCR.

La Mécanique des Fluides Numérique (MFN) est un exemple d'outil de modélisation qui peut être utilisé pour prévoir l'écoulement des gaz. L'utilisation de tels outils peut aider à choisir la technique de combustion qui permettra d'optimiser les flux de gaz, de façon à permettre des conditions de combustion efficaces et à éviter des temps de séjour des gaz trop longs dans les zones de températures où augmentent les risques de formation de PCDD/F. L'application de cette technique à la conception des systèmes de traitement des fumées permet d'améliorer la performance de ces systèmes, par ex. en assurant un flux de gaz régulier à travers la structure du catalyseur SCR.

La modélisation a été utilisée avec succès tant pour des installations nouvelles qu'existantes pour :

- optimiser la géométrie du four et de la chaudière
- optimiser le positionnement de l'injection d'air secondaire et/ou des gaz de combustion recirculés (si utilisé)
- optimiser les points d'injection de réactifs pour la réduction non catalytique (SNCR) des NOx
- optimiser le flux de gaz à travers un système SCR

Avantages environnementaux

L'optimisation de la conception du four peut améliorer les performances de combustion, et ainsi limiter la formation de CO, COT, PCDD/F et/ou NOx (c.-à-d. les substances dont la formation est liée à la combustion elle-même). Cette technique n'a aucun effet sur les autres polluants (c'est-à-dire ceux contenus dans les déchets). [64, TWGComments, 2003]

La réduction de l'encrassement dû, localement, à des vitesses excessives des gaz de combustion, grâce à l'utilisation d'une modélisation MFN, peut augmenter la disponibilité de l'installation et améliorer sur le long terme la récupération d'énergie.

Amélioration des performances du système de traitement des fumées.

Effets croisés

Améliorer les performances de combustion peut permettre de choisir un système de traitement des fumées avec des niveaux d'émissions et de consommations plus faibles.

Données d'exploitation

L'amélioration de la distribution du débit de gaz à l'intérieur de la chaudière aide à réduire les phénomènes d'érosion et d'encrassement, qui conduisent à la corrosion.

Applicabilité

La technique est applicable :

- aux nouveaux projets d'incinérateurs – pour optimiser, de façon générale, la conception
- aux installations existantes lorsque l'on s'interroge sur les caractéristiques de combustion ou le design de la chaudière – ceci permettra à l'exploitant d'étudier et de prioriser les possibilités d'optimisation
- aux installations existantes subissant des dégradations au niveau du four et/ou de la chaudière

- aux installations nouvelles et existantes pour lesquelles on réfléchit au positionnement de l'injection d'air secondaire et/ou des gaz de combustion recirculés
- aux installations installant ou utilisant un système SCR – pour optimiser le système SCR lui-même

Données économiques

Habituellement, une étude d'optimisation par ordinateur se situe dans une plage de 10 000 à 30 000 EUR, selon l'étendue de l'étude et le nombre de modélisations nécessaires.

Les économies sur les coûts d'investissement et d'exploitation peuvent provenir :

- du choix d'options de traitement des fumées différentes
- d'un système de traitement des fumées plus petit/moins complexe
- d'un système de traitement des fumées avec des niveaux de consommations plus faibles

Les économies mentionnées ci-dessus sont moins facilement atteignables lorsque la problématique clé à prendre en compte pour le choix du système de traitement des fumées est la présence de métaux lourds ou d'halogènes dans les gaz de combustion, par ex. dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux. En effet, dans ce cas, le facteur principal du choix du système de traitement des fumées sera la présence de ces substances provenant des déchets eux-mêmes, plutôt que des substances liées à la combustion.

Dans le cas d'une installation existante, modifier la conception du four ou de la chaudière peut induire des coûts importants.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Optimisation de la conception de la chambre de combustion afin que les concentrations en polluants des gaz soient plus faibles et possibilité de réduction des niveaux d'émissions et de consommations de l'installation.

Exemple d'installations

La technique a été utilisée :

- en Grande-Bretagne pour démontrer la pertinence du choix de la technique de combustion sur un projet d'incinérateur
- pour optimiser la conception de la chambre de combustion dans des incinérateurs de déchets municipaux de petite capacité en Norvège
- sur certaines installations nouvelles et existantes en Belgique
- sur des installations françaises : St Ouen (1989) - Nancy (1995) - Toulouse - St Germain

Bibliographie

[15, Segers, 2002], [16, Energos, 2002], [17, ONYX, 2000], [64, TWGComments, 2003]

4.2.3 Conception de la chambre de combustion

Description

Pour certains types de fours, y compris les fours à grille et les fours statiques, plusieurs options sont possibles concernant le positionnement et la forme de la sortie de la chambre de combustion vers les zones de combustion secondaire. Une conception non appropriée conduirait à un faible maintien des gaz dans les zones de combustion, donc à une faible combustion de ces gaz, et au final à des émissions accrues.

La conception de la sortie de la chambre de combustion primaire vers la zone de combustion des

gaz (la jonction) doit être adaptée à la composition des déchets et aux éléments constitutifs du four, par ex. le type de grille. Voir le texte de la section 2.3.1.4 et le schéma 2.7.

Dans le cas des fours à grille, la conception de la chambre de combustion est intimement liée au fournisseur de la grille. En effet, le fournisseur peut optimiser la combinaison « grille + chambre de combustion », en se basant sur les performances de son système et sur sa propre expérience. De manière générale, il n'y a pas d'avantages ou d'inconvénients majeurs d'une conception de chambre de combustion par rapport à une autre - toutes peuvent être utilisées. De plus, normalement, la chambre de combustion ne peut pas être conçue indépendamment du choix de la grille ; en effet, la chambre de combustion et la grille forment clairement un ensemble inséparable. [64, TWGComments, 2003]

Une modélisation MFN (voir section 4.2.2) peut aider à la conception de la chambre de combustion.

Type	Caractéristiques de conception	Commentaires
Ecoulements à co-courant ou à courants parallèles	<ul style="list-style-type: none"> Sortie de la chambre de combustion primaire située en fin de four Gaz s'écoulant dans la même direction que le déplacement des déchets 	<ul style="list-style-type: none"> Adapté aux déchets à fort PCI Les gaz sont forcés de passer par la zone de température maximale. De plus, leur temps de séjour dans la zone d'allumage est important. Le chauffage de l'air primaire est nécessaire au niveau de la zone d'allumage
Ecoulements à contre-courant	<ul style="list-style-type: none"> Sortie de la chambre de combustion primaire située en tête de four Gaz s'écoulant dans la direction opposée au déplacement des déchets 	<ul style="list-style-type: none"> Adapté aux déchets à faible PCI, à haut taux d'humidité ou à haute teneur en cendres (du fait que les gaz à hautes températures issus de la zone de volatilisation passent au-dessus de la zone de séchage) Besoins plus importants en air secondaire afin d'assurer la combustion des gaz
Ecoulements à courant central	<ul style="list-style-type: none"> Sortie de la chambre de combustion primaire située en milieu de four 	<ul style="list-style-type: none"> Compromis des deux techniques mentionnées ci-dessus, adapté à une large gamme de déchets La configuration du four et l'injection d'air secondaire sont importantes pour assurer la combustion des gaz
Ecoulements de courant divisé	<ul style="list-style-type: none"> Sortie de la chambre de combustion primaire située en milieu de four, mais divisée par une section centrale 	<ul style="list-style-type: none"> La section centrale aide à maintenir les gaz dans la zone de combustion et permet à l'air secondaire d'être injecté depuis davantage d'emplacements Surtout utilisé pour les fours de très grande dimension

Tableau 4.10: Comparaison des caractéristiques de conception de différentes géométries de fours
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 4, IAWG, 1997, 15, Segers, 2002]

Avantages environnementaux

L'amélioration de la combustion entraîne une réduction des niveaux d'émissions et de consommations de l'installation.

Effets croisés

Pas d'effets négatifs significatifs identifiés.

Données d'exploitation

La chambre de combustion est généralement fournie avec la grille et est optimisée pour le type particulier de grille qui a été choisi. La conception de la chambre de combustion dépend, de ce fait,

du choix de la grille. Chaque système décrit dans le tableau 4.10, lorsqu'il est mis en œuvre convenablement, peut apporter des améliorations en terme d'exploitation.

Applicabilité

Ces techniques sont généralement applicables à la plupart des techniques de combustion, sauf aux fours tournants où la sortie vers la chambre de combustion secondaire se situe toujours en fin de four. Cependant, toujours dans le cas des fours tournants, la taille et la forme de la connexion entre les chambres de combustion primaire et secondaire, ainsi que le positionnement de l'injection d'air secondaire, doivent permettre un maintien et un mélange des gaz suffisants pour obtenir une bonne combustion de ces gaz (comme indiqué par des concentrations faibles et régulières en produits de combustion incomplète).

Les systèmes à flux de courant divisé sont surtout applicables aux fours de grandes dimensions en raison du mélange d'air secondaire qu'ils permettent en milieu de four. Dans le cas des fours de plus petites dimensions, l'injection d'air secondaire au niveau des parois latérales peut être suffisant pour permettre un mélange convenable des gaz.

Globalement, une bonne conception de la chambre de combustion assure que les gaz issus de la combustion des déchets sont bien mélangés et sont maintenus dans la chambre de combustion à une température suffisante pour permettre leur combustion complète. Ce principe est applicable à toutes les techniques de combustion.

Données économiques

Dans le cas des installations nouvelles, la conception de la chambre de combustion peut être optimisée dès le départ. Les coûts supplémentaires induits par l'optimisation de cette conception peuvent alors s'avérer faibles comparés au coût global du projet.

Dans le cas des installations existantes, le coût de la « re-conception » (en général cela signifie « remplacement ») du four est très élevé et peut souvent l'emporter sur les bénéfices potentiels, à moins qu'il n'y ait de sérieux problèmes sur le process de combustion, ou que l'équipement concerné doive, de toute façon, être remplacé pour d'autres raisons.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Réductions des émissions du fait d'une combustion efficace.

Exemple d'installations

Toutes les installations sont amenées à choisir une de ces options.

L'écoulement à courant divisé a été mis en œuvre à : Indaver, BE, AZN (Afvalverbranding Zuid-Nederland, Moerdijk, Pays-Bas), ainsi qu'à l'usine de Bonn (Allemagne) et à Mke-line de MVV (Mannheim, Allemagne).

Bibliographie

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 4, IAWG, 1997, 15, Segers, 2002, 64, TWGComments, 2003]

4.2.4 Design pour augmenter la turbulence dans la chambre de combustion secondaire

Description

Voir aussi les techniques présentées dans les sections :

- 4.2.11 Optimisation et distribution de l'injection d'air secondaire
- 4.2.12 Remplacement d'une partie de l'air secondaire par des gaz de combustion recirculés
- 4.2.19 Optimisation du temps de séjour, de la température et de la turbulence des gaz dans la zone de combustion, ainsi que des concentrations en oxygène

Cette technique concerne les caractéristiques de conception qui permettent d'augmenter la turbulence et, par conséquent, le mélange des gaz de combustion dans la zone située après la zone de combustion primaire, mais avant ou au début des zones de récupération de chaleur, lorsque les températures des gaz excèdent généralement encore 850 °C environ. Après la zone mentionnée ici, les gaz de combustion passent donc à travers les zones de récupération de chaleur (échangeurs) où il est nécessaire que la vitesse et l'écoulement des gaz soient stables et réguliers de façon à empêcher une circulation des gaz à contre-courant, ou autre, qui pourraient conduire à des problèmes pour l'échange de chaleur ou la génération de polluants.

Dans certains cas, des configurations particulières de la zone de combustion secondaire peuvent être utilisées afin d'augmenter la turbulence dans la chambre de combustion secondaire. Par exemple :

- chambres à vortex
- inclusion de déflecteurs (dans ce cas, refroidissement nécessaire)
- plusieurs passages/tours dans la chambre de combustion secondaire
- injection d'air secondaire tangentielle
- emplacement et position des systèmes d'injection d'air secondaire (buses, ...)

Avantages environnementaux

L'amélioration de la combustion entraîne, au niveau des gaz de combustion, une réduction des concentrations des polluants dont la formation est liée à la combustion.

Cette technique peut réduire le débit d'air secondaire nécessaire, et par conséquent réduire le débit de gaz de combustion et la production de NOx. Une turbulence efficace permet également d'améliorer la combustion des gaz, et donc entraîne des niveaux réduits en COV et CO.

Effets croisés

Aucun effet croisé identifié

Données d'exploitation

Information non fournie

Applicabilité

La chambre de combustion secondaire est conçue par le fournisseur du four au moment de la conception de l'installation. Des dispositifs complémentaires peuvent s'avérer nécessaires dans le cas de certaines techniques de combustion et pour certains types de déchets. [74, TWGComments, 2004]

La mise en œuvre de dispositifs complémentaires permettant d'accroître le mélange des gaz est actuellement surtout utilisée dans les incinérateurs de déchets dangereux.

Données économiques

Information non fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Information non fournie

Exemple d'installations

Incinérateur de déchets dangereux - Cleanaway UK.

Bibliographie

[40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003]

4.2.5 Fonctionnement en continu plutôt qu'en discontinu

Description

Il est plus facile de contrôler les émissions des incinérateurs pendant leur fonctionnement normal que pendant les périodes d'arrêt et de redémarrage des fours. Réduire le nombre d'arrêts et de redémarrages des fours est donc une stratégie importante en terme de conduite de l'installation, qui peut permettre de réduire le niveau d'émissions globales et les consommations. Les modes de collecte et de livraison des déchets, ainsi que les fluctuations saisonnières de production de déchets, peuvent entraîner des arrêts des fours en raison du manque de déchets à traiter. Néanmoins, cela est souvent évité en faisant fonctionner l'installation à charge partielle ; le fonctionnement à charge partielle ne pose normalement aucun problème pour un four d'incinération moderne. [74, TWGComments, 2004]

Voici des exemples de facteurs qui aident à faire fonctionner l'installation en continu :

- adéquation entre la capacité des fours et les tonnages livrés
- stockage des déchets (lorsque cela est possible) permettant de couvrir les périodes creuses en déchets
- organisation des apports en déchets de façon à empêcher les périodes creuses en déchets
- compléter l'alimentation en déchets avec d'autres combustibles
- mise en œuvre d'un système de nettoyage de l'installation en fonctionnement (en ligne)

Dimensionner et exploiter l'installation de façon à en maximiser la continuité de fonctionnement est, par conséquent, très important.

Avantages environnementaux

Un fonctionnement régulier de l'installation améliore l'efficacité énergétique.

Effets croisés

L'efficacité énergétique peut être réduite par un fonctionnement en continu à charge partielle, du fait de la moindre efficacité de la turbine.

Données d'exploitation

Prévoir et contrôler les apports en déchets est particulièrement important.

Une bonne maintenance est importante pour éviter/limiter les arrêts de l'installation. Un programme d'entretien en ligne peut être mis en œuvre de façon à maximiser la disponibilité de l'installation.

Applicabilité

Planifier un nombre limité d'arrêts, et s'y tenir, permet de réduire les flux annuels des émissions. Ceci est vrai pour n'importe quelle installation.

Données économiques

Réduire les arrêts de l'installation peut diminuer les coûts en :

- permettant un fonctionnement en continu et, par conséquent, une plus grande utilisation de l'installation
- diminuant l'entretien du four, grâce à une diminution des contraintes thermiques
- évitant les coûts d'investissement supplémentaires, liés à un process inutilement surdimensionné

Lorsque la capacité de l'installation est plus importante que les tonnages livrés, et qu'il est décidé de compléter ces tonnages avec d'autres déchets ou d'autres combustibles, il peut y avoir des coûts induits par l'achat de ces déchets/combustibles.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Les principaux facteurs incitatifs sont d'ordre opérationnel.

Exemple d'installations

En général, tous les incinérateurs de capacité importante fonctionnent en continu. Les incinérateurs de déchets municipaux de taille industrielle (plus de ~2 t/h) peuvent fonctionner en continu avec un nombre minimum d'arrêts.

Bibliographie

[28, Kommunikemi, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.6 Choix et utilisation de systèmes et de paramètres de contrôle de la combustion

Description

[2, infomil, 2002]

L'incinération de déchets de composition variable nécessite une technique de combustion qui puisse supporter de grandes variations des conditions de process. Lorsque les conditions de process deviennent défavorables, il est alors nécessaire d'intervenir sur ledit process afin de pouvoir le contrôler.

Pour pouvoir contrôler le process d'incinération, il est nécessaire :

- de disposer d'informations détaillées sur ledit process
- de mettre en œuvre une stratégie de contrôle dudit process
- d'être capable d'intervenir concrètement sur ledit process

Les détails des systèmes de contrôle mis en œuvre varient d'une installation à l'autre.

Les éléments qui suivent fournissent une vue d'ensemble des informations sur le process, des stratégies de contrôle qui peuvent être mis en œuvre et des interventions qui peuvent être menées sur le process :

Exemples d'informations sur le process :

- températures au niveau de la grille (à plusieurs endroits)
- épaisseur de la couche de déchets sur la grille (contrôle visuel)
- perte de charge de la grille
- températures du four et des gaz de combustion (à plusieurs endroits)
- détermination de la distribution de températures au niveau de la surface de la grille par des systèmes de mesures optiques ou infrarouges
- teneurs en CO, O₂, CO₂ et/ou H₂O (à plusieurs endroits)
- informations relatives à la production de vapeur (par ex. température, pression)
- ouvertures dans la paroi de la chambre de combustion pour permettre une observation visuelle,

soit directement, soit à l'aide de caméras

- longueur et position du feu dans le four
- niveaux d'émissions des substances liées à la qualité de la combustion (niveaux d'émissions avant traitement des fumées)

[74, TWGComments, 2004]

La stratégie de contrôle de la combustion peut être classique, et déjà intégrée à le système numérique de contrôle-commande du process. De plus, des systèmes de contrôle à « logique floue » peuvent être utilisés.

Les actions du système de contrôle-commande comprennent l'ajustement :

- du système d'alimentation/introduction des déchets dans le four
- des fréquences et des vitesses de mouvements de la grille (dans les différentes parties de la grille)
- de la quantité et de la distribution d'air primaire
- de la température de l'air primaire (s'il y a des équipements de préchauffage)
- de la quantité et de la distribution d'air secondaire dans le four (et, selon les cas, de gaz de combustion recirculés)
- du ratio air primaire / air secondaire.

[74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

L'utilisation de stratégies de contrôle sophistiquées permet un process d'incinération avec moins de fluctuations dans le temps (c.-à-d. plus stable) et dans l'espace (c.-à-d. plus homogène) et donc permet une amélioration générale des performances de combustion et une réduction des niveaux d'émissions de l'installation.

Une amélioration du contrôle de la combustion présente les avantages suivants :

- meilleure qualité des mâchefers (grâce à une bonne distribution de l'air primaire et une meilleure position du feu sur la grille)
- diminution de la production de cendres volantes (car moins de variations dans la quantité d'air primaire injecté)
- meilleure qualité des cendres volantes (moins d'imbrûlés, en raison de conditions de process plus stables au niveau du four)
- diminution de la formation de CO et de COV (en raison de conditions de process plus stables au niveau du four, c.-à-d. pas de « points froids »)
- diminution de la formation de NOx (en raison de conditions de process plus stables au niveau du four, c.-à-d. pas de « points chauds »)
- diminution des risques de formation de dioxines (et précurseurs), en raison de conditions de process plus stables au niveau du four
- meilleure utilisation de la capacité d'incinération (réduction des pertes de capacité thermique dues aux variations)
- meilleur rendement énergétique (car la quantité moyenne d'air de combustion injecté est réduite)
- meilleur fonctionnement de la chaudière (du fait de la température plus stable, il y a moins de « pics » de température et donc moins de risques de corrosion et d'accrochage dus aux cendres volantes)
- meilleur fonctionnement du système de traitement des fumées (car la quantité et la composition des gaz de combustion sont plus stables)
- potentiel de destruction des déchets plus important, combiné à une combustion plus efficace

Les avantages indiqués ci-dessus entraînent une diminution de la maintenance et donc une plus grande disponibilité de l'installation.

Effets croisés

Aucun identifié

Données d'exploitation

La température des barreaux de grille peut être mesurée à l'aide de thermocouples. Les températures des gaz de combustion sont plus difficiles à mesurer en raison de conditions opérationnelles sévères - teneur importante en poussières, risque de fusion des métaux, etc. Les mesures en sortie de four sont également difficiles à mettre en œuvre en raison des conditions opérationnelles (poussières, acides, etc.), en particulier en ce qui concerne les mesures en CO et CO₂. Pour assurer le contrôle-commande, il est nécessaire que les mesures soient réalisées rapidement. De plus, il est très difficile de mesurer avec précision la teneur en H₂O. [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

Le choix et l'utilisation de paramètres et de systèmes adéquats de contrôle de la combustion sont applicables à tous les types d'incinérateurs. Les composants de tels systèmes varieront d'une technique de combustion à l'autre. La plupart des techniques décrites ci-dessus est applicable aux fours à grille, plutôt qu'aux autres types de fours.

La mise en œuvre de cette technique est particulièrement intéressante lorsque les déchets qui alimentent le four sont de nature très hétérogène, c-à-d de composition variable, ou que leur qualité est difficile à prévoir ou à garantir.

Données économiques

Les bénéfices engendrés par cette technique entraînent une diminution de la maintenance et donc une plus grande disponibilité de l'installation.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

L'amélioration des performances de combustion entraîne une amélioration globale des performances environnementales de l'installation.

Exemple d'installations

Utilisée très largement dans toute l'Europe, particulièrement sur les installations modernes.

Bibliographie

[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.7 Utilisation de caméras infrarouge pour le contrôle de la combustion

Description

Le fait d'adapter en continu la distribution et la quantité d'air de combustion, de façon à répondre à tout moment aux exigences précises de la réaction de combustion dans les différentes zones du four, peut améliorer le process d'incinération. La caméra infrarouge est un exemple de technique qui peut être utilisée pour créer une image thermique du lit de déchets. Des caméras à ultrasons et des caméras opérant dans le domaine du visible peuvent également être utilisées. La distribution de températures au niveau du lit de déchets apparaît alors sur un écran sous forme d'un champ d'isothermes gradué en zones colorées.

Pour assurer le contrôle des performances du four, les températures caractéristiques des différentes zones de la grille peuvent être déterminées et envoyées vers le système de contrôle du four en tant que paramètres d'entrées pour l'ajustement des variables du four. A l'aide de la « logique floue », certaines variables (par ex. température, teneur en CO, teneur en O₂) peuvent être maintenues à leur valeur de consigne par l'application d'un ensemble de règles. De plus, la recirculation des gaz de combustion ainsi que l'injection d'air tertiaire peuvent être contrôlées.

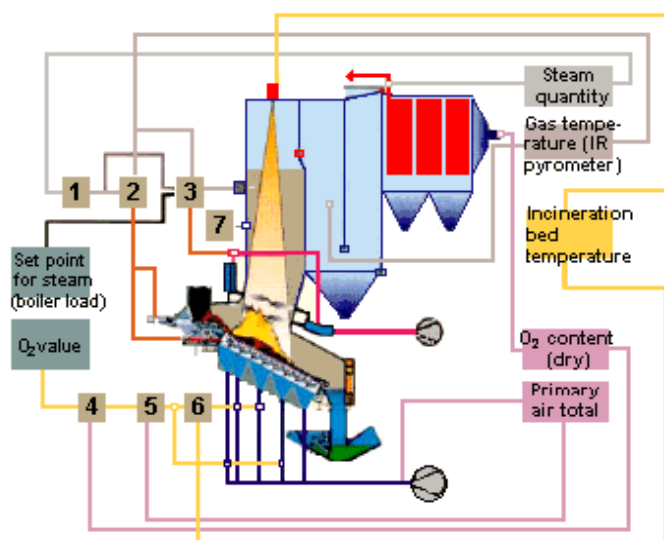


Figure 4.1: An example of the components of furnace control system
[1, UBA, 2001]

Set point for steam (boiler load)	Consigne vapeur (sur le débit)
O ₂ value	Valeur de concentration en O ₂
Steam quantity	Quantité de vapeur
Gas temperature (IR pyrometer)	Température des gaz (pyromètre à infrarouge)
Incineration bed temperature	Température du lit de déchets
O ₂ content (dry)	Teneur en O ₂ (sec)
Primary air total	Total d'air primaire

Grâce à un système informatique de traitement des images, les images vidéo fournies par la caméra infrarouge peuvent être transformées en signaux. Ces signaux sont ensuite envoyés vers le système de contrôle du four où ils sont couplés avec d'autres paramètres, tels que la teneur en oxygène des gaz de combustion et la quantité de vapeur.

Le chargement du four en déchets peut être contrôlé en déterminant (grâce à la caméra) la température moyenne du lit de déchets au niveau de la partie avant de la grille ainsi qu'en évaluant la teneur en O₂ en sortie chaudière.

Grâce à la détermination, à l'aide de la caméra, de la température du lit de déchets sur les trois premières zones de la grille, l'air primaire peut être injecté « à la demande » (à la fois en quantité et en distribution), ce qui aide à réguler le process dans la zone principale d'incinération.

Dans la seconde zone de la grille (zone d'allumage), l'injection d'air de combustion est ajustée en fonction de la température de surface du lit de déchets, ce qui permet d'atteindre un profil de températures plus constant.

Dans les troisième et quatrième zones de la grille, la quantité d'air de combustion est également ajustée en fonction de la température du lit de déchets, ce qui conduit à un process d'incinération

plus stable et à une meilleure combustion des mâchefers.

Lors d'une étude, des tests ont été réalisés avec de l'air primaire et secondaire enrichi en oxygène et de l'air secondaire enrichi en azote. Il a alors été constaté une influence favorable sur les concentrations en poussières, en CO et en COV total dans les gaz de combustion en sortie de chaudière, en particulier avec l'utilisation de l'air primaire enrichi en oxygène (teneur en O₂ comprise entre 25 et 28 % en volume). De plus, il a été remarqué que la concentration en NO_x des gaz de combustion pouvait être réduite grâce à l'ajout d'azote dans l'air secondaire.

Les résultats de cette étude ont conduit au développement d'un système combinant les éléments suivants :

- contrôle de la combustion entièrement automatisé par caméra infrarouge et recours à la « logique floue »
- recirculation des gaz de combustion à l'intérieur du four via le système d'injection d'air secondaire
- enrichissement en oxygène de l'air primaire injecté dans les zones principales d'incinération

Sur une autre installation existante, qui était équipée d'un four à grille, d'autres dispositions ont été mises en œuvre ; elles comprenaient les éléments suivants :

- injection étagée de l'air de combustion
- dosage constant de l'alimentation en déchets par le contrôle de l'épaisseur de la couche de déchets sur la grille
- suivi de la combustion par des capteurs optiques au niveau des différentes zones de la grille
- recirculation des gaz de combustion.

Comparé au fonctionnement classique d'une installation, les concentrations en polluants issus du processus de combustion étaient réduites.

Avantages environnementaux

Amélioration globale des performances de combustion et réduction des émissions de l'installation vers tous les milieux.

Effets croisés

Pas d'effets croisés identifiés en ce qui concerne l'utilisation de caméras infrarouge.

Utilisation d'oxygène et consommation énergétique pour sa génération – lorsqu'un enrichissement de l'air de combustion en oxygène est mis en œuvre.

Données d'exploitation

Les résultats des tests décrits ci-dessus, avec une comparaison entre le fonctionnement classique, le contrôle de la combustion par caméra infrarouge et l'utilisation d'air de combustion enrichi à l'oxygène, sont présentés dans les tableaux 4.11 ci-dessous :

Composition des gaz de combustion (gaz de combustion bruts en sortie de chaudière)	Fonctionnement classique	Caméra infrarouge et « logique floue »	Enrichissement de l'air de combustion en O ₂
Teneur en oxygène (Vol.-%)	9,1 – 9,3	8,9 – 9,3	6,2 – 10,9
Monoxyde de carbone (mg/m ³)	12 – 32	9 – 26	20 – 27
Poussières (g/m ³)	0,7 – 1,7	0,6 – 1,0	0,5 – 1,0
Carbone total (mg/m ³)	1,1 – 2,4	0,9 – 1,0	1,0 – 1,2
Dioxines/furannes (ng I-TEQ/m ³)	1,5 – 2,7	1,0 – 1,3	2,0 – 3,5

Commentaire du TWG : L'augmentation de la concentration en PCDD/F avec l'air enrichi en oxygène, comme montré ici, n'est pas le résultat théoriquement attendu

Tableau 4.11: Mesures sur gaz de combustion bruts dans une installation-test en fonctionnement classique / avec caméra infrarouge / avec air de combustion enrichi en O₂
[1, UBA, 2001]

Applicabilité

Principalement applicable aux fours à grille. Cette technique est applicable uniquement si la conception du four (en particulier la jonction entre four et chaudière) permet à la caméra de « voir » l'ensemble des zones de la grille. De plus, l'application est limitée aux fours de grande capacité, ayant plusieurs lignes de grille (par ex. >10 t/h). [74, TWGComments, 2004]

Données économiques

Il est donné un ordre de grandeur d'environ 50 000 EUR pour une caméra (non installée et non raccordée au circuit de contrôle de l'installation).

Il est également précisé qu'un fournisseur estime le prix par ligne à 300 000 EUR (cependant, l'information fournie n'est pas claire : on ne sait pas si elle se réfère au système complet avec caméra infrarouge et air de combustion enrichi à l'oxygène) [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

L'amélioration des performances de combustion entraîne une amélioration globale des performances environnementales de l'installation.

Exemple d'installations

Coburg, Allemagne.

Ingolstadt, Fribourg, Brescia, Arnoldstein et autres.

Bibliographie

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

4.2.8 Optimisation de la stœchiométrie de l'alimentation en air de combustion

Description

Dans les process de combustion, il est nécessaire de fournir suffisamment d'oxygène (il s'agit généralement de l'oxygène présent dans l'air) de façon à ce que les réactions de combustion soient complètes.

En plus de cela, l'alimentation en air remplit les rôles suivants :

- refroidissement
- éviter la formation d'accrochages dans la chambre de combustion/chaudière
- mélange des gaz de façon à améliorer l'efficacité de la combustion
- améliorer la qualité des produits de combustion.

Une alimentation trop faible, ou trop importante, en air de combustion engendre des difficultés. La quantité d'air adéquate dépend des éléments suivants :

- type et caractéristiques des déchets (PCI, taux d'humidité, hétérogénéité)
- type de four (les fours à lit fluidisé nécessitent moins d'air de combustion car l'agitation des déchets y est plus importante que pour les autres fours, ce qui a pour conséquence d'augmenter l'exposition des déchets à l'air)
- s'assurer que l'air de combustion est injecté dans les zones appropriées et en quantité adéquate.

De manière générale, il faut éviter l'apport excessif d'air de combustion, mais il est important que l'alimentation en air soit toujours suffisante pour assurer une combustion efficace (ce qui est démontré par des concentrations basses et stables en CO en aval du four). Un surplus d'air de combustion entraînerait une augmentation du débit de fumées, et par conséquent une augmentation de la taille et des coûts associés du système de traitement des fumées.

Avantages environnementaux

Réduire le débit de fumées (et par conséquent réduire les besoins en traitement), tout en réalisant une combustion efficace des gaz, constitue le but de cette technique.

Effets croisés

Pas d'information fournie

Données d'exploitation

Pas d'information fournie

Applicabilité

Pas d'information fournie

Données économiques

Pas d'information fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Optimisation du process d'incinération.

Exemple d'installations

La plupart des incinérateurs en Europe.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.2.9 Optimisation et distribution de l'alimentation en air primaire

Description

L'air primaire est l'air qui est injecté dans le lit de déchets, ou juste au-dessus du lit, afin de fournir l'oxygène nécessaire à la combustion. L'air primaire permet également le séchage et la gazéification des déchets, ainsi que le refroidissement de certains équipements du four.

La façon de mettre en oeuvre l'alimentation en air primaire est directement liée à la technique de combustion utilisée.

Dans le cas des fours à grille, l'air primaire est injecté à travers la grille dans le lit de déchets, pour :

- fournir l'air nécessaire aux différentes zones de la grille où se déroulent les réactions (séchage, gazéification, volatilisation) et assurer une distribution homogène et suffisante à l'intérieur du lit de déchets, ce qui diminue les imbrûlés des mâchefers
- refroidir les barreaux de grille, de façon à empêcher fusion des mâchefers et corrosion. Le refroidissement des grilles refroidies à l'eau est généralement réalisé par le biais d'un circuit d'eau séparé ; dans ce cas, l'effet de refroidissement par l'air primaire est négligeable. [74, TWGComments, 2004]

Dans le cas des incinérateurs de déchets municipaux pourvus de fours à grille, le flux d'air primaire est déterminé, en premier lieu, par le besoin en oxygène et non pas par les besoins en

refroidissement de la grille. [74, TWGComments, 2004]

Dans le cas des fours tournants, des foyers statiques et à gradins, l'air primaire est généralement injecté au-dessus du lit de déchets. Néanmoins, dans certaines conceptions de foyers à gradins, une partie de l'air primaire peut être injectée par dessous le lit de déchets.

Dans le cas des fours à lit fluidisé, l'air primaire est directement injecté dans le matériau de fluidisation et sert également à fluidiser le lit. L'air primaire est injecté dans le lit à l'aide de buses situées en pied de chambre de combustion.

Le bon équilibre entre air primaire et air secondaire dépendra des caractéristiques des déchets et du type de technique de combustion utilisé. L'optimisation de cet équilibre apportera des bénéfices au niveau du process de combustion et des émissions. En général, de faibles ratios en air primaire sont possibles pour les déchets à fort pouvoir calorifique.

Le fait de séparer l'alimentation en air primaire (en utilisant des caissons d'air et, si approprié, plusieurs ventilateurs d'alimentation ou des ventilateurs assurant une distribution de l'air) selon les différentes zones de la grille permet de contrôler individuellement, et donc d'optimiser, l'alimentation en air de chacune de ces zones. Cela permet d'optimiser chaque phase de la combustion qui se déroule sur la grille (séchage / pyrolyse / gazéification / volatilisation / parachèvement de combustion).

Une alimentation insuffisante en air primaire au niveau de la dernière étape du process d'incinération (parachèvement de combustion) peut entraîner la présence d'imbrûlés dans les résidus, si le temps de séjour dans la chambre n'est pas assez long.

Si l'air de combustion est extrait des zones de stockage des déchets, cela permet de réduire les risques de dégagements d'odeurs de ces zones de stockage.

Avantages environnementaux

Cette technique permet d'optimiser le process de combustion et de réduire, de façon globale, les émissions de l'installation.

Diminution des imbrûlés des mâchefers.

Réduction de la demande en combustibles d'appoint pour soutenir la combustion. [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

Pas d'effet significatif

Données d'exploitation

Facile à installer. L'alimentation en air primaire est essentielle pour le process de combustion. Son optimisation varie en fonction de la technique de combustion utilisée.

Applicabilité

Appliquée sur toutes les installations.

Données économiques

Si la conception initiale de l'installation est correcte et qu'elle fournit déjà des systèmes et des équipements permettant le contrôle de l'air primaire, des équipements supplémentaires, et donc les

coûts associés, ne sont, en général, pas nécessaires.

Lorsqu'une intervention est requise sur une installation existante, des ventilateurs et des canalisations supplémentaires peuvent s'avérer nécessaires pour assurer la contrôle et la distribution de l'alimentation en air.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Lorsque l'installation accorde une importance particulière à l'amélioration de la combustion, et en particulier à l'amélioration de la combustion des mâchefers, ainsi qu'à la réduction de ses émissions.

Exemple d'installations

Tous les incinérateurs.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.2.10 Préchauffage de l'air primaire et secondaire

Description

Le préchauffage de l'air primaire permet de sécher les déchets et donc d'améliorer le process de combustion. Cela est particulièrement intéressant lorsque les déchets incinérés ont un faible PCI et/ou un taux d'humidité élevé, car, dans ces cas là, ils nécessitent un séchage supplémentaire. [2, infomil, 2002, 64, TWGComments, 2003]

Le préchauffage de l'air secondaire permet d'assurer que les températures, dans la zone de combustion des gaz, sont adéquates et uniformément réparties, ce qui permet d'améliorer l'efficacité du process de combustion dans le cas de l'incinération de déchets à faible PCI.

Dans le cas des incinérateurs de déchets municipaux munis de fours à grille, le préchauffage de l'air de combustion est généralement réalisé à partir de vapeur basse pression, et non pas à partir d'échangeurs air/fumées (canalisations d'air complexes, problèmes de corrosion).

Dans le cas des fours à lit fluidisé dense, le préchauffage de l'air de combustion est généralement réalisé par échangeurs air/fumées. Parfois, il peut également être réalisé à partir de vapeur ou de combustibles d'appoint. [64, TWGComments, 2003]

Sur certaines installations, cette chaleur est issue de l'air de refroidissement des réfractaires.

La chaleur fournie à l'air de combustion ne sera pas perdue car elle pourra être récupérée plus tard dans la chaudière. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Une combustion plus stable entraînera des niveaux d'émissions de l'installation plus faibles.

Amélioration des caractéristiques de la vapeur.

Effets croisés

Lorsque la chaleur fournie à l'air est issue du process d'incinération, les effets croisés seront minimes. Par contre, si des sources d'énergie extérieures sont utilisées, il faudra prendre en compte, comme effets croisés, la consommation de cette énergie extérieure et les émissions associées (par

ex. émissions de NOx ou de particules).

Données d'exploitation

L'air primaire peut être chauffé à 150 °C en le mélangeant, dans le four, avec l'air de refroidissement des réfractaires. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

Le préchauffage de l'air primaire, et éventuellement de l'air secondaire, sera particulièrement intéressant en cas d'incinération de déchets à faible pouvoir calorifique. Dans le cas de l'air primaire, parce que ce préchauffage va améliorer les étapes de séchage et d'allumage des déchets ; dans le cas de l'air secondaire, parce que ce préchauffage peut aider au maintien des températures dans la zone de combustion des gaz.

Dans le cas des installations qui brûlent des déchets à fort pouvoir calorifique, l'effet de refroidissement provoqué par l'alimentation d'air est nécessaire au bon fonctionnement du process et elles ne pourront donc pas bénéficier de cette technique.

Données économiques

La mise en œuvre de cette technique sur une installation nouvelle implique le coût de l'échangeur de chaleur, ainsi que celui du circuit de vapeur/condensat. L'impact de ces coûts additionnels dépendra de la taille de l'installation.

La mise en œuvre, a posteriori, de cette technique sur une installation existante nécessitera un investissement supplémentaire spécifique.

Les coûts d'investissement liés à l'échangeur de chaleur peuvent être compensés par les coûts évités d'achat d'énergie extérieure.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Amélioration des performances de combustion, en particulier lorsque sont incinérés des déchets à faible PCI.

Exemple d'installations

Appliquée à travers l'Europe.

Bibliographie

[2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.2.11 Optimisation et distribution de l'injection d'air secondaire

Description

Pendant les étapes de séchage, de gazéification, d'incinération et de combustion des résidus, les déchets combustibles passent sous forme gazeuse. Ces gaz sont un mélange de plusieurs composants volatiles, qui nécessitent encore d'être oxydés. C'est dans ce but que de l'air complémentaire (appelé air secondaire) est introduit dans le four.

La température d'incinération peut être augmentée en préchauffant l'air de combustion, et peut être baissée en injectant davantage d'air (remarque : un temps de séjour des gaz suffisant dépend principalement des dimensions du four). Ainsi, dans certains cas, l'air secondaire peut jouer également un rôle de refroidissement.

Une autre fonction importante de l'air secondaire est le mélange des gaz de combustion. Pour ce faire, l'air est injecté dans le four à l'aide d'un grand nombre de buses, qui assurent une couverture totale de la section du four. Le mélange des gaz de combustion nécessitant de l'énergie, l'air secondaire est injecté à une vitesse relativement élevée. De plus, les dimensions du four sont prévues pour assurer un profil adéquat d'écoulement des gaz et des temps de séjour suffisants. Dans le cas des incinérateurs de déchets municipaux, le débit d'air secondaire est dimensionné en fonction des exigences de mélange des gaz.

Les emplacements des points d'injection, leur direction et leur nombre peuvent être étudiés et optimisés pour différentes géométries de fours, en utilisant par exemple une modélisation d'écoulement par ordinateur.

Les températures au niveau des têtes de buses peuvent contribuer significativement à la production de NOx. Ces températures sont généralement de l'ordre de 1 300 à 1 400 °C.

L'utilisation de buses de conception spéciale et la mise en œuvre d'une recirculation des gaz de combustion (de façon à remplacer une partie de l'azote) permettent de réduire les températures au niveau des têtes de buses ainsi que l'alimentation en azote, ce qui aura pour conséquence de réduire la production de NOx.

Avantages environnementaux

- Emissions faibles et stables vis-à-vis des substances dont la formation est liée au processus de combustion
- Amélioration de l'oxydation des gaz de combustion produits pendant les premières étapes du processus d'incinération
- Réduction de l'entraînement des produits de combustion incomplète et des cendres volantes vers le système de traitement des fumées

Cette technique permet de réduire la quantité de substances liées à la combustion (par ex. NOx, CO et/ou COV). Les CO et COV ne sont pas traités par les systèmes de traitement des fumées.

Effets croisés

Si de l'air secondaire est injecté dans la zone de combustion secondaire avec une teneur normale en oxygène, des températures de plus de 1 400 °C peuvent être mesurées au niveau des têtes de buses en entrée de la zone de combustion secondaire, ce qui entraîne la production de NOx. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

La quantité d'air secondaire à injecter dépend du PCI des déchets. [74, TWGComments, 2004]

Dans le cas des fours à grille, la quantité d'air secondaire est, en général, comprise entre 20 et 40 % de la quantité totale d'air de combustion (le reste étant de l'air primaire).

Les parois refroidies à l'eau de la zone de combustion secondaire et de la chaudière présentent un risque de corrosion rapide si l'alimentation en air secondaire devient trop faible car, dans ce cas, le ratio CO/CO₂ oscille entre des conditions oxydantes et des conditions réductrices.

Applicabilité

Tous les incinérateurs.

Données économiques

Les coûts induits par les modifications pour optimiser l'air secondaire sur une installation existante

varient fortement selon les caractéristiques de l'installation.

Par contre, ces coûts seront directement inclus dans la conception pour les installations nouvelles. [74, TWGComments, 2004]

Si le niveau d'émissions de NO_x est réduit, cela peut alors également réduire le coût du traitement associé, et améliorer le niveau d'abattement de NO_x atteignable par un système SNCR.

L'optimisation de l'air secondaire peut réduire le débit de gaz de combustion et ainsi réduire la taille du système de traitement des fumées. Cependant, le débit massique en polluants restera le même. [64, TWGComments, 2003]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

L'amélioration du process de combustion entraîne une réduction globale des émissions de l'installation.

Exemple d'installations

Utilisée dans la majorité des installations nouvelles lors de la conception de la technique de combustion.

Exemple de modernisation sur une installation existante : Toulon (France), lignes d'incinération 1 et 2 (2 x 12 t/h), au moment du remplacement des ventilateurs et des buses d'injection.

Bibliographie

[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.12 Remplacement d'une partie de l'air secondaire par des gaz de combustion recirculés

Description

Un des objectifs de l'injection d'air secondaire (mise à part l'oxydation des divers éléments combustibles présents dans les gaz) est d'améliorer le mélange et l'homogénéité des gaz de combustion. Cependant, si l'on utilise plus d'air secondaire que nécessaire, cela entraînera une augmentation des quantités de gaz de combustion qui peut réduire l'efficacité énergétique de l'installation et conduire à des systèmes de traitement des fumées plus importants, donc plus onéreux.

En remplaçant une partie de l'air secondaire par des gaz de combustion recirculés, le débit des gaz s'en trouve réduit en aval du point de soutirage et donc au niveau du rejet à l'atmosphère.

Cette technique permet de réduire la quantité d'azote (naturellement présent dans l'air secondaire) entrant dans le four, et, par là même, elle est susceptible d'aider à diminuer les émissions de NO_x.

En général, le point de soutirage des gaz recirculés est situé après le système de traitement des fumées, de façon à réduire la corrosion et autres problèmes de fonctionnement causés par des gaz de combustion bruts. Cependant, cette configuration implique des pertes énergétiques et, de plus, le système de traitement des fumées doit être conçu pour un flux de gaz plus important.

Si le point de soutirage des gaz est situé avant le système de traitement des fumées, alors la taille de ce système pourra être réduite. [64, TWGComments, 2003] Cependant, le système de traitement des fumées devra être prévu pour traiter des gaz de combustion plus pollués (les concentrations en polluants étant plus élevées) et pour faire face à des risques plus importants d'érosion, de corrosion et d'encrassement. [74, TWGComments, 2004]

Voir également la section 4.2.11 sur l'optimisation de l'injection d'air secondaire.

Avantages environnementaux

- Réduction du débit de gaz de combustion et, par conséquent, de la taille du système de traitement des fumées, en aval du point de soutirage des gaz (c.-à-d. généralement lorsque ce sont des gaz de combustion bruts qui sont recirculés)
- Amélioration du rendement énergétique de l'installation (on a signalé le cas d'un incinérateur en co-génération ayant enregistré une augmentation de son rendement énergétique d'environ 0,75 %)
- Réduction de la production de NO_x de 10 à 30 % (si les gaz de combustion bruts comportent de fortes teneurs en NO_x)
- Réduction de la consommation de réactifs pour l'abattement des NO_x

Dans le cas de forts excès d'air, environ 50 % des besoins en air secondaire peuvent être remplacés par des gaz de combustion recirculés. Lorsque les gaz recirculés sont des gaz bruts, cela entraîne une réduction de la quantité totale d'air et de gaz de combustion de l'ordre de 10-15 %. La charge du système de traitement des fumées est susceptible de se trouver réduite en proportion, si toutefois les polluants concentrés dans ce moindre débit de gaz peuvent être traités de la même façon (ce qui pourrait s'accompagner aussi d'une réduction des flux d'émissions). De plus, la réduction du débit de gaz est susceptible d'entraîner une augmentation du rendement thermique de l'installation d'environ 1 à 3 %.

Effets croisés

Selon la technique de combustion utilisée, lorsque des taux importants de remplacement sont mis en œuvre, la réduction de la teneur en oxygène qui en résulte peut entraîner des niveaux élevés en CO (et autres produits de combustion incomplète). L'optimisation du taux de remplacement de l'air secondaire par des gaz recirculés doit donc faire l'objet d'une attention particulière.

Dans le cas des fours tournants, la mise en œuvre de cette technique peut, parfois, entraîner un effet de refroidissement indésirable, en particulier lorsque les déchets incinérés ont un faible PCI. Dans ce cas, l'utilisation de combustible d'appoint peut s'avérer nécessaire afin de maintenir des températures adéquates dans le four.

Données d'exploitation

Il a été rapporté des problèmes de corrosion dans les canalisations de recirculation des gaz. Néanmoins, il a également été mentionné qu'il était possible de pallier à ces problèmes en supprimant les joints et en isolant efficacement les canalisations de façon à éviter les points froids (là où se produisent très rapidement la condensation des gaz et donc le phénomène de corrosion).

Des problèmes de corrosion peuvent également survenir dans la chaudière, en raison de la diminution de la teneur en oxygène des gaz de combustion.

[21, FNADE, 2002] Si l'exploitant n'est pas attentif, la corrosion peut être très rapide. Dans de tels cas, les économies de fonctionnement escomptées sont vite transformées en coûts élevés de réparation et en perte de disponibilité de l'installation.

Le risque de corrosion est réduit si les parties les plus chaudes de la chaudière sont recouvertes par un revêtement spécial. Cependant, lorsque ce revêtement spécial est installé, l'excès d'air en sortie chaudière peut être réduit, même sans recirculation des gaz. Ceci diminue alors l'intérêt de la mise en œuvre de cette technique.

Il est rapporté que, sur certains incinérateurs allemands de déchets municipaux équipés de systèmes de recirculation des gaz, ces systèmes ne sont pas utilisés ou sont hors service.

Dans la plupart des cas, pour effectuer le dimensionnement du système de traitement des fumées, il

n'est pas tenu compte du flux réduit de gaz de combustion ; en effet, de nombreux exploitants préfèrent dimensionner leur système de traitement des fumées sans tenir compte du système de recirculation des gaz, de manière à pouvoir couvrir par la suite toutes les conditions possibles de fonctionnement. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

Cette technique a été appliquée sur des installations nouvelles.

De plus, certaines installations existantes ont mis en œuvre cette technique lors d'une modernisation. Dans ces cas là, il était nécessaire d'avoir une place suffisante pour pouvoir installer les canalisations *ad hoc*.

Les possibilités d'appliquer cette technique sont limitées pour les incinérateurs de déchets dangereux. En particulier, dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux équipés de fours tournants, il est nécessaire d'avoir des teneurs élevées en O₂, ce qui rend la mise en œuvre d'une recirculation des gaz peu applicable. [74, TWGComments, 2004]

Données économiques

La mise en œuvre de cette technique implique, pour les installations nouvelles, des investissements supplémentaires.

Dans le cas des installations existantes, sa mise en œuvre, a posteriori, implique des coûts importants. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Réduction des NO_x par mesures primaires.

Cependant, même avec un système de recirculation des gaz de combustion, une dé-NO_x est nécessaire pour atteindre, dans toutes les conditions de fonctionnement, un niveau maximum de 200 mg/Nm³. [21, FNADE, 2002].

Exemple d'installations

Appliquée dans certaines installations nouvelles et existantes à travers l'Europe.

Bibliographie

[2, infomil, 2002], [21, FNADE, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.13 Utilisation d'air enrichi en oxygène

Description

Cette technique consiste à remplacer l'air d'alimentation par de l'oxygène pur ou de l'air enrichi en oxygène.

Cette technique est appliquée sur certaines installations de gazéification et de pyrolyse afin d'assurer la combustion des gaz qu'elles produisent, et constitue alors un élément du système conçu pour augmenter les températures de combustion de manière à faire fondre les cendres. Dans ces cas, le réacteur initial de pyrolyse ou de gazéification est souvent physiquement séparé de la chambre de combustion. Le syngaz, riche en éléments combustibles, passe dans la zone de combustion, où l'air enrichi en oxygène est introduit à un taux contrôlé de manière à atteindre les conditions de combustion voulues. Selon le taux d'enrichissement de l'air en oxygène et la qualité des gaz, les températures dans la chambre de combustion sont généralement comprises entre 850 et 1500 °C, bien que, dans certains cas spécifiques, ces températures peuvent monter jusqu'à 2000 °C (ou plus). À des températures supérieures à 1250 °C, les cendres volantes entraînées sont fondues.

Cette technique a également été mise en œuvre, dans le cadre d'études, sur des installations

existantes de grande dimension dans le but d'améliorer les performances du process, ainsi que sur des installations plus petites dont la plupart étaient dédiées à l'incinération de flux bien particuliers de déchets (en général dangereux). Dans le cas de ces petites installations (par ex. les installations mobiles), la technique peut être mise en œuvre à l'intérieur d'un réacteur étanche, dont le fonctionnement est discontinu, avec une pression élevée (8 bars) et des températures importantes (par ex. de l'ordre de 2000 à 8000 °C).

Avantages environnementaux

Une combustion rapide et efficace peut permettre d'obtenir des émissions en CO (et autres polluants liés à la combustion) très faibles et faciles à contrôler.

Le remplacement de l'azote présent dans l'air par de l'oxygène peut diminuer le potentiel de formation de NOx thermiques.

Cependant, la production de NOx dépend également de la température de flamme ; donc il est très important de s'assurer que le remplacement de l'azote est suffisant pour empêcher que l'augmentation de température n'entraîne au final une augmentation de la production de NOx.

Avec cette technique, on obtient une moindre quantité de gaz de combustion que dans le cas d'une simple alimentation en air. Cependant, à des températures supérieures à 1500 °C, ce bénéfice peut être réduit en raison de la dilatation des gaz.

Les polluants davantage concentrés (car présents dans une plus petite quantité de gaz) peuvent être traités par un système plus compact de traitement des fumées. Cependant, dans le cas d'une installation existante, une telle modification demanderait des adaptations spécifiques et importantes du système de traitement des fumées.

La réduction de la taille du système de traitement des fumées peut également entraîner une réduction des niveaux de consommations de certains réactifs (par ex. pour les NOx) ; cependant, ces niveaux de consommation sont, en grande partie, liés à la charge polluante (plutôt qu'à la concentration en polluants) et, de ce fait, la réduction des niveaux de consommations de réactifs peut être négligeable pour les polluants contenus dans les déchets (c.-à-d. ceux non liés à la combustion).

Il est également rapporté que la mise en œuvre de cette technique peut permettre de réduire la taille de la chaudière. [74, TWGComments, 2004]

Il est rapporté que le fonctionnement à des températures supérieures à 1500-2000 °C engendre seulement de faibles bénéfices en terme de réduction d'émissions. [64, TWGComments, 2003]

Effets croisés

La production d'oxygène pur ou d'air enrichi en oxygène nécessite une consommation énergétique importante.

Formation de CO pendant les phases transitoires : arrêts, redémarrages, arrêts d'urgence.

Diminution de la résistance des matériaux réfractaires et augmentation de la corrosion.

Données d'exploitation

Des essais menés aux Pays-Bas sur un incinérateur de déchets municipaux muni de fours à grille ont mis en évidence certaines difficultés dues à des augmentations localisées des températures et de la corrosion. Cependant, ces difficultés pouvaient être surmontées par une meilleure homogénéisation des déchets ainsi que par une optimisation de l'injection.

A des températures élevées (supérieures à 1000 °C), la maintenance du four et des réfractaires est, en général, fortement accrue. Le fonctionnement à des températures élevées peut causer des

difficultés importantes concernant le choix des matériaux et leur utilisation.

De plus, un refroidissement important des gaz est nécessaire pour réduire leur température de façon à les rendre compatibles avec les spécifications du système de traitement des fumées.

Les cendres volantes fondues nécessitent des systèmes spécifiques permettant leur extraction du flux de gaz (par ex. utilisation de vortex), de sorte qu'elles n'entrent pas en contact avec les échangeurs de chaleur situés en aval où elles causeraient colmatage/érosion.

La production, le stockage et l'utilisation d'oxygène engendrent des risques supplémentaires en terme de sécurité.

Applicabilité

En général, la mise en œuvre de cette technique sur une installation nécessite d'adapter sa conception. Une attention particulière doit être apportée à la plupart des détails de conception, en particulier pour les adaptations à réaliser au niveau de la chambre de combustion et des échangeurs de chaleur, ainsi que pour le dimensionnement du système de traitement des fumées. Lorsque le taux d'enrichissement de l'air en oxygène est faible, les adaptations à réaliser sur la conception peuvent être plus limitées, mais il en sera alors de même pour les bénéfices potentiels engendrés par cette technique.

La technique peut également être mise en œuvre, a posteriori, sur une installation existante lorsque :

- les émissions de substances liées à la combustion sont élevées ou difficiles à contrôler et
- les quantités d'air d'alimentation sont déjà importantes.

Cette technique permet une combustion très efficace, ce qui la rend bien adaptée à l'incinération de déchets particulièrement résistants à la combustion, par exemple les PCB.

En pratique, l'utilisation d'air enrichi en oxygène est peu répandue pour les raisons suivantes :

- coûts supplémentaires engendrés et effets croisés liés à la synthèse de l'oxygène
- complexification de la conduite de l'installation (par exemple, le fait de fonctionner à températures élevées peut obliger à prendre des mesures spécifiques pour le contrôle des cendres fondues)
- les techniques « classiques » d'alimentation en air permettent déjà d'obtenir de bons niveaux de performance

Données économiques

L'oxygène pur coûte cher ; l'air enrichi en oxygène coûte moins cher, mais cela sera toujours plus cher que de l'air normal.

Les coûts relatifs à l'oxygène pur et à l'air enrichi en oxygène peuvent être réduits si l'incinérateur se trouve sur un site où de l'oxygène est déjà disponible, par exemple certains sites industriels.

Sinon, la consommation électrique nécessaire à la synthèse, sur site, de l'oxygène est importante. Elle variera en fonction de la capacité de l'installation, de la température et du niveau de pureté en oxygène voulu ; elle est généralement de l'ordre de 0,5 – 2 MW électrique.

La mise en œuvre de cette technique peut engendrer des coûts d'investissement et de fonctionnement importants.

La réduction du débit de gaz de combustion peut permettre de réduire la taille du système de traitement des fumées.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Il est rapporté que cette technique a été utilisée pour le traitement de certains types de déchets dangereux dont, autrement, le coût de traitement aurait été élevé.

Il est rapporté que cette technique a été mise en œuvre, a posteriori, sur des installations existantes qui rencontraient des difficultés sur leurs performances de combustion.

Exemple d'installations

En Autriche, un incinérateur de déchets municipaux utilisant de l'air enrichi en oxygène a été mis en service début 2004. Sa capacité est d'environ 80 000 t/an, la teneur moyenne en oxygène est d'environ 26 %, la température au niveau de la grille est d'environ 1100-1200 °C, et la température dans la chambre de combustion, quant à elle, est réduite au moyen d'une recirculation des gaz de combustion. Aucun problème n'a été signalé par l'exploitant jusqu'à maintenant. [74, TWGComments, 2004]

L'air enrichi en oxygène est utilisé, au Japon, dans les process de gazéification et de pyrolyse de déchets industriels et municipaux et constitue alors une partie du système conçu pour faire fondre les cendres d'incinération (par ex. Asahi Clean Centre, Kawaguchi City, Tokyo).

Le premier incinérateur de déchets dangereux de taille industrielle qui a mis en œuvre cette technique se situe à SEABO (municipalité de Bologne). Jusqu'à présent, il a été utilisé pour le traitement des déchets suivants : peintures séchées, solvants halogénés, encres, boues de raffineries, emballages plastiques, chiffons souillés, huiles contenant des PCB, pesticides, médicaments périmés, etc.

Bibliographie

[18, Italie, 2002], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.2.14 Refroidissement de la grille

Description

[19, Babcock, 2002] [64, TWGComments, 2003]

Le refroidissement de la grille est effectué dans le but de contrôler les températures du métal et ainsi d'améliorer la durée de vie de la grille. Ce refroidissement peut être fait, soit à l'air, soit à l'eau (d'autres liquides peuvent également être utilisés, tels que des huiles ou d'autres fluides conducteurs de chaleur).

L'air est injecté sous la grille et passe à travers celle-ci. La fonction principale de cet air est de fournir l'oxygène nécessaire à la réaction d'oxydation ; son débit est donc ajusté en fonction de ce besoin. Cependant, simultanément, cet air joue un rôle de refroidissement de la grille (c'est donc cet air qui assure le refroidissement des grilles refroidies à l'air). Lorsque l'alimentation en air augmente, le refroidissement de la grille est accru, mais cela entraîne par la même occasion une augmentation de la quantité de gaz de combustion.

Les grilles à refroidissement liquide comportent un circuit spécifique, à l'intérieur de la grille, à travers lequel le liquide circule et refroidit, de ce fait, la grille. La grande capacité des liquides à transférer la chaleur rend les grilles à refroidissement liquide particulièrement adaptées aux situations où le refroidissement à l'air présente des limites, en particulier lors de l'incinération de déchets à fort PCI (par ex. > 10 MJ/kg).

Le liquide s'écoule des parties froides de la grille vers les parties plus chaudes, de façon à maintenir

un écart de températures. Il est possible de jouer sur la température du liquide afin d'influer sur les réactions chimiques (certaines sont endothermiques, d'autres sont exothermiques, à des degrés divers) qui se déroulent au niveau du lit de déchets. Ces réactions peuvent ensuite être contrôlées en faisant varier la quantité d'air d'alimentation sur des zones ciblées de la grille. Cette séparation entre les fonctions de refroidissement et d'alimentation en air peut aider à améliorer le contrôle du process d'incinération.

Avantages environnementaux

Les deux types de grilles (à refroidissement à l'air et à l'eau) permettent une combustion efficace des déchets.

Dans le cas de déchets à fort PCI, utiliser des grilles à refroidissement liquide peut permettre une légère amélioration du contrôle du process de combustion, du fait que la capacité de refroidissement importante requise pour de tels déchets, peut être obtenue par le refroidissement liquide plutôt que par une augmentation de l'alimentation en air ; ainsi il est possible de réduire l'alimentation en air primaire et, par conséquent, la quantité totale de gaz de combustion.

Effets croisés

Pas d'effets négatifs significatifs identifiés

Données d'exploitation

Les grilles à refroidissement à l'air sont très largement utilisées et ont largement fait leur preuve pour les déchets municipaux, mais aussi pour une grande variété de déchets (principalement solides). Elles sont connues pour être très fiables et pour avoir de bonnes performances ainsi qu'une bonne durée de vie. Les systèmes à refroidissement à l'air sont légèrement plus simples que les systèmes à refroidissement liquide, ce qui peut présenter des avantages sur le plan opérationnel. L'utilisation de grilles à refroidissement à l'air est très répandue en Europe, avec environ 90 % des déchets municipaux incinérés qui le sont dans des installations munies de fours à grille refroidies à l'air.

Le système à refroidissement liquide présente une meilleure efficacité de refroidissement, du fait que le liquide circule directement à l'intérieur de la grille. Les dommages causés à la grille par la chaleur peuvent donc être réduits ; même avec des déchets à fort pouvoir calorifique, il est possible d'atteindre une durée de vie de la grille de plus de quatre ans.

Une attention particulière doit être apportée à la fabrication des barreaux de grilles à refroidissement liquide de façon à éviter les problèmes de fissuration et de fuites de liquide, et donc, au final, les pertes de disponibilité de l'installation.

Afin d'accroître le contrôle de la température de la grille, il est possible d'alimenter individuellement chaque barreau de grille en liquide, ce qui nécessite d'avoir un circuit de liquide particulièrement sophistiqué. Une autre possibilité (plus simple) est de contrôler la température par zone de la grille.

Dans les conditions de températures les plus élevées (qui peuvent survenir lors de l'incinération de déchets à fort pouvoir calorifique), les grilles à refroidissement liquide peuvent bénéficier d'une durée de vie plus importante du fait de la réduction de la corrosion ; mais, en contrepartie, elles peuvent présenter des risques d'endommagement plus importants que les grilles à refroidissement à l'air en raison des fuites potentielles de liquide.

Le retour d'expérience sur les grilles à refroidissement à l'eau a montré que, pratiquement, toutes les fuites avaient lieu au niveau des connexions entre les tuiles ou bien des connexions entre les tuiles et les collecteurs du circuit de refroidissement. Par conséquent, le risque de défaillance du circuit de refroidissement peut être minimisé en réduisant le nombre de ces connexions; on

préfèrera donc les grilles à refroidissement liquide comportant un nombre limité de connexions. La durée de vie d'une tuile de grille à refroidissement à l'eau peut être de plus de 35 000 – 40 000 heures de fonctionnement.

Applicabilité

Une des caractéristiques des grilles est qu'elles sont particulièrement robustes et qu'elles peuvent convenir à presque n'importe quel type de déchets principalement solides, y compris des déchets très hétérogènes. Pour les déchets municipaux, on peut utiliser, soit des grilles à refroidissement à l'air, soit des grilles à refroidissement liquide (environ 90 % des incinérateurs de déchets municipaux ont opté pour un refroidissement à l'air).

En général, les grilles à refroidissement liquide sont utilisées lorsqu'il y a un besoin spécifique d'un refroidissement important des grilles, c'est-à-dire lorsque les déchets ont un fort PCI (par ex. supérieur à ~10-13 MJ/kg, selon le type de grilles).

Les systèmes à refroidissement à l'air peuvent également être utilisés dans ces conditions, parfois couplés avec d'autres dispositifs de refroidissement (par ex. fours avec écrans à tubes d'eau).

Données économiques

Les grilles à refroidissement à l'air sont moins chères à l'achat que les grilles à refroidissement liquide.

Les risques d'endommagement de la grille, et par conséquent les coûts élevés de réparation et les arrêts de l'installation qui s'ensuivent, peuvent être plus importants avec les systèmes à refroidissement liquide, en raison des fuites potentielles de liquide (voir également la partie « Données d'exploitation » ci-dessus).

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Le choix du système de refroidissement de la grille est généralement fait en recherchant le bon équilibre entre les avantages et les inconvénients sur le plan opérationnel, en prenant en compte le pouvoir calorifique et la composition des déchets qui seront traités.

Selon les circonstances particulières (c.-à-d. notamment le type de grilles et de déchets), il peut être possible de traiter des déchets à plus fort pouvoir calorifique avec une grille à refroidissement liquide qu'avec la même grille à refroidissement à l'air.

Exemple d'installation

Le refroidissement des grilles est largement utilisé en Europe et à travers le monde. Les systèmes à refroidissement à l'eau sont moins largement utilisés (ils le sont, au moins, au Danemark et en Allemagne).

Bibliographie

[19, Babcock, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.2.15 Refroidissement à l'eau des fours tournants

Description

[20, EKOKEM, 2002]

Cette technique est généralement utilisée conjointement à des températures élevées dans le four (voir la section 4.2.16). Le système de refroidissement des fours tournants est composé de deux circuits de refroidissement.

Le circuit primaire fournit de l'eau de refroidissement en haut du four tournant et la distribue de façon uniforme afin de garantir un refroidissement homogène de toute l'enveloppe du four. L'eau

est ensuite collectée dans quatre cuvettes de récupération d'eau situées sous le four, puis elle continue de s'écouler librement jusqu'au réservoir d'eau. L'eau est ensuite envoyée, à l'aide d'une pompe de circulation, vers un filtre et un échangeur de chaleur. L'eau évaporée est compensée par l'ajout d'eau d'appoint, qui est automatiquement tamponnée avec de la soude de façon à empêcher la corrosion.

Le circuit secondaire récupère la chaleur du circuit primaire via des échangeurs de chaleur et la transfère en vue d'être valorisée.

S'il n'y a pas d'utilité à effectuer une valorisation énergétique de cette chaleur, un simple système de refroidissement à l'air peut être utilisé afin d'évacuer la chaleur du système. Pour éviter le gel, on fait circuler un mélange eau-glycol dans les échangeurs de chaleur liquide/air.

Le circuit primaire injecte l'eau de refroidissement via des centaines de buses de pulvérisation situées sur toute la surface de l'enveloppe du four. Cela permet de maintenir la température de l'enveloppe à 80 – 100 °C, alors que, pour un refroidissement à l'air, la température est généralement plus élevée de quelques centaines de degrés. Le refroidissement à l'eau du four tournant améliore le transfert de chaleur au niveau des réfractaires de façon suffisante à réduire le taux d'érosion chimique à son minimum. Le four peut donc fonctionner à des températures plus élevées.

Avantages environnementaux

L'avantage principal du four tournant à refroidissement à l'eau est qu'il peut fonctionner à des températures de combustion plus élevées lorsque cela est nécessaire (voir ces avantages en section 4.2.16).

Le taux de transfert de chaleur du four vers le fluide de refroidissement primaire est augmenté. Selon des calculs théoriques et des mesures concrètes sur installation de démonstration, ce transfert de chaleur varie entre 0.5 et 3.0 MW, selon la taille du four tournant et l'épaisseur des réfractaires. L'épaisseur des réfractaires comprend le revêtement de briques réfractaires, plus la couche de mâchefers solidifiés. Par exemple, en 1995, l'installation Kommunikemi (Danemark) annonçait une récupération moyenne de la chaleur issue du four de l'ordre de 2,2 MW.

Effets croisés

Pas d'aspect négatif identifié

Données d'exploitation

Les bénéfices de cette technique sur le plan opérationnel sont les suivants :

- augmentation de la durée de vie des réfractaires lors du fonctionnement à températures élevées - moins de maintenance
- possibilité d'augmenter le débit d'alimentation en déchets - surtout pour les déchets à fort pouvoir calorifique
- meilleur environnement de travail - diminution des températures à proximité du four

Applicabilité

Cette technique est applicable aux fours tournants qui incinèrent des déchets à fort PCI. Elle est surtout mise en œuvre dans les incinérateurs de déchets dangereux, mais peut également être appliquée à l'incinération d'autres types de déchets en fours tournants. La technique est particulièrement adaptée aux installations qui nécessitent de fonctionner à des températures élevées pour la destruction de types particuliers de déchets.

Il est rapporté que les réfractaires des fours tournants refroidis à l'eau ont une durée de vie plus

importante que les autres principalement dans le cas de l'incinération de déchets contenant peu de matière minérale susceptible de fondre.

Lorsque le système est utilisé conjointement à des températures élevées dans le four, les débits d'eau de refroidissement doivent être assez importants pour pouvoir atteindre des taux suffisants de récupération de chaleur. Cela résultera en l'obtention d'une grande quantité d'eau tiède, plutôt que d'une petite quantité d'eau plus chaude. La technique est, de ce fait, plus applicable aux process qui sont susceptibles d'utiliser l'eau tiède ainsi obtenue.

Données économiques

Il est rapporté que les installations d'Ekokem, en Finlande, et de Kommunekemi, au Danemark, avaient, toutes les deux, incinéré plus de 100 000 tonnes de déchets dangereux (hors effluents aqueux) à hautes températures avec le même revêtement de briques, ce qui équivaut à une durée de vie globale de deux à trois ans. Les deux installations étaient, en général, mises à l'arrêt une fois par an pour entretien programmé d'une durée de deux semaines et seulement deux autres fois par an pour des inspections de plus courtes durées.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Certains opérateurs ont dû exploiter des fours tournants hautes températures avec fusion des mâchefers, et ont donc développé un système de refroidissement à l'eau permettant un fonctionnement économiquement viable dans de telles circonstances.

Lorsqu'il est possible de valoriser les mâchefers semi-vitrifiés issus du process (par ex. valorisation sous forme de remplacement d'agrégats), cela peut réduire les coûts liés à ces résidus et, par conséquent, augmenter l'intérêt et compenser les coûts de cette technique.

La présence d'un client pour l'eau de refroidissement chauffée augmente l'intérêt de cette technique.

La disponibilité de déchets à fort PCI (par ex. solvants et huiles usagés) permet des températures de fonctionnement élevées, qui nécessitent donc le refroidissement supplémentaire présenté ici.

Or, lorsque de tels déchets sont détournés vers d'autres installations de traitement, leur disponibilité peut s'en trouver limitée et le fonctionnement à températures élevées peut ne devenir possible qu'avec l'ajout de combustibles supplémentaires (ce qui s'accompagnera d'une augmentation des coûts).

Exemple d'installations

Ekokem, Finlande

Kommunikemi, Danemark

Bibliographie

[20, EKOKEM, 2002], [40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003]

4.2.16 Incinération à températures plus élevées (fusion des mâchefers)

Description

En Europe, cette technique est plus particulièrement appliquée aux fours tournants traitant des déchets dangereux. Cependant, le principe consistant à fonctionner à des températures plus élevées peut, jusqu'à un certain point, être appliqué à d'autres types de fours. Par exemple, des températures plus élevées sont parfois utilisées en aval des lits fluidisés recevant des déchets non dangereux (voir sections 4.2.26 et 4.2.27).

Les déchets dangereux, à la fois solides et liquides, sont introduits dans le process par la paroi avant du four tournant. Dans la chambre de combustion secondaire sont seulement injectés de l'air secondaire et des effluents aqueux.

La température d'incinération s'élève à 1100-1400 °C pendant quelques secondes au moment où les déchets à fort pouvoir calorifique sont introduits par la paroi avant du four. Cela signifie que la température des gaz de combustion est maintenue au-dessus de 1050 °C jusqu'à ce que les gaz passent par la sortie de la chambre de combustion secondaire. Ensuite, ils passent dans la chaudière et, pour finir, traversent le système de traitement des fumées.

Avantages environnementaux

L'incinération à hautes températures (1100-1400 °C) présente, par rapport à l'incinération à plus faibles températures (850-900 °C), les avantages suivants :

- la matière organique est complètement incinérée. La teneur en matière organique dans les mâchefers après incinération est généralement inférieure à 1 %
- diminution des teneurs en hydrocarbures et en CO dans les gaz de combustion
- meilleure destruction des molécules de PCB
- un mâchefer fondu se forme dans le four tournant

Le mâchefer en fusion, après trempe à l'eau, devient de fins granulés vitrifiés et possède alors des caractéristiques de lixiviation faibles. Il peut être valorisé ou bien dirigé vers une installation de stockage.

Le fer, le verre, l'aluminium et les autres matériaux solides inorganiques forment un mélange fondu de mâchefers à l'intérieur du four tournant lorsque ce dernier fonctionne à hautes températures. Ce mâchefer liquéfié s'écoule alors lentement vers la sortie du four tournant où il tombe dans un bassin d'extinction, positionné sous la chambre de combustion secondaire. Là, le mâchefer, au contact de l'eau, est rapidement solidifié et se transforme en fins granulés vitrifiés. En raison de l'effet de granulation, le volume total de mâchefers produits est plus faible que dans le cas d'une incinération classique.

En fonction des résultats des tests de lixiviation ou d'autres normes appliquées localement, les mâchefers produits en incinération à hautes températures peuvent être classés comme matériaux non dangereux. Cela permettra alors de réduire leur coût de gestion, car ils pourront être dirigés vers une installation de stockage de déchets non dangereux (sous certaines conditions), voire même être vendus pour être utilisés en construction de routes. S'ils sont utilisés en construction de routes, leur teneur totale en métaux lourds peut devoir être faible, et leur impact pourra être évalué en le comparant à celui d'autres matériaux utilisés normalement à cet effet. [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

L'incinération à températures élevées peut entraîner la formation supplémentaire de NO_x, ce qui peut donc impliquer la mise en œuvre de mesures supplémentaires de contrôle.

Si le PCI des déchets est insuffisant, il peut s'avérer nécessaire d'avoir recours à des combustibles d'appoint.

Il peut également s'avérer nécessaire d'adapter le système de traitement des fumées, du fait de niveaux élevés en métaux lourds vaporisés dans les gaz de combustion. [40, EURITS, 2003]

Données d'exploitation

L'incinération à températures élevées nécessite un revêtement réfractaire de bonne qualité. De plus, il est utile que ce revêtement soit recouvert, de façon permanente, d'une couche de mâchefers

vitrifiés.

En plus de cela :

- l'air de combustion peut nécessiter un préchauffage
- la quantité d'air de combustion doit être réduite
- les parois refroidies de la chaudière doivent être retirés ou alors protégées par des réfractaires
- à hautes températures, la corrosion peut devenir un problème
- les mâchefers fondus peuvent causer des problèmes opérationnels au niveau du four et des zones d'échange de chaleur

Le fait d'avoir de faibles teneurs en hydrocarbures et en CO résiduels dépend de la combinaison de plusieurs paramètres : mélange des gaz de combustion (turbulence) + temps de séjour + température.

Il est rapporté que des températures de l'ordre de 900-1000 °C permettent d'atteindre de très bons niveaux de destruction, identiques à ceux atteints par les températures plus élevées considérées dans cette section.

Le fait d'introduire des déchets homogènes dans le four a également une influence importante.

Par conséquent, le fait de fonctionner à des températures très élevées ne garantit pas, à lui seul, une bonne combustion des gaz (c.-à-d. l'obtention de faibles teneurs en CO et COV).

En effet, à des températures plus élevées, la vitesse des gaz sera accrue, ce qui entraînera donc une diminution du temps de séjour – ainsi, une importance particulière doit être apportée à la combinaison de l'ensemble de ces paramètres.

Applicabilité

Principalement applicable aux fours tournants incinérant des déchets dangereux à fort pouvoir calorifique (par ex. solvants et huiles usagés).

Données économiques

Cette technique engendre des coûts supplémentaires, du fait des éléments suivants :

- nécessité d'utiliser un four à refroidissement à l'eau, afin d'éviter des coûts de maintenance trop importants
- des combustibles d'appoint peuvent s'avérer nécessaires pour maintenir les hauts niveaux de températures
- des modifications du four peuvent s'avérer nécessaires (isolation) afin d'assurer, à l'intérieur, un bon maintien de la chaleur
- ajout de matériaux inorganiques (verre, sable), générant davantage de mâchefers
- adaptation du système de traitement des fumées de façon à ce qu'il puisse traiter des gaz particulièrement chargés en métaux lourds (en effet, l'incinération à températures élevées entraîne une plus grande évaporation des métaux lourds)

[74, TWGComments, 2004]

Dans certains cas, le fonctionnement à températures élevées a été abandonné en raison des coûts importants engendrés par la maintenance des réfractaires.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- nécessité d'assurer un haut niveau de destruction des déchets
- nécessité d'avoir une vitrification des mâchefers

Technique principalement mise en œuvre dans des installations incinérant des déchets ayant un pouvoir calorifique suffisamment élevé (typiquement supérieur à 15 MJ/kg en moyenne) de façon à

éviter de devoir avoir recours à des combustibles d'appoint.

Exemple d'installations

Ekokem, Finlande

Kommunikemi, Danemark

Bibliographie

[20, EKOKEM, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.17 Augmentation de l'agitation et du temps de séjour des déchets dans le four

Description

Les déchets qui alimentent le four doivent être bien mélangés/homogénéisés et leur temps de séjour doit être suffisant pour permettre une combustion efficace, et donc, au final, l'obtention de résidus ayant de faibles teneurs en carbone organique. De plus, une alimentation en air primaire adéquate et bien distribuée, qui n'entraîne pas de refroidissement excessif, contribue au bon fonctionnement du process.

Le fait de combiner :

- une plus longue exposition des déchets à des températures élevées dans la chambre de combustion, avec
- des températures plus élevées dans le lit de déchets, et
- une agitation des déchets

permet d'assurer de faibles teneurs en matières organiques dans les résidus.

Les taux d'imbrûlés peuvent être améliorés par la mise en œuvre des techniques suivantes :

- fours qui retournent et agitent efficacement les déchets
- utilisation de fours tournants
- prétraitement des déchets et, ensuite, utilisation de fours à lit fluidisé (lorsque les déchets conviennent à cette technique de combustion)
- temps de séjour plus longs dans les zones de parachèvement de combustion du four
- conception du four permettant de réfléchir la chaleur radiative et d'améliorer les imbrûlés
- optimisation de la distribution et de l'alimentation en air primaire
- ajout d'autres déchets ou de combustibles d'appoint afin de soutenir la combustion
- broyage des plus gros morceaux de déchets
- renvoi des fines sous grille dans la chambre de combustion pour être re-brûlées

La mise en œuvre des techniques décrites ci-dessus peut permettre des teneurs en carbone organique total dans les résidus inférieures à 1 %.

Le degré de combustion atteignable en utilisant n'importe quelle technique décrite ci-dessus dépendra des caractéristiques des déchets incinérés. Les caractéristiques physiques des déchets auront également une influence déterminante sur l'applicabilité des différentes techniques de combustion, par exemple des déchets municipaux en mélange ne peuvent pas être traités dans un four à lit fluidisé sans être auparavant prétraités.

Généralement, des déchets finement broyés et bien homogénéisés (par ex. par mélange) entraînent une amélioration de la combustion. Le prétraitement des déchets fortement hétérogènes peut également améliorer la combustion.

Avantages environnementaux

Une combustion efficace des déchets permet :

- une destruction efficace de ces déchets
- une amélioration des caractéristiques des résidus solides, en vue d'une éventuelle utilisation
- une meilleure « extraction » de l'énergie contenue dans les déchets

Effets croisés

Une agitation excessive des déchets peut entraîner un plus grand entraînement de particules imbrûlées dans les chambres de combustion secondaires. Cela peut alors conduire à des teneurs accrues en poussières et en autres polluants au niveau des systèmes de traitement des fumées en aval.

De plus, une agitation excessive PEUT entraîner une augmentation des quantités de fines sous grille (il s'agit des matériaux imbrûlés qui passent à travers la grille). [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Il est important de noter que, bien que certaines techniques de combustion mettent en œuvre une agitation importante des déchets dans le but d'avoir une meilleure combustion et donc moins d'imbrûlés dans les résidus produits, elles ne sont généralement pas choisies spécifiquement pour ces raisons, mais principalement pour leur adéquation mécanique avec les caractéristiques physiques des déchets reçus (homogénéité des déchets, etc.) [64, TWGComments, 2003]

Il est rapporté que la teneur en COT obtenue dans des incinérateurs autrichiens est de 1 % (substances sèches) pour un process stable et d'environ 3 % (substances sèches) pour les phases d'arrêt et de redémarrage.

Applicabilité

La nature des déchets reçus peut limiter le choix de la technique de combustion (c.-à-d. lit fluidisé ou grille, etc.), et par conséquent limiter la capacité de l'exploitant à choisir entre plusieurs options de techniques de combustion.

Cependant, les principes généraux consistant à augmenter l'agitation des déchets et à les maintenir dans le four pendant une durée suffisante à des températures suffisantes s'appliquent dans tous les cas.

Pour chaque technique de combustion choisie, on peut donc passer en revue les différentes techniques décrites dans cette section pour voir celles qui sont applicables et ainsi améliorer la combustion.

Données économiques

Les nouveaux projets peuvent prendre en compte la nécessité d'assurer une combustion efficace sans que cela n'engendre de coûts supplémentaires importants.

Par contre, lancer des travaux importants de reconstruction des chambres de combustion sur des installations existantes est particulièrement coûteux. Par conséquent, cela ne peut être possible que dans le cas où il est prévu un réaménagement complet des chambres de combustion (à moins que le minimum réglementaire de 3 % de COT ne soit pas atteint ; dans ce cas, une action est obligatoire).

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Les principaux facteurs incitatifs à la mise en œuvre de cette technique sont :

- une meilleure destruction des déchets
- un accroissement des possibilités de valorisation des résidus
- une meilleure « extraction » de l'énergie contenue dans les déchets

L'Article 6 de la Directive 2000/76/CE exige que la teneur en carbone organique total (COT) des cendres et mâchefers soit inférieure à 3 % du poids sec de ces matériaux ou que leur perte au feu soit inférieure à 5 % de ce poids sec.

Exemple d'installations

Dans toute l'Europe.

Bibliographie

[4, IAWG, 1997] [64, TWGComments, 2003]

4.2.18 Ajustement du débit d'alimentation en déchets de façon à maintenir de bonnes conditions de combustion et un bon niveau d'imbrûlés

Description

La teneur en imbrûlés des mâchefers obtenue est un paramètre à prendre en compte lorsque l'on détermine les limitations du débit d'alimentation du process pour un type particulier de déchets.

Des teneurs en COT supérieures à 3 % (ou pertes au feu supérieures à 5 %) sont interdites par la réglementation européenne. Des teneurs en COT inférieures à 1 % sont obtenues dans certaines circonstances (voir section 4.2.17).

Pour une gamme donnée de caractéristiques de déchets, le facteur limitant est la capacité thermique du four, plutôt que le débit d'alimentation en déchets. Le fait d'excéder la capacité thermique du four entraîne une dégradation des performances de combustion et de la qualité des résidus produits.

Avantages environnementaux

Faire fonctionner l'installation en respectant la capacité thermique du four assure que les déchets soient correctement détruits et que les résidus produits soient de meilleure qualité, avec en aval de plus grandes possibilités de valorisation.

Effets croisés

La mise en œuvre de cette technique évite les effets croisés.

Données d'exploitation

La teneur en imbrûlés peut être réduite en augmentant le temps de séjour des déchets dans le four. Pour ce faire, cela se traduira par une diminution du débit d'alimentation du four en déchets.

Applicabilité

Applicable à tous les incinérateurs.

Données économiques

Réduire le débit d'alimentation en déchets peut entraîner une diminution des recettes de l'installation, du fait de la moindre quantité de déchets traités.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

- Assurer une destruction complète des déchets
- Améliorer la qualité des résidus

Exemple d'installations

Il s'agit d'une pratique courante, largement appliquée dans le secteur.

Bibliographie

Discussions lors de visites de sites. [64, TWGComments, 2003]

4.2.19 Optimisation du temps de séjour, de la température et de la turbulence des gaz dans la zone de combustion, ainsi que des concentrations en oxygène

Description

Afin d'obtenir une combustion efficace des gaz produits durant le process d'incinération, ces gaz doivent être bien mélangés, en présence de suffisamment d'oxygène, à des températures suffisamment élevées et pendant une durée suffisamment longue. A partir de ces principes généraux et de retours d'expérience sur des incinérateurs, des critères minima ont été établis dans plusieurs réglementations européennes et nationales. Le but de ces critères est d'assurer que les process d'incinération sont conçus et exploités de telle manière que les gaz produits soient oxydés et que les polluants organiques soient détruits, afin de réduire les émissions polluantes de ces substances.

Le tableau 4.12 ci-dessous fournit un bref résumé des spécifications qui sont appliquées à la combustion des gaz produits pendant le process d'incinération :

Paramètre	Spécification	But
Température minimale de combustion pendant le temps de séjour des gaz	<ul style="list-style-type: none"> au moins 850 °C, ou au moins 1100 °C pour les déchets dangereux ayant une teneur en substances organiques halogénées supérieure à 1 % (par ex. Cl) 	températures adéquates pour l'oxydation
Temps de séjour minimum des gaz	<ul style="list-style-type: none"> 2 secondes après la dernière injection d'air de combustion 	un temps de séjour suffisant, à des températures suffisamment élevées, en présence de suffisamment d'oxygène, pour la réaction d'oxydation
Turbulence	<ul style="list-style-type: none"> suffisante pour assurer un mélange efficace des gaz et donc permettre une bonne réaction de combustion 	le mélange des gaz permet aux réactions de combustion de se dérouler dans la totalité du flux de gaz
Concentration en oxygène (en excès par rapport à la stœchiométrie)	<ul style="list-style-type: none"> supérieure à 6 % (il faut noter que l'exigence précise de concentration en oxygène a été supprimée dans la dernière réglementation européenne relative à l'incinération) 	suffisamment d'oxygène doit être fourni pour permettre la réaction d'oxydation

Tableau 4.12: Quelques spécifications appliquées à l'incinération

Les retours d'expérience montrent que ces critères sont généralement appropriés et permettent d'atteindre de bons niveaux de destruction des déchets.

Cependant, un grand nombre d'installations existantes fonctionnent à des températures, des temps de séjour et des concentrations en oxygène réduits, et atteignent néanmoins une combustion efficace et de faibles niveaux d'émissions. Ainsi, dans certaines installations, des réductions d'émissions de NOx (en particulier) ont été réalisées sans dégradation significative des autres paramètres de performances, et sans entraîner de problèmes de corrosion.

Il est donc possible, dans certaines circonstances et pour certains types de déchets, que des « écarts » par rapport à ces critères de base puissent être en fait la meilleure solution du point de vue environnemental. Si de tels « écarts » sont autorisés, les aspects suivants doivent être suivis avec attention afin de s'assurer des bonnes performances du process d'incinération :

- concentrations faibles et stables en CO dans les émissions atmosphériques (<50 mg/m³ en moyenne journalière)
- faible niveau d'imbrûlés des mâchefers (COT <3 %)
- les bénéfices l'emportent sur les risques (par ex. la réduction des NOx obtenue est importante)
- les déchets qui alimentent le four présentent-ils des qualités suffisantes d'homogénéité et de constance pour assurer une bonne destruction des polluants quelles que soient les conditions d'exploitation ?
- le degré de turbulence dans la zone de combustion permet-il des températures/temps de séjour réduits ?

Le temps de séjour des gaz dépend fortement de la taille du four, et de ce fait, il y a peu d'options permettant d'accroître le temps de séjour sur une installation existante, à moins de lancer des travaux importants de reconstruction (qui entraîneront des dépenses également très importantes). Généralement, les installations nouvelles sont conçues pour assurer des temps de séjour des gaz de deux secondes ou plus, sauf dans le cas où sont incinérés des déchets très spécifiques, contrôlables et homogènes, permettant de ce fait une grande certitude des niveaux d'émissions qui seront atteints. [64, TWGComments, 2003]

Avantages environnementaux

Les bénéfices potentiels provenant de la réduction des niveaux minima de concentrations en oxygène et de températures sont :

- réduction de la production de NOx, et par conséquent réduction des exigences sur le système de traitement des fumées et/ou réduction des émissions
- réduction des volumes de gaz de combustion, ce qui peut entraîner de moindres exigences sur le système de traitement des fumées
- accroissement de l'efficacité énergétique

En général, réduire le temps de séjour des gaz n'entraînera aucun bénéfice environnemental particulier, mais sera le résultat d'une chambre de combustion plus petite.

Augmenter la turbulence améliore généralement le mélange des gaz et, par conséquent, le degré des réactions d'oxydation, ce qui entraîne au final une combustion plus efficace.

Cependant, lorsque la turbulence est essentiellement obtenue par injection d'air secondaire, il faut trouver un juste équilibre car il faut aussi éviter une alimentation excessive en air qui pourrait conduire à un refroidissement excessif ou à une suralimentation en azote qui entraînerait une augmentation de la production de NOx.

Effets croisés

Réduire le temps de séjour, la température, la concentration en oxygène et la turbulence peut entraîner une augmentation des émissions de produits de combustion incomplète (cela survient lorsque ces réductions sont telles que la combustion n'est plus complète). Ces risques sont accrus lorsque les déchets qui alimentent le four sont très hétérogènes, de composition variable ou lorsque leur qualité est difficile à assurer.

Les teneurs en N₂O (protoxyde d'azote), et donc l'impact sur le changement climatique (ce gaz étant un gaz à effet de serre), augmentent à températures plus basses. La teneur en CO peut aussi être augmentée à des températures plus basses.

Le fonctionnement à des températures plus élevées que celles nécessaires à la destruction des déchets incinérés entraîne en général seulement de faibles réductions des quantités de produits de combustion incomplète dans les gaz de combustion bruts – après traitement de ces gaz, le bénéfice relatif est encore plus faible. D'un autre côté, fonctionner à des températures plus élevées peut

conduire à une augmentation importante de la production de NO_x. Par conséquent, à moins que d'autres bénéfices environnementaux particuliers ne soient recherchés (par ex. amélioration de la qualité des résidus vitrifiés ou garantie d'efficacité de destruction des PCB), la réduction de certains niveaux d'émissions par l'utilisation de températures plus élevées sera probablement contrebalancée par les effets croisés (augmentation de la consommation de combustibles d'appoint, production de NO_x, etc.). [64, TWGComments, 2003]

EXEMPLE : Lit fluidisé dense incinérant des boues de stations d'épuration :

Le tableau 4.13 ci-dessous montre le lien entre les émissions de N₂O et les températures de process sur une installation équipée de fours à lit fluidisé dense brûlant des boues de stations d'épuration. Il faut noter que la combustion en lit fluidisé est très différente de la combustion sur grille, et que les émissions de N₂O sur des incinérateurs de déchets municipaux équipés de fours à grille et ayant une température de combustion secondaire supérieure à 900 °C sont généralement négligeables [64, TWGComments, 2003] :

Températures du lit (°C)	Température dans l'espace libre au dessus du lit (freeboard)		
	930 °C	910 °C	890 °C
	Émissions de N ₂ O		
820 – 845	70	120	200
795 – 820	100	170	270
730 – 795	180	250	350

Les concentrations en N₂O sont en mg/m³

Tableau 4.13 : Lien entre les émissions de N₂O et les températures de process sur une installation équipée de fours à lit fluidisé dense incinérant des boues de stations d'épuration [22, Mineur, 2002]

Données d'exploitation

Il existe plusieurs méthodes différentes pour déterminer le temps de séjour et la température pour une installation donnée, avec différents dispositifs de mesures de températures, situés à des emplacements différents dans la chaudière où les propriétés de transfert de chaleur sont différentes : les mesures sont réalisées à différentes charges du four, et à différentes périodes (par rapport au nettoyage de la chambre de combustion). A chacune de ces méthodes est associé un niveau de précision. Malgré ces incertitudes, les installations modernes sont généralement conformes à ce qui est demandé dans la directive 2000/76/CE. [64, TWGComments, 2003]

Exemple : Incinérateur de boues de stations d'épuration VERA, Hambourg, Allemagne :

Des études ont été menées sur cet incinérateur à lit fluidisé pour démontrer l'impact sur les émissions du fonctionnement à températures et à teneurs en oxygène réduites lors de la phase de combustion. Pour les lits fluidisés, tant la température du lit que celle de l'espace libre au dessus du lit ('freeboard') sont importantes pour assurer une combustion efficace.

Type de déchets :	Boues et déchets de dégrillage de stations d'épuration
Capacité de l'installation :	79 000 t/an
Technique de combustion :	lit fluidisé dense
Température de combustion (T min) :	810 °Celsius (au niveau du 'freeboard')
Concentration en oxygène (min) :	4 %
Systèmes d'abattement de polluants :	électrofiltres / laveurs pour HCl et SO ₂ / filtres à manches

Les résultats obtenus ont été les suivants :

- réduire la température du lit fluidisé de 924 °C à 810 °C n'a pas modifié de manière significative les émissions de PCDD/F (les émissions sont passées de 0.0005 à 0.0008 ng/m³)

- réduire la concentration en oxygène de 6,8 % à 4 % a entraîné une réduction des émissions de PCDD/F (de 0,0015 à 0,0005 ng/m³)
- lorsque les températures du ‘freeboard’ étaient inférieures à 890 °C, les émissions de NO_x étaient comprises entre 30 et 40 mg/Nm³ et ne variaient pas lorsque les températures du lit variaient, elles, entre 730 °C et 845 °C
- augmenter les températures du ‘freeboard’ au-delà de 890 °C a entraîné une augmentation des émissions de NO_x – cette augmentation était surtout marquée lorsque les températures du lit étaient plus élevées
- lorsque les températures du ‘freeboard’ étaient inférieures à 900 °C, le système SNCR avait un impact limité sur les émissions de NO_x
- les émissions de N₂O étaient plus importantes lorsque les températures du ‘freeboard’ et du lit étaient plus faibles (voir les données présentées dans la partie « Effets croisés » ci-dessus)
- les émissions de N₂O n’étaient quasiment pas affectées par l’utilisation d’un système SNCR

Il est signalé que le fait de diminuer la teneur en oxygène peut entraîner une augmentation des taux de corrosion, exigeant alors la mise en œuvre de mesures spécifiques. [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

Principalement applicable lors de l’étape de conception des installations nouvelles, ainsi que dans le cas des installations existantes planifiant ou effectuant des travaux importants de modernisation de leur chambre de combustion.

Applicable lorsque l’espace disponible limite la taille de la chambre de combustion.

Moins applicable lorsque les déchets qui alimentent le four sont très hétérogènes, de composition variable ou lorsque leur qualité est difficile à assurer.

Des installations existantes peuvent déjà fonctionner avec des temps de séjour inférieurs à deux secondes. Celles-ci peuvent alors justifier pourquoi elles n’effectueront pas de travaux importants (et coûteux) de modernisation en collectant et en comparant les données relatives aux performances atteintes sur les niveaux de produits de combustion incomplète dans les gaz de combustion avant traitement.

Données économiques

Les impacts financiers estimés relatifs à la modification des paramètres de combustion, par rapport aux paramètres de combustion « classiques », sont indiqués dans le tableau ci-dessous :

Paramètre de combustion	Augmentation ou diminution du paramètre	Impact financier estimé
Température de combustion	Augmentation	Coûts additionnels liés à l’utilisation de combustibles d’appoint Augmentation des coûts de maintenance du four Peut réduire les coûts de gestion des résidus si ces derniers s’avèrent commercialisables
	Diminution	Moindre recours aux combustibles d’appoint Peut réduire le type de déchets pouvant être incinérés
Temps de séjour des gaz	Augmentation	Dimensions du four plus importantes = coûts plus importants Peut accroître la gamme de déchets pouvant être incinérés Modifier, a posteriori, la conception de la chambre de combustion revient cher
	Diminution	Dimensions du process plus petites = moindres coûts Peut réduire le type de déchets pouvant être incinérés

Turbulence	Augmentation	Modifier, a posteriori, la conception de la chambre de combustion revient cher Accroître l'injection d'air entraîne une augmentation des volumes de gaz de combustion et, par conséquent, une augmentation des coûts associés au système de traitement des fumées
	Diminution	Techniquement non recommandé/souhaitable
Concentration en oxygène (excès sur rapport stœchiométrique)	Augmentation	Un excès plus important d'oxygène peut permettre d'incinérer une plus large gamme de déchets, sans pour autant causer de problèmes d'émissions
	Diminution	Réduire les volumes de gaz de combustion entraîne une diminution des coûts associés au système de traitement des fumées Peut réduire le type de déchets pouvant être incinérés

Tableau 4.14 : Impacts financiers estimés relatifs à la modification des paramètres de combustion

En général, la problématique « coûts » sera la plus importante pour les installations existantes (qui atteignent déjà de bons niveaux de performances en terme d'émissions) pour lesquelles les travaux de modernisation/reconstruction pour répondre aux exigences « classiques » de températures et de temps de séjour seront très importants.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Possible réduction de la production de NOx et, par conséquent, des exigences vis-à-vis du système de traitement des fumées.

Dans le cas de déchets particulièrement constants, il peut être possible d'atteindre des niveaux de NOx conformes aux exigences de la directive 2000/76/CE sans nécessiter, ou alors de façon très limitée, de mesures spécifiques d'abattement de NOx (par ex. SNCR ou SCR).

Réduire le temps de séjour des gaz, ainsi que le volume des gaz de combustion (en réduisant l'alimentation en air), permet de réduire la taille des chambres de combustion et du système de traitement des fumées, ce qui, au final, entraînera une réduction des coûts.

Exemple d'installations

L'incinérateur de boues de stations d'épuration VERA, Hambourg, Allemagne.

Bibliographie

[22, Mineur, 2002]. Informations fournies par UBA lors de la visite du site VERA. [64, TWGComments, 2003]

4.2.20 Utilisation de brûleurs auxiliaires à fonctionnement automatique

Description

Lors de la phase de démarrage, des brûleurs auxiliaires sont utilisés pour créer une zone ayant une température supérieure à la température minimale requise, que traverseront les gaz de combustion au sortir du foyer avant d'atteindre la zone de combustion secondaire. Ceci est la condition principale d'exploitation à prendre en compte pour la conception des brûleurs.

Les brûleurs auxiliaires sont installés dans le but d'assurer une température suffisante dans les conditions de fonctionnement extrêmes de l'installation. Ils sont utilisés lorsque la température chute en dessous de la température minimale requise.

Lors de la phase d'arrêt, les brûleurs auxiliaires sont utilisés lorsque la température passe sous la

consigne limite du foyer et qu'elle devient inférieure à la température minimale requise. Les brûleurs fonctionnent jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de déchets dans le four.

Avantages environnementaux

Maintenir des températures d'incinération adéquates en utilisant des brûleurs à fonctionnement automatique permet de s'assurer que les gaz produits sont correctement brûlés, réduisant ainsi, en sortie de four, leurs concentrations en produits de combustion incomplète, et par conséquent réduisant au final les émissions de l'installation.

Effets croisés

Consommation de combustibles par les brûleurs (généralement des fuels légers ou du gaz naturel).

Les brûleurs auxiliaires doivent être optimisés de façon à engendrer de faibles émissions en CO ; sans cela, les émissions en CO peuvent être importantes pendant les phases d'arrêt et de redémarrage.

Données d'exploitation

Démarrer l'installation sans brûleur auxiliaire est possible ; mais un démarrage avec brûleurs sera plus stable, engendrera moins de suies et permettra un meilleur contrôle de la température. Démarrer sans brûleur auxiliaire sur un incinérateur normal de déchets municipaux peut augmenter les risques de corrosion en raison de la teneur en chlore des déchets. [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

Applicable à tous les incinérateurs, en particulier à ceux recevant des déchets à faible PCI et/ou de qualité variable.

Données économiques

La mise en œuvre, a posteriori, de cette technique sur une installation existante peut engendrer des coûts importants, en raison de difficultés à mettre en place les brûleurs.

Les coûts seront beaucoup plus élevés pour les installations qui fonctionnent en discontinu, quoique cela puisse être considéré comme compensant le risque d'émissions supplémentaires qui accompagne un tel mode de fonctionnement.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Assurer que les émissions de l'installation sont réduites et que les phases d'arrêt et de redémarrage sont contrôlées et n'entraînent pas d'émissions de polluants supplémentaires (autres que celles provenant de la combustion du gazole ou d'autres combustibles).

La mise en œuvre de cette technique est exigée par la directive 2000/76/CE, bien que, sous certaines conditions, cette directive permette des exemptions à l'utilisation de brûleurs (directive 2000/76/CE, article 6, paragraphe 4).

Exemple d'installations

Largement utilisée à travers l'Europe dans les installations modernes.

Bibliographie

[1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

4.2.21 Réduction des fines sous grille et/ou réintroduction des fines sous grilles refroidies dans la chambre de combustion

Description

Dans les fours à grille, certains déchets passent à travers la grille et sont alors seulement partiellement incinérés. Il s'agit de ce que l'on appelle les *fines sous grille* . Une attention particulière apportée à la conception de la grille, notamment à la réduction des espaces entre les barreaux de grille, peut réduire ce phénomène. La quantité et la qualité des fines sous grille dépendent de la conception de la grille, des interfaces des pièces mobiles de la grille entre elles et avec les parois du four, ainsi que du mécanisme permettant de maintenir ces pièces mobiles serrées. [74, TWGComments, 2004]

Afin de limiter le passage des déchets à travers la grille, les options suivantes peuvent être utilisées :

- concevoir et maintenir les grilles de telle façon que l'espace entre les barreaux soit réduit, de même que les autres facteurs qui peuvent accroître le passage des déchets à travers la grille
- lorsque la quantité et la qualité des fines sous grille posent des problèmes vis-à-vis de la qualité des résidus solides, il peut être pertinent de réintroduire ces fines sous grille dans la chambre de combustion afin qu'elles y soient ré-incinérées.

Des systèmes de convoyeurs automatiques sont utilisés pour collecter les fines sous grille. Ces dernières, une fois collectées, sont généralement refroidies, puis réintroduites dans la fosse de stockage des déchets (leur refroidissement permet de réduire les risques d'incendies). Une partie des fines réintroduites dans la chambre de combustion effectuera le trajet complet le long de la grille et finira dans les mâchefers. Elles auront ainsi subi la totalité du process d'incinération et seront donc davantage stériles.

Ce peut être un sujet d'intérêt particulier lorsque des déchets hospitaliers ou d'autres déchets à risques infectieux, en particulier ceux de petite taille ou ceux qui contiennent des objets susceptibles de passer à travers la grille (par ex. des aiguilles hypodermiques), sont incinérés conjointement à d'autres déchets.

Les fines sous grille générées lors des premières étapes du process d'incinération (c.-à-d. celles qui traversent la grille en tête de four) présentent un risque plus élevé de conserver un caractère infectieux ou d'avoir un faible degré de combustion, et devraient donc, par conséquent, être examinées avec plus d'attention. Les fines sous grille produites lors d'étapes ultérieures du process d'incinération (c.-à-d. celles qui traversent la grille en fin de four) peuvent présenter un bon degré de combustion et ont donc moins besoin d'être réintroduites dans la chambre de combustion.

Avantages environnementaux

Les principaux bénéfices sont :

- obtention de résidus ayant de faibles teneurs en carbone organique
- amélioration de la qualité des mâchefers

Les fines sous grille provenant de la fusion de déchets plastiques (trouvés communément dans les déchets municipaux), tels que PE et PET, peuvent contribuer significativement à la teneur en carbone total des résidus, à l'augmentation de la DCO (demande chimique en oxygène) des mâchefers et à la lixiviation importante du cuivre. Tous ces paramètres sont améliorés lorsque l'on met en œuvre cette technique. [64, TWGComments, 2003]

Effets croisés

Risques d'incendies lorsque les fines sous grille sont mises en contact avec les déchets.

Données d'exploitation

Le stockage des fines sous grille avant leur réintroduction dans la fosse de stockage des déchets est très important pour réduire les risques d'incendie. De l'eau peut être utilisée pour assurer un

refroidissement complet.

Une observation régulière des zones de collecte des fines sous grille est nécessaire pour réduire les risques de colmatage. Cette observation doit pouvoir être réalisée en toute sécurité pour l'opérateur et le personnel [74, TWGComments, 2004].

En France, la réglementation exige une perte au feu des mâchefers inférieure à 3 % dans le cas des incinérateurs de déchets municipaux qui incinèrent conjointement des déchets d'activités de soins à risques infectieux. Ce degré de combustion est normalement atteint sans réintroduire les fines sous grille dans le four. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

Applicable, en principe, à tous les incinérateurs à grille, et en particulier aux situations suivantes :

- lorsqu'il y a des préoccupations ou des exigences particulières en vue d'obtenir des résidus ayant de faibles teneurs en carbone organique
- lorsque des déchets hospitaliers ou autres déchets à risques infectieux sont incinérés conjointement à d'autres déchets et sont susceptibles de passer à travers la grille
- dans le cas de grilles ayant de larges espaces entre barreaux de grille et engendrant des quantités importantes de fines sous grille, ou, plus généralement, dans le cas de tout système pouvant engendrer des quantités relativement importantes de fines sous grille.

Données économiques

L'obtention de mâchefers ayant de faibles teneurs en carbone organique peut permettre de réduire leur coût de gestion dans le cas où leur qualité (obtenue sans la mise en œuvre de cette technique) ne répond pas aux exigences requises pour leur valorisation ou leur élimination. [74, TWGComments, 2004]

La mise en œuvre, a posteriori, de cette technique sur une installation existante peut engendrer des coûts d'investissement importants, ainsi que des coûts d'exploitation supplémentaires (coûts de manutention). [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

- Amélioration de la destruction des déchets
- Amélioration de la qualité des mâchefers

Cette technique est appliquée aux incinérateurs à grille en Flandre (Belgique) dans le but d'obtenir des résidus ayant de faibles teneurs en carbone organique et d'améliorer la qualité des mâchefers.

Exemple d'installations

Indaver GF, Beveren, Belgique.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.2.22 Protection des parois membranes du four et du premier parcours de la chaudière à l'aide de réfractaires ou d'autres matériaux

Description

[2, infomil, 2002] Le four est formé par des parois membranes (également appelées « murs d'eau »), constituées de rangées de tubes verticaux, connectés par des ailettes (bandes plates), et soudées ensemble pour former une paroi (membrane) close. Ces parois membranes constituent une partie de

la zone de vaporisation de la chaudière.

En partie basse du four, les parois membranes doivent être protégées contre la corrosion et l'abrasion dues aux gaz de combustion, qui ne sont pas encore, à ce niveau là, complètement incinérés. Pour ce faire, les parois membranes en partie basse du four sont recouvertes d'une couche de céramique réfractaire ou d'autres matériaux adaptés.

Cette protection des parois présente un autre intérêt dans le cas de l'incinération de déchets à faible pouvoir calorifique car elle réduit le transfert de chaleur vers la chaudière, et permet donc un meilleur maintien des températures.

Dans la plupart des incinérateurs modernes, l'ensemble de la chaudière (excepté l'économiseur) est constitué de parois membranes. Dans les chaudières à vapeur, ces parois membranes sont une partie du vaporisateur.

Lorsqu'il n'y a pas de parois membranes, le refroidissement est parfois réalisé par de l'air circulant derrière la couche réfractaire. L'air chaud ainsi obtenu est alors généralement utilisé pour le réchauffage de l'air primaire.

Le rôle des réfractaires est de réduire le transfert de chaleur et de protéger les tubes contre la corrosion et les températures excessives. Les réfractaires sont installés à l'intérieur du four/chaudière ; à l'extérieur du four/chaudière sont utilisés des matériaux d'isolation thermique. [74, TWGComments, 2004]

Avec des déchets à fort PCI, les températures de combustion sont normalement atteintes sans problème. Par conséquent, le but principal de la couche de céramique réfractaire sera de protéger les parois du four contre la corrosion à hautes températures et d'empêcher la diminution trop rapide des températures.

Avec des paramètres de vapeur élevées et des déchets à fort PCI, une grande partie des parois du four doit être recouverte d'une couche de céramique réfractaire. Une autre possibilité est l'utilisation d'un revêtement d'alliage spécifique anti-corrosif, tel que le Nickel/Chrome, sur les tubes de la chaudière pour les protéger de la corrosion – ce type de revêtement a un coefficient d'échange de chaleur plus important que celui de la céramique réfractaire (voir section 4.3.8).

Des techniques ont été développées pour éviter la formation de dépôts de cendres solidifiées dans le four. Par exemple :

- refroidissement des parois latérales du four – cette technique abaisse la température des cendres, entraînant leur solidification avant qu'elles n'atteignent les parois du four
- conception du four avec une charge thermique moindre (c.-à-d. four de plus grande dimension pour la même capacité thermique)

Avantages environnementaux

Une plus grande disponibilité de l'installation tend à réduire les risques d'émissions associées aux phases d'arrêt et de redémarrage.

Dans le cas de déchets à faible PCI, retenir dans le four la chaleur générée par la combustion des déchets réduira la nécessité d'avoir recours à des combustibles d'appoint.

L'inertie thermique élevée des fours ayant un revêtement réfractaire permet de réduire les fluctuations de températures qui peuvent survenir avec des déchets à PCI variable, et donc permet une incinération plus stable et une réduction des émissions issues du process de combustion.

L'utilisation de parois refroidies à l'eau et à l'air permet :

- de récupérer la chaleur

- de réduire la température des gaz (et donc la nature « collante » des cendres volantes), ce qui entraîne une amélioration de la disponibilité de la chaudière ainsi qu'une amélioration de l'efficacité du transfert de chaleur
- de réduire l'alimentation en air secondaire (lorsque l'air secondaire est utilisé pour le refroidissement des gaz), ce qui entraîne une diminution de débit de gaz de combustion, une réduction des exigences en terme de capacité du système de traitement des fumées, et parfois également une réduction de la teneur en NOx dans les gaz de combustion bruts

Des effets similaires peuvent être obtenus avec des réfractaires refroidis à l'air.

Effets croisés

Lorsque le PCI des déchets est suffisant pour assurer de bonnes températures de combustion, la mise en œuvre d'un revêtement réfractaire sur une surface trop importante peut entraîner une réduction du transfert de chaleur vers la chaudière et donc une diminution des performances de valorisation énergétique de l'installation.

Si des combustibles d'appoint doivent être utilisés car les parois à écrans d'eau extraient trop de chaleur de la chambre de combustion (entraînant donc une chute des températures en dessous de celles requises pour une combustion efficace), alors un revêtement réfractaire devrait être utilisé.

Données d'exploitation

Amélioration de la disponibilité de l'installation grâce à une diminution de la corrosion et à une réduction de la formation de bâti par les mâchefers.

Dans le cas de déchets à faible PCI, augmenter le revêtement réfractaire aide à maintenir la température de combustion.

Applicabilité

Cette technique est principalement appliquée aux incinérateurs de déchets municipaux munis de fours à grille. [64, TWGComments, 2003]

Augmenter la protection des tubes de la chaudière qui se situent près de la zone de combustion primaire en utilisant un revêtement réfractaire est surtout applicable lorsque :

- les déchets ont un PCI faible et nécessitent donc une meilleure rétention de chaleur au niveau de la zone de combustion primaire
- les déchets ont des teneurs élevées en chlore, ce qui pose des problèmes de corrosion
- se posent des problèmes de corrosion à hautes températures

Données économiques

L'amélioration de la disponibilité de l'installation entraîne une réduction des coûts d'exploitation.

Modifier, a posteriori, la configuration du four sur une installation existante peut s'avérer non réalisable en raison des coûts très élevés que cela implique.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La mise en œuvre de cette technique engendre des bénéfices opérationnels et environnementaux. En particulier : amélioration du process d'incinération, diminution de la corrosion du four, diminution de la maintenance, augmentation de la durée de vie de la chaudière.

Exemple d'installations

Largement utilisée dans des incinérateurs de déchets municipaux partout en Europe.

Bibliographie

[2, infomil, 2002, 64, TWGComments, 2003] [28, FEAD, 2002]

4.2.23 Utilisation de vitesses faibles des gaz dans le four et mise en place de parcours vides avant la section de convection de la chaudière

Description

Les fours des incinérateurs sont normalement conçus suffisamment grands pour que les vitesses des gaz soient faibles et que leur temps de séjour soit long. Cela permet aux gaz de combustion d'être complètement brûlés et empêche l'encrassement des tubes de la chaudière en :

- réduisant la teneur en cendres volantes des gaz de combustion
- permettant l'abaissement de la température des gaz avant leur entrée en contact avec les faisceaux d'échangeurs de chaleur

L'encrassement des échangeurs de chaleur peut également être réduit en incluant des parcours vides (par ex. murs d'eau sans obstacle dans le flux de gaz) entre la zone du four et les faisceaux d'échangeurs de chaleur, de façon à réduire la température des gaz, et par conséquent la nature « collante » des cendres volantes. Des températures inférieures à 650 °C en amont du surchauffeur convectif permettent de réduire l'adhésion des cendres aux tubes de la chaudière et donc évitent le phénomène de corrosion. [2, infomil, 2002, 64, TWGComments, 2003]

Avantages environnementaux

Réduction des émissions de substances organiques issues du process de combustion.

Amélioration de l'échange de chaleur dans la chaudière grâce à la réduction des dépôts sur les tubes. Cela peut permettre une amélioration de la valorisation énergétique de l'installation.

Effets croisés

Pas d'effet croisé identifié ; mais il faut néanmoins s'assurer que l'injection d'air secondaire ou que les autres mécanismes utilisés pour assurer le mélange des gaz soient adaptés aux grandes dimensions du four.

Données d'exploitation

Réduire les dépôts sur les tubes de la chaudière permet une plus grande disponibilité du process, ainsi qu'un meilleur échange de chaleur.

Applicabilité

Principalement applicable lors de la conception des installations nouvelles ou lorsque des travaux importants de reconstruction du four et de la chaudière sont entrepris sur des installations existantes.

Applicable à presque tous les types d'incinérateurs.

Données économiques

Les fours de grandes dimensions sont plus chers à construire.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Bénéfices en terme d'exploitation dus à :

- un meilleur process d'incinération
- une réduction de l'érosion
- une réduction des cendres volantes
- une réduction de la maintenance

- une augmentation de la durée de vie de la chaudière

Exemple d'installations

Couramment appliquée dans les incinérateurs de déchets municipaux en Europe.

Bibliographie

[2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.2.24 Détermination du pouvoir calorifique des déchets et utilisation de cette donnée comme paramètre de contrôle de la combustion**Description**

Les variations dans les caractéristiques des déchets sont plus marquées pour certains types de déchets (par ex. déchets municipaux non prétraités, certains déchets dangereux, etc.), ce qui signifie que pour ces déchets, les données relatives à leur masse et à leur volume sont des paramètres moins fiables de contrôle de la combustion.

Dans le cas où l'on incinère de tels déchets hétérogènes, la détermination du PCI (par ex. tel que décrit dans la section 3.5.2) peut aider à optimiser les conditions du process et à améliorer la combustion.

Voici différentes techniques de détermination du PCI :

- méthode basée sur l'analyse rétrospective des paramètres de performances du process (il ne s'agit donc pas d'une méthode prédictive)
- bilan matière basé sur les concentrations en CO_2 , O_2 et H_2O dans les gaz de combustion (il ne s'agit donc pas d'une méthode prédictive car basée sur des mesures en aval) et sur les déchets entrants (en valeur moyenne obtenues par ex. à partir du volume d'un grappin) ou sur d'autres flux thermiques de moindre ampleur
- utilisation d'équipements à micro-ondes pour évaluer le taux d'humidité des déchets au niveau de la goulotte d'alimentation
- méthode basée sur l'analyse de la couleur et des dimensions des déchets reliée aux signaux de sortie de l'installation par logique floue

Avantages environnementaux

L'amélioration du contrôle de la combustion entraîne une réduction des émissions issues du process de combustion.

Effets croisés

Aucun identifié

Données d'exploitation

La connaissance du pouvoir calorifique des déchets entrants est utile car cela permet d'optimiser l'alimentation en air ainsi que les autres paramètres importants de contrôle de la combustion.

Dans le cas de l'incinération de déchets hétérogènes, les données relatives à la masse et au volume de ces déchets peuvent être utilisées comme paramètres de contrôle supplémentaires.

Le contrôle de la qualité des déchets peut être inclus dans le contrat de livraison des déchets.

Applicabilité

Cette technique peut être utilisée en tant qu'outil de diagnostic ou (avec des méthodes en ligne) pour le contrôle du process, par ex. dans le cas des incinérateurs de déchets municipaux recevant des déchets hétérogènes.

Données économiques

Aucune donnée fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Améliorer la combustion et les performances de valorisation énergétique des incinérateurs de déchets municipaux.

Exemple d'installations

Cette technique a été utilisée en ligne sur des incinérateurs de déchets municipaux aux Pays-Bas.

Bibliographie

[23, VanKessel, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.25 Brûleurs à bas NOx pour l'incinération de déchets liquides

Les brûleurs à bas NOx permettent l'injection et la combustion de déchets liquides dans la chambre de combustion avec des températures réduites au niveau des têtes de buses, ce qui entraîne au final une diminution de la production de NOx. Des descriptions de brûleurs à bas NOx utilisés pour des combustibles « classiques » sont fournies dans le BREF relatif aux Grandes Installations de Combustion (note : ces brûleurs à bas NOx peuvent nécessiter des adaptations pour être utilisés avec des déchets).

Il y a relativement peu d'exemples où les brûleurs à bas NOx sont utilisés avec succès sur des déchets. Dans ces cas, une attention particulière doit leur être apportée afin d'assurer une bonne efficacité de combustion. La technique est uniquement applicable à des flux bien spécifiques de déchets liquides. En particulier, elle peut être applicable à certains flux de déchets dangereux liquides.

L'installation de brûleurs à bas NOx lors de la construction de l'installation aidera à réduire la production de NOx, tout en engendrant de faibles coûts d'investissement supplémentaires.

Par contre, les coûts relatifs à l'installation, a posteriori, de tels brûleurs sur une installation existante pourront être élevés.

[64, TWGComments, 2003]

4.2.26 Gazéification à lit fluidisé

Description

Cette technique implique l'utilisation d'un lit fluidisé (voir 2.3.3) dans des conditions de gazéification (voir 2.3.4).

Dans le lit fluidisé, un matériau inerte, par ex. du sable, est chauffé jusqu'à température de réaction et est fluidisé par injection de gaz, c.-à-d. en général de l'air ou de la vapeur.

Dans un lit fluidisé circulant, le matériau constitutif du lit est entraîné hors du réacteur en raison des vitesses importantes des gaz, puis collecté dans un cyclone et renvoyé dans le réacteur.

Dans un lit fluidisé dense, la vitesse des gaz est moindre, si bien que le matériau constitutif du lit reste à l'intérieur du réacteur.

Le principe opératoire de base d'un lit fluidisé circulant/dense interne est montré dans le schéma 2.25 et est décrit de façon plus détaillée dans la section 2.3.4.4.3.

Le process de gazéification peut se dérouler à hautes ou à basses températures. A basses températures, les déchets sont chauffés dans le lit fluidisé jusqu'à une température de réaction généralement comprise entre 500 et 600 °C ; à hautes températures, il s'agira de températures entre 800 et 1000 °C. Afin d'obtenir une gazéification, l'alimentation en oxygène est sous-stœchiométrique. Le gaz de synthèse produit lors de l'étape de gazéification (« syngaz ») passe ensuite généralement par une étape de combustion ; cependant, dans certaines circonstances, il peut être purifié afin d'être utilisé comme produit chimique.

Dans certains cas, le syngaz est épuré avant d'être brûlé ; dans d'autres cas non. Cela dépend de la composition des déchets et des options retenues pour la combustion ou la production. Cependant, la plupart des déchets contiennent du chlore et autres polluants, qui doivent être retirés des gaz avant leur combustion. Des systèmes d'épuration du syngaz, basés sur des laveurs et des filtres à manches, ont été conçus à cet effet.

Avantages environnementaux

Comparé à l'incinération, la gazéification présente les caractéristiques suivantes :

- dans le cas de la gazéification à basses températures, les métaux (par ex. acier, cuivre, aluminium ou laiton) contenus dans les déchets ne sont ni frittés, ni oxydés, ni fondus, et donc, une fois séparés des cendres et du matériau constitutif du lit, peuvent présenter un meilleur potentiel de recyclage
- un gaz, avec un pouvoir calorifique et un potentiel chimique, est généré. Ce gaz peut être utilisé selon plusieurs options de recyclage ou de valorisation
- le gaz peut être brûlé et l'énergie ainsi générée récupérée en vue d'une valorisation énergétique
- une combinaison de gaz dans des conditions de combustion spécifiques a été mise en œuvre pour faire fondre les cendres (vitrification), générant ainsi un matériau à faible lixiviation (voir 4.2.27)
- la dissociation des étapes de gazéification et de combustion peut permettre une amélioration du contrôle du process et entraîner un process de combustion plus stable
- l'utilisation de ratios d'air plus faibles peut permettre une diminution du débit de gaz de combustion et donc une amélioration du fonctionnement du système de traitement des fumées

Effets croisés

Par rapport aux systèmes à grille, la taille des déchets est ici limitée à 300 mm, ce qui nécessite normalement un broyage (et donc la consommation énergétique associée) et peut affecter la disponibilité de l'installation.

Les lits fluidisés génèrent moins de mâchefers que les systèmes à grille (note : les mâchefers générés possèdent des teneurs plus faibles en particules fines), mais, par contre, produisent plus de cendres volantes, ce qui nécessite une attention particulière si ces dernières ne sont pas vitrifiées.

Les goudrons et autres polluants retirés du syngaz, à toutes les étapes de son épuration, nécessitent une gestion spécifique. Les systèmes de traitement humides génèrent un effluent liquide qui, une fois traité, produit un résidu goudronneux qui doit être éliminé. Les systèmes de traitement secs génèrent également une accumulation des impuretés retirées. Dans certains cas, le résidu goudronneux, qui possède un pouvoir calorifique intéressant, est utilisé par d'autres industriels en tant que combustible dérivé de déchets (les informations concernant les critères d'acceptation et le contrôle des émissions relatifs à ces autres industriels n'ont pas été communiquées).

Données d'exploitation

Lorsque des broyeurs sont nécessaires pour prétraiter les déchets, ceux-ci peuvent rencontrer certaines difficultés (blocages, etc.). Voir commentaires de la section 4.1.5.2.

Généralement, les lits fluidisés permettent un bon mélange des déchets ainsi qu'une distribution de

températures très homogène dans le réacteur. En raison de la turbulence importante dans la zone de gazéification et de la forte charge thermique du lit, les lits fluidisés sont moins sensibles aux variations des propriétés physiques et thermiques des déchets.

Les lits fluidisés denses offrent l'avantage d'un grand volume de réaction sans parties mobiles, ce qui permet que des déchets de dimensions relativement importantes (jusqu'à 30 cm de diamètre) puissent être gazéifiés.

De plus, les commentaires suivants d'ordre opérationnel ont été faits par le BREF TWG :

- si des morceaux de métaux sont présents dans les déchets, ils peuvent s'accumuler et déséquilibrer le lit – ce qui entraîne des difficultés d'exploitation
- des difficultés peuvent être rencontrées pour trouver un marché pour le syngaz produit, limitant de ce fait les options de valorisation chimique
- le marché pour les cendres de meilleure qualité obtenues peut ne pas exister ou ne pas être plus intéressant que celui des cendres « classiques » (l'amélioration de la qualité des cendres peut résulter de l'homogénéisation des déchets lors de la phase de broyage et/ou du couplage de cette technique avec une phase de combustion à hautes températures après gazéification)

Applicabilité

La restriction principale d'utilisation de la gazéification à lit fluidisé vient du fait que les déchets doivent convenir à l'alimentation du lit fluidisé, ou, à défaut, doivent pouvoir être facilement traités de façon à devenir acceptables vis-à-vis de l'alimentation du lit fluidisé.

Les déchets qui ont alimenté de tels systèmes comprennent : les déchets municipaux prétraités (broyés), les résidus de broyage, les déchets plastiques et autres déchets industriels de taille convenable ou pouvant être broyés jusqu'à acquérir une taille convenable. Les huiles et autres déchets liquides, les farines animales, les boues et les scories sont adaptés à cette technique lorsqu'ils sont en mélange avec d'autres déchets.

En Europe, bien qu'appliquée sur certains flux bien particuliers de déchets, la technique doit encore faire ses preuves (au moment de l'écriture de ce document) à l'échelle industrielle sur de nombreuses catégories de déchets.

Données économiques

Il est rapporté que les coûts d'investissement sont plus importants que pour une incinération à grille classique : par exemple, en 2002, 20 milliards de Yens (environ 160 millions EUR) pour une installation de capacité de 120 000 t/an de déchets municipaux. Il s'agit ici du coût de construction de l'installation complète comprenant : six lignes de broyeurs de déchets, un système de fusion des cendres volantes (voir 4.2.27), un traitement des gaz, ainsi que des bureaux adjacents, une piscine et un complexe spa. Le coût exclut l'achat du terrain.

Lorsqu'ils fonctionnent avec de l'air, à la pression atmosphérique et à des températures modérées, les gazéificateurs à lit fluidisé sont plus économiques du point de vue de la construction et de l'exploitation que les autres technologies de gazéification appliquées aux déchets.

Des recettes sont attendues du fait des matériaux issus de cette technique envoyés en recyclage.

Les métaux récupérés en sortie de gazéificateur sont désinfectés et ne nécessitent donc pas de lavage (cf section 4.1.5.5 sur l'extraction des métaux avant la combustion). De plus, ils peuvent être vendus plus chers que ceux récupérés à partir des mâchefers de fours à grille car ils sont moins oxydés et moins fondus (cela est vrai uniquement lorsque le processus de gazéification se déroule à basses températures).

Le marché pour l'utilisation des cendres vitrifiées peut être plus intéressant que celui pour les mâchefers des fours à grille, du fait que les cendres vitrifiées présentent de meilleures propriétés

que les mâchefers - c'est le cas au Japon, mais ce n'est souvent pas le cas en Europe.

Les recettes électriques peuvent se trouver réduites en raison d'une consommation électrique accrue du process lorsqu'une production d'oxygène y est effectuée, c'est-à-dire lorsque la technique est couplée à un enrichissement de l'air d'alimentation en oxygène.

Des difficultés ont été rencontrées lors de l'étape de broyage, nécessaire à la préparation des déchets municipaux pour les lits fluidisés. Le fait d'avoir plusieurs lignes de broyage peut aider à réduire le risque de perte de disponibilité de l'installation (et donc de pertes financières qui s'en suivent), mais, en même temps, la mise en œuvre de tels équipements supplémentaires entraîne une augmentation significative des coûts.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Les facteurs suivants favorisent la mise en œuvre de cette technique :

- déchets déjà dans la gamme de tailles requises pour le lit fluidisé ou pouvant être traités relativement facilement pour atteindre cette gamme de tailles
- déchets à fort pouvoir calorifique
- lorsqu'il y a nécessité d'obtenir des résidus très faiblement lixiviables (de tels résidus sont produits lorsque cette technique est couplée avec une étape de vitrification des cendres – voir section 4.2.27), soit parce qu'il existe des marchés de valorisation pour de tels résidus, soit parce qu'il y a des restrictions sur les installations où ils sont éliminés.
- meilleure recyclabilité des métaux extraits en sortie de gazéifieur
- un marché favorable existe pour l'utilisation du syngaz en tant que ressource chimique

Exemple d'installations

Il y a plusieurs exemples de mise en œuvre de cette technique au Japon, appliquée à des déchets municipaux, des boues de stations d'épuration, des résidus de broyage, des déchets plastiques et des déchets industriels triés.

Il y a un exemple de mise en œuvre de cette technique en Europe (Espagne) sur des déchets plastiques commerciaux et industriels. Il y est utilisé un process de gazéification à lit fluidisé, couplé à une épuration du syngaz avant sa combustion dans un moteur à gaz afin de produire de l'électricité. Les goudrons et autres polluants sont retirés lors de l'épuration du syngaz.

Il est rapporté certains exemples en Allemagne (KWU-Schwelbrennverfahren, Thermoselect, Noell-Konversionsverfahren) d'utilisation du process de pyrolyse/gazéification ayant eu des difficultés à atteindre leur capacité nominale, ce qui a fait monter en flèche le coût de traitement des déchets. Il est également rapporté que cela avait, dans certains cas, conduit à la fermeture de l'installation. [74, TWGComments, 2004]

Un gazéifieur à lit fluidisé circulant, d'une puissance de 50-60 MW, est utilisé avec succès sur des combustibles dérivés de déchets, depuis 1998, à Lahti, en Finlande. Le gaz issu du process de gazéification fait l'objet d'une co-combustion dans une installation de combustion de houille d'une puissance de 350 MW réalisant une cogénération (électricité + chaleur) ; le gaz remplace environ 15 % du combustible fossile primaire.

Un gazéifieur à lit fluidisé dense, d'une puissance de 50 MW, est utilisé, depuis 2001, sur l'usine de fabrication de cartons de Varkaus (Finlande), sur des déchets plastiques contenant entre 10 et 15 % de feuilles d'aluminium. Une partie de ces déchets plastiques est constituée par les rejets des pulpeurs qui recyclent les fibres d'emballages usagés pour liquides. L'aluminium est récupéré à partir du gaz issu du process de gazéification en vue d'être recyclé. Le gaz est ensuite brûlé dans une chaudière à gaz produisant de la chaleur industrielle et de la vapeur.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.2.27 Combustion à hautes températures du syngaz issu d'un process de gazéification, avec fusion des cendres

Description

Cette technique est une extension de la gazéification à lit fluidisé.

Le syngaz issu du process de gazéification, ainsi que les cendres volantes riches en carbone, sont brûlés dans une chambre de fusion à flux descendant. L'air et/ou l'air enrichi en oxygène est introduit de façon à former un flux cyclonique, ce qui entraîne les cendres vers la paroi de la chambre.

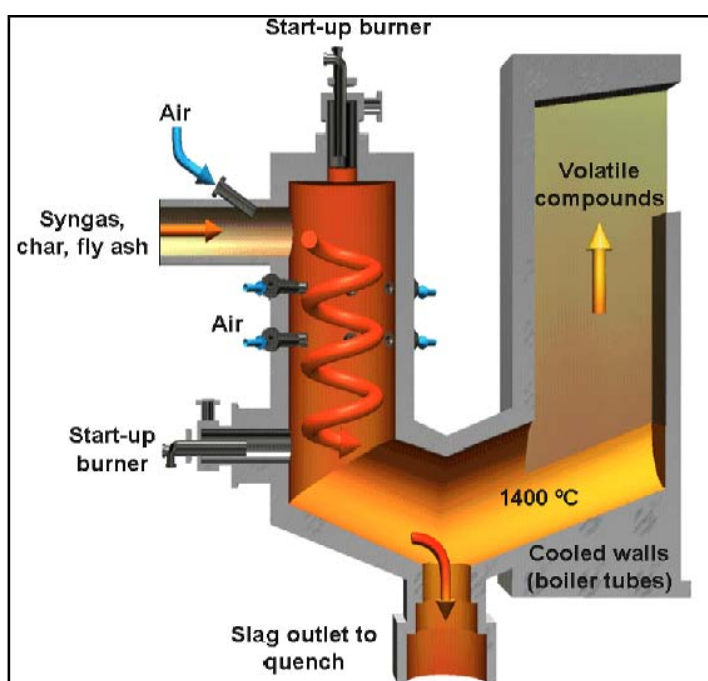


Figure 4.2: Basic components of a cyclonic high temperature syngas ash melting furnace
Source [68, Ebara, 2003]

Figure 4.2 Composants de base d'un four de fusion de syngaz à haute température
Source [68, Ebara, 2003]

Start-up burner	Brûleur de démarrage
Air	Air
Syngas, char, fly ash	Syngaz, résidus charbonneux, cendres volantes
Slag outlet to quench	Evacuation des mâchefers en fusion (envoi vers une trempe)
Cooled walls (boiler tubes)	Parois refroidies (tubes de chaudière)
Volatile compounds	Composés volatils

La température est calée sur la température de vitrification des cendres (c.-à-d. environ 1 400 °C) et est ainsi maintenue jusqu'à la zone d'évacuation des mâchefers en fusion. En raison des hauts

niveaux de températures mis en œuvre, les halogènes et les métaux volatils (plomb, zinc, etc.) sont vaporisés.

Les parois de la chambre de vitrification sont recouvertes d'un revêtement réfractaire et sont refroidies par les tubes vaporisateurs de la chaudière. De cette manière, les matériaux réfractaires sont recouverts d'une couche protectrice de vitrifiat solidifié, et la chaleur est récupérée.

Avantages environnementaux

Les bénéfices suivants sont signalés :

- aux hautes températures utilisées, destruction très efficace des composés organiques
- en vitrifiant les cendres volantes, on obtient des granulés stables et faiblement lixiviables, ayant des possibilités accrues (cf. cendres issues de l'incinération à grille) de recyclage
- les quantités de cendres volantes qui finissent dans les résidus de traitement des fumées sont réduites, et par conséquent les quantités des résidus de traitement de fumées sont eux-mêmes réduits
- la contamination des résidus de traitement des fumées par des cendres volantes peut accroître les options de traitements de ces résidus

Comparé à un process de fusion des cendres indépendant (c.-à-d. complètement séparé du process de gazéification), un process de fusion intégré sera bien meilleur du point de vue du rendement énergétique. En effet, dans ce cas, il s'agira d'une partie intégrée au process thermique primaire (process de gazéification), où les hautes températures requises pour la vitrification sont présentes pour la production de vapeur.

Effets croisés

Le process de vitrification nécessite des températures élevées et, par conséquent, une énergie suffisante pour générer ces températures. Avec des déchets à faible pouvoir calorifique, il peut être nécessaire, pour atteindre et maintenir ces températures, d'utiliser des combustibles d'appoint (par ex. gaz naturel ou fioul) et/ou d'augmenter l'alimentation en oxygène dans la chambre de combustion. L'utilisation d'un générateur d'oxygène entraîne une augmentation de la consommation électrique d'environ 0,5-1 MW, selon les besoins en oxygène.

Données d'exploitation

Les installations utilisant cette technologie sont en exploitation commerciale depuis l'année 2000 au Japon.

Le refroidissement des parois réfractaires a fait ses preuves quant à l'allongement de la durée de vie des réfractaires. Avec le niveau d'expérience actuel, deux inspections annuelles des réfractaires suffisent.

Une partie des cendres volantes est re-vaporisée et nécessite donc toujours une attention particulière.

Les gaz de combustion peuvent être fortement corrosifs ; un traitement de ces gaz est donc nécessaire pour capter ces polluants. La corrosivité des gaz peut compliquer la valorisation énergétique. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

Cette technique est applicable aux installations de gazéification produisant du syngaz, lorsqu'il est souhaité une vitrification des cendres.

Les restrictions vis-à-vis de l'applicabilité de cette technique aux différents types de déchets sont, de ce fait, les mêmes que celles des technologies de combustion auxquelles cette technique est

connectée ; c'est-à-dire lorsqu'il est utilisé un lit fluidisé, cette technique aura les mêmes restrictions que celles du lit fluidisé (nécessité d'un prétraitement des déchets, etc.).

Bien qu'appliquée au Japon, cette technique doit encore faire ses preuves à l'échelle industrielle en Europe.

Données économiques

La vitrification des cendres, même lorsqu'elle est intégrée au process de gazéification, entraîne une augmentation du coût de traitement des déchets, en raison de l'augmentation des coûts d'investissement et d'exploitation qu'elle engendre. Le bilan économique global qui en résultera dépendra fortement des économies résultant de la valorisation des cendres vitrifiées.

Les cendres vitrifiées sont utilisées comme matériau de construction et, le plus souvent, elles ne génèrent pas de meilleures recettes que celles obtenues avec des mâchefers traités mécaniquement. [39, Vrancken, 2001]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Les facteurs suivants favorisent la mise en œuvre de cette technique :

- coûts élevés du traitement/élimination des cendres volantes et des résidus de traitement des fumées
- coûts élevés du traitement/élimination des mâchefers
- nécessité d'obtenir des résidus très faiblement lixiviables afin de permettre leur valorisation

Exemple d'installations

Exemples au Japon.

Il est rapporté certains exemples en Allemagne (KWU-Schwelbrennverfahren, Thermoselect, Noell-Konversionsverfahren) d'utilisation du process de pyrolyse/gazéification ayant eu des difficultés à atteindre leur capacité nominale, ce qui a fait monter en flèche le coût réel de traitement des déchets. [74, TWGComments, 2004] Il est également rapporté que cela avait, dans certains cas, conduit à la fermeture de l'installation.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.3 Valorisation énergétique³

4.3.1 Optimisation de l'efficacité énergétique globale et de la valorisation énergétique

Description

Les installations d'incinération peuvent libérer et récupérer l'énergie contenue dans les déchets et fournir, à partir de cela, de l'électricité, de la vapeur ou de l'eau chaude. Lorsque la localisation de l'installation permet de maximiser la fourniture et l'utilisation de ces productions énergétiques, cela permet d'optimiser l'utilisation de l'énergie des déchets.

³ [NdT : une difficulté de l'anglais est qu'en général, le même mot '*recovery*' est utilisé pour dire aussi bien 'récupération' que 'valorisation'. Le mot anglais '*valorisation*', qui a une connotation plus économique qu'en français, est très rarement employé. Il ne se trouve ici (section 4.3) qu'au 4^e § du texte anglais car le BREF est un *patchwork* de contributions variées. Dans cette section 4.3, comme dans les autres d'ailleurs, nous avons traduit '*recovery*' par 'valorisation' ou 'récupération' selon le contexte.]

L'énergie en entrée d'un incinérateur provient principalement du pouvoir calorifique des déchets, mais peut également provenir des combustibles d'appoint utilisés pour soutenir le process de combustion, ainsi que de l'électricité importée.

L'installation peut utiliser elle-même une partie de l'énergie produite. La différence entre l'énergie en entrée et l'énergie en sortie (*utilisable*) constitue les pertes. Une partie de cette énergie récupérée (*utilisable*) peut être valorisée (c.-à-d. concrètement *utilisée*). En général, la totalité de l'électricité générée est valorisée, mais, en ce qui concerne la vapeur et l'eau chaude, cela dépend des besoins de l'utilisateur ; la situation la plus favorable étant lorsque les besoins des utilisateurs sont plus importants que la production de l'incinérateur, et ce, tout au long de l'année (par ex. utilisation de la vapeur par un industriel ou par un réseau important de chauffage urbain). [74, TWGComments, 2004]

Optimiser l'efficacité énergétique de l'installation consiste à optimiser le process dans sa globalité. Cela consiste donc à réduire les pertes et à limiter la consommation énergétique du process. Par conséquent, le seul fait d'augmenter la production énergétique ne garantit pas nécessairement que l'on améliore l'efficacité énergétique de l'installation, car il est nécessaire de prendre en compte, en même temps, la consommation énergétique du process et les possibilités de valorisation de l'énergie produite.

L'optimisation de l'efficacité énergétique dépend, jusqu'à un certain point, de la localisation de l'installation et des conditions d'exploitation. Voici des exemples de facteurs à prendre en compte lors de la détermination de l'efficacité énergétique optimale de l'installation :

- Localisation de l'installation. Y a-t-il un utilisateur ou un réseau de distribution pour utiliser l'énergie produite ? Ou peut-on en alimenter un ?
- Niveau de demande de l'énergie produite. En effet, il n'est guère utile de récupérer de l'énergie qui ne sera pas, par la suite, utilisée. Cette question est particulièrement importante dans le cas de la chaleur mais généralement moins dans le cas de l'électricité.
- Variabilité de la demande. Par exemple, les besoins en chaleur varieront entre l'été et l'hiver. Les installations qui fournissent la charge de base d'un utilisateur peuvent fournir plus de vapeur tout au long de l'année, et donc exporter une plus grande part de la chaleur récupérée que les installations fournissant une quantité variable de chaleur, qui devront, elles, perdre une partie de la chaleur récupérée pendant les périodes de faible demande.
- Climat. En général, la chaleur aura plus de débouchés dans les climats plus froids (cependant, l'utilisation de la chaleur pour faire fonctionner des unités de réfrigération peut également être intéressante lorsqu'il y a une demande pour du refroidissement ou de la climatisation).
- Fiabilité de l'apport en déchets et de l'alimentation électrique. Sur les installations isolées, les apports en déchets peuvent être peu fiables (à considérer en fonction des durées et des capacités de stockage), et, même, peuvent survenir des interruptions de fourniture électrique, ce qui pourra entraîner des arrêts de l'installation ou alors une plus grande dépendance pour l'auto-consommation électrique.
- Prix du marché local pour la chaleur et l'électricité produites. Un prix de rachat faible de la chaleur incitera à abandonner la production de chaleur au profit de la production d'électricité ; et inversement.
- Composition des déchets. Des concentrations importantes en substances corrosives (par ex. les chlorures) peuvent entraîner une augmentation des risques de corrosion, limitant de ce fait les paramètres de la vapeur (et donc les possibilités de production d'électricité) si la disponibilité du process doit être maintenue. La composition des déchets peut également changer selon la saison, en particulier pendant les périodes de vacances qui, dans certaines régions, s'accompagnent de changements de populations.
- Variabilité des déchets. Des fluctuations rapides et importantes de la composition des déchets peuvent entraîner des problèmes d'encrassement et de corrosion, qui limiteront la pression de la

vapeur et par conséquent la production d'électricité. Les fluctuations de la composition des déchets (qui sont liées à de nombreux facteurs) tout au long de la vie de l'installation rendent plus pertinentes les installations conçues pour une large gamme de déchets, plutôt que celles conçues pour un type bien précis.

- Les installations avec un rendement électrique élevé peuvent être intéressantes lorsque les prix de rachat de l'électricité sont importants ; cependant, pour permettre ce rendement électrique élevé, des technologies plus sophistiquées que d'ordinaire doivent en général être utilisées, ce qui peut avoir un effet néfaste sur la disponibilité de l'installation. [74, TWGComments, 2004]

[28, FEAD, 2002] L'optimisation des techniques de valorisation énergétique nécessite que l'installation d'incinération ait été conçue pour répondre aux exigences de l'utilisateur en aval. Ainsi, les installations « tout-électrique » seront conçues différemment des installations « tout-chaleur » ou des installations réalisant une co-génération.

Valorisation thermique (uniquement), sous forme d'eau chaude ou de vapeur :

L'énergie récupérée peut être fournie sous forme d'eau chaude ou de vapeur (sous diverses pressions). Les utilisateurs possibles sont :

- réseaux de chauffage urbain et réseaux de refroidissement urbain (bien moins courants)
- industriels, par exemple installations chimiques, centrales électriques, installations de désalinisation⁴.

La plupart de ces utilisateurs ont besoin de vapeur, sauf les réseaux de chauffage urbain, qui peuvent utiliser, soit de la vapeur, soit de l'eau chaude. Si aucun utilisateur de vapeur n'est connecté au réseau de chauffage urbain, la chaleur peut alors être acheminée grâce à de l'eau chaude. Avec l'eau, les canalisations auront un diamètre plus important et le pompage nécessitera plus d'énergie, mais, en contre partie, l'exploitation du réseau de chauffage urbain et les mesures de sécurité s'en trouveront facilitées.

La plupart des réseaux de chauffage urbain modernes utilise de l'eau chaude⁵. Dans ce cas, la chaudière de l'incinérateur pourra produire, soit de la vapeur, soit de l'eau chaude. Si l'incinérateur produit également de l'électricité (co-génération, voir ci-dessous), ce sera de la vapeur. Sinon, on préfère généralement l'eau chaude.

L'eau chaude sera souvent surchauffée⁶, pressurisée et mise à température plus élevée (par ex. 200 °C), de manière à faciliter le transfert de chaleur au niveau des échangeurs en augmentant la différence de températures entre la source chaude et la source froide.

Lorsque le réseau de chauffage urbain utilise de la vapeur, les paramètres de la vapeur (pression et température) en sortie de chaudière de l'incinérateur doivent être supérieurs au niveau le plus élevé demandé par le réseau de chauffage urbain. Dans le cas d'incinérateurs fournissant uniquement de la chaleur, la pression de la vapeur est généralement de 2 ou 3 bar au-dessus de la pression du

⁴ Il y a un exemple en Europe (AVR Rotterdam) de combinaison entre un incinérateur de déchets municipaux et des installations de dessalement. Ceci est intéressant car les installations de dessalement thermique ont besoin de vapeur à basse ou moyenne pression (3 bars en multflash, 20 bars en thermo-compression) et fonctionnent généralement toute l'année.

⁵ Dans certains cas comme à Bale (Suisse), il y a deux réseaux de chauffage urbain, un réseau fournissant de l'eau chaude et un autre fournissant de la vapeur.

⁶ L'eau surchauffée est de l'eau à une température supérieure à 100 °C.

réseau de chauffage urbain et la vapeur est surchauffée de 2 bar ou 30 °C⁷.

Valorisation électrique seule :

Deux facteurs contribuent à l'augmentation de la quantité d'électricité produite en sortie de GTA (Groupe Turbo-Alternateur) :

1. une forte enthalpie de la vapeur, c'est-à-dire une vapeur ayant une pression et une température élevées
2. une faible enthalpie en sortie de turbine, qui provient d'une température basse de condensation de la vapeur

Cette température de condensation de la vapeur dépend de la température de la source froide (air ou eau) et de la différence entre cette dernière et la température en sortie de turbine.

En plus de l'électricité, de l'eau chaude peut être produite en utilisant un échangeur de chaleur après la turbine. [74, TWGComments, 2004]

Co-génération (production combinée de chaleur et d'électricité) :

La co-génération permet de réduire les pertes d'énergie lorsqu'il y a une faible demande en chaleur, par exemple en été dans le cas des réseaux de chauffage urbain. L'électricité pourra être produite dans les meilleures conditions si le soutirage de vapeur est situé au bon endroit dans le cycle thermique, c'est-à-dire si la production de chaleur est réalisée à partir de vapeur basse pression, laissant ainsi la vapeur haute pression pour la production d'électricité.

Avec la co-génération, lorsqu'il y a une demande en chaleur importante, la pression en sortie de la section basse pression de la turbine est constante. La pression dépend uniquement de la température de l'eau froide renvoyée par le réseau de chauffage urbain (ou autre retour). De plus, la variation de la demande en chaleur peut être compensée par un réservoir tampon ou un refroidisseur à air. [64, TWGComments, 2003]

Lorsque la demande en chaleur est faible, la section basse pression de la turbine doit être particulièrement flexible car le débit de vapeur à l'intérieur variera en fonction de la demande en chaleur. Par exemple :

- de la valeur maximale (100 % de production d'électricité, pas de demande en chaleur) : 100 % du débit de vapeur passe par la section basse pression de la turbine
- à la valeur minimale (demande maximum en chaleur) : un débit minimum de vapeur passe par la section basse pression de la turbine (ce débit minimum est nécessaire pour la protection de la turbine) [74, TWGComments, 2004]

Dans le cas d'une co-génération, la pression et la température de la vapeur envoyée à l'utilisateur sont déterminées par l'emplacement du soutirage sur la turbine⁸. Le soutirage est situé de telle façon que la différence entre la température de saturation au niveau de ce soutirage et la température en entrée du réseau de chauffage urbain se situe aux alentours de 10 °C. Ce soutirage alimentant le réseau de chauffage urbain est habituellement régulé ; cela signifie que la pression est maintenue constante.

La priorité est généralement donnée à la fourniture de chaleur, mais elle peut aussi être donnée à la

⁷ [NdT : il faut vraisemblablement comprendre que la surchauffe correspond à la différence de température de saturation correspondant à un écart de pression de 2 bar.]

⁸ Dans le cas de turbines à contre-pression (sans section basse pression), la pression et la température de la vapeur sont celles en sortie de turbine.

fourniture d'électricité. Cela dépend souvent des contrats de vente.

Avantages environnementaux

Accroître la récupération ainsi que la fourniture/utilisation de l'énergie contenue dans les déchets permet d'éviter la production de cette énergie par d'autres installations, ce qui entraîne les avantages suivants :

- économiser les ressources naturelles
- éviter les émissions et les consommations de l'installation qui, sans cela, aurait produit cette énergie

La quantité d'énergie qu'il est possible de récupérer à partir des déchets dépend du pouvoir calorifique de ces déchets. [74, TWGComments, 2004]

[30, UBA, 2002] En général, un incinérateur de déchets municipaux peut produire entre environ 0,3 et 0,7 MWh d'électricité par tonne de déchets, en fonction de la quantité de vapeur produite ; cette quantité de vapeur dépend, elle-même, du PCI des déchets, de la taille de l'installation, des paramètres de la vapeur et d'utilisation effective de cette vapeur.

Dans le cas d'une co-génération, il peut être fourni, en plus, entre 1,25 et 1,5 MWh de chaleur par tonne de déchets (aux heures de pleine demande), en fonction du PCI des déchets ; cependant, la production d'électricité peut s'en trouver alors réduite. Les opportunités d'avoir, à proximité, des sites dépendants de la fourniture de chaleur sont très importantes dans ces cas-là. Ces opportunités dépendent :

- de la situation géographique
- des périodes d'utilisation normales de chaleur (par les réseaux de chauffage urbain). Par exemple, en Allemagne, il s'agit seulement de 1 300 -1 500 heures/an sur le total de 8 760 heures que compte une année. Par contre, au Danemark, il s'agit de 4 000-8 760 heures/an, toujours sur un total possible de 8 760 heures/an, lorsque la grande taille des réseaux de chauffage urbain permet une fourniture tout au long de l'année de la totalité de la production de chaleur.

Concernant la production de chaleur, dans des conditions favorables, l'énergie récupérée en sortie chaudière (sous forme d'eau chaude ou de vapeur) peut représenter jusqu'à environ 90 % de l'énergie totale en entrée chaudière (sans inclure les besoins en auto-consommation) dans le cas d'un incinérateur assurant la charge de base d'un utilisateur. Lorsque le rendement de conversion énergétique est élevé et qu'il y a une demande de chaleur en base (c.-à-d. lorsque des dispositions particulières sont prises pour être dans ce cas là) avec des déchets spécifiquement préparés et ayant donc un fort pouvoir calorifique (supérieur à 20 MJ/kg), il est possible de récupérer, au total, entre 4 et 5,5 MWh de chaleur par tonne de déchets incinérés [45, FEAD, 2002]. De tels rendements énergétiques ne sont pas possibles avec des déchets à moindre pouvoir calorifique, par exemple avec des déchets municipaux non traités – dont le PCI est généralement compris entre 8 et 12 MJ/kg.

Souvent, ce sont les installations en co-génération qui sont susceptibles de tirer les meilleurs bénéfices de l'énergie contenue dans les déchets ; en effet, ce mode de valorisation permet une maximisation de l'*exergie*. Cela résulte du fait que la co-génération permet d'utiliser, dans un premier temps, la vapeur haute pression pour la production d'électricité, puis, dans un second temps, d'utiliser l'énergie restant dans la vapeur (c.-à-d. la vapeur à plus basse pression) pour la fourniture de chaleur.

Dans des conditions locales particulières, lorsque la co-génération n'est pas possible, d'autres options de valorisation énergétique peuvent alors constituer la solution optimale. [64, TWGComments, 2003]

Effets croisés

La valorisation énergétique ne doit pas entraver la destruction efficace et en toute sécurité des déchets. Par exemple, des conditions de vapeur élevées (c.-à-d. température et pression élevées) peuvent compromettre la disponibilité de l'installation si toutes les précautions n'ont pas été prises. Une augmentation de l'efficacité énergétique s'accompagne d'une augmentation des coûts d'investissement et de maintenance et peut aussi conduire à une moindre disponibilité de l'installation. [74, TWGComments, 2004]

Une attention particulière doit être apportée à la conception de la chaudière dans la gamme de températures allant de 450 à 200 °C afin de s'assurer que la reformation des dioxines est minimisée (par exemple, en prévenant la rétention des poussières dans ces zones (voir section 4.3.19)).

Certains équipements et certaines techniques de traitement des fumées ont une consommation énergétique élevée. Par conséquent, supprimer certains composants du système de traitement des fumées peut permettre d'améliorer la valorisation énergétique de l'installation (car la consommation énergétique du process s'en trouvera diminuée) mais, en contre partie, cela peut aussi s'accompagner d'une augmentation non acceptable des niveaux d'émissions – un équilibre doit donc être trouvé. Voici quelques exemples de techniques ayant une consommation énergétique importante :

- filtres à manches – ils permettent de réduire les émissions de poussières (et d'autres polluants) ; le fait d'utiliser plusieurs filtres en série augmente d'autant plus la consommation énergétique.
- SCR – ce système permet de réduire les émissions de NO_x et de PCDD/F sous forme gazeuse ; lorsqu'il est placé en fin du système de traitement des fumées, il nécessite un réchauffage des gaz (et donc l'énergie correspondante à ce réchauffage).
- régénération du HCl ou du NaCl – évaporation d'effluents hors ligne
- anti-panache (réchauffage du panache) – réduit la visibilité du panache
- fusion des cendres – améliore la qualité des cendres

En Autriche, la demande en énergie d'un incinérateur (également connue sous le nom de « charge parasite ») est de l'ordre de 2 – 3 % de sa production thermique (dans le cas des fours à grille ou des fours tournants) et de l'ordre de 3 – 4 % dans le cas de fours à lit fluidisé rotatif. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Les données suivantes récapitulent les résultats d'investigations menées par le sous-groupe « Énergie » du TWG. Les données fournies montrent la fourchette et la valeur moyenne de production de chaleur et d'électricité, ainsi que la demande en énergie de l'installation (tout cela indiqué par tonne de déchets traités). Il s'agit de moyennes annuelles sur des installations du centre de l'Europe calculées sur l'année 2001 :

Paramètre		Valeurs en MWh/t de déchets municipaux traités		Nombre d'installations investiguées
		Fourchette	Moyenne	
Électricité	Produite	0,415 – 0,644	0,546	8
	Exportée	0,279 – 0,458	0,396	
Chaleur	Produite	1,376 – 2,511	1,922	15
	Exportée	0,952 – 2,339	1,786	
Demande en énergie de l'installation	Totale	0,155 – 1,116	0,575	50
	Électrique	0,062 – 0,257	0,142	

Remarques :

1. Tous les chiffres fournis sont bruts, c'est-à-dire aucun facteur de conversion ou d'équivalence n'a été utilisé
2. Les calculs ont été systématiquement réalisés selon les méthodologies utilisées par le sous-groupe « Energie » du TWG

Tableau 4.15: Données issues des investigations du sous-groupe « Energie » du TWG sur la production et la demande d'énergie d'incinérateurs de déchets municipaux européens (valeurs fournies par tonne de déchets traités)

[64, TWGComments, 2003], [29, Energysubgroup, 2002]

Applicabilité

Le niveau d'efficacité énergétique qui peut être atteint dépend grandement de la nature chimique et physique des déchets incinérés (c.-à-d. déchets municipaux, déchets dangereux, boues de stations d'épuration, etc.) ainsi que du pouvoir calorifique de ces déchets. En général, les meilleurs rendements électriques peuvent être atteints lorsque les déchets contiennent des concentrations faibles et/ou peu variables en substances accroissant le phénomène de corrosion dans la chaudière. Etant donné que les problèmes de corrosion à hautes températures s'accroissent avec l'augmentation des paramètres de vapeur, la nécessité de disposer d'une grande disponibilité de l'installation peut devenir un facteur limitant.

[29, Energysubgroup, 2002] Assez souvent, lorsque l'installation valorise l'énergie sous forme de chaleur, une partie de la chaleur fournie n'est pas réellement utilisée. Dans certains cas, les pertes (du fait du client) peuvent être très importantes car la demande en chaleur de ce dernier n'est pas toujours maximale.

Généralement, la chaleur récupérée peut être maximisée dans les situations suivantes :

- le consommateur est un industriel demandant la totalité de la chaleur récupérée
- les déchets peuvent être stockés, et incinérés plus tard, au moment où il y aura un besoin en chaleur (cela permet d'éviter de gaspiller l'énergie contenue dans les déchets)
- les besoins en chaleur du réseau de chauffage urbain sont plus importants que l'énergie fournie par l'incinérateur

Le dernier cas est plus souvent rencontré dans les villes ou dans d'autres lieux où se trouvent des réseaux de chauffage urbain de grande dimension.

Lorsqu'il n'y a pas de réseau de distribution et d'utilisation de chaleur, cela limite les possibilités d'atteindre de hauts niveaux de récupération de chaleur et, par conséquent, limite la capacité du process à exporter la totalité de l'énergie disponible dans les déchets, rendant donc difficiles à atteindre les plus hauts niveaux d'efficacité énergétique.

Le choix du site où l'installation sera construite ainsi que la zone climatique (à l'intérieur de l'Europe) où cela sera situé (par ex. les climats plus froids présentent des avantages pour l'exportation de chaleur) sont fondamentaux pour déterminer les possibilités de production énergétique et, par conséquent, pour déterminer le rendement énergétique atteignable par l'installation.

De ce fait, lorsque l'on compare, entre plusieurs installations existantes, les rendements énergétiques atteints (et atteignables), il est important de prendre en compte la localisation de ces installations.

Les opportunités d'accroître la valorisation énergétique sur des installations nouvelles peuvent donc être considérées comme étant maximales au moment du choix de l'implantation de ces installations. En effet, la décision d'implanter une installation de telle sorte qu'elle puisse être connectée à un réseau de distribution d'énergie aura, en général, une influence bien plus grande sur la valorisation énergétique de l'installation que les choix technologiques réalisés par la suite.

Diminuer la demande en énergie de l'installation peut impliquer des décisions sur le type et l'ampleur du système de traitement des fumées utilisé. Pour prendre de telles décisions, il est préférable d'opter pour une approche équilibrée, c'est-à-dire une approche qui prenne en compte,

d'une part, la volonté de réduire la demande en énergie de l'installation et, d'autre part, le niveau d'abattement nécessaire des polluants.

Données économiques

Dans le cas d'installations de petite taille, les coûts de traitement des déchets plus élevés (comparés à ceux de plus grandes installations) et l'absence d'économie d'échelle entraînent une moindre disponibilité de capitaux pour investir dans les techniques de récupération d'énergie les plus sophistiquées. Cela signifie donc que de moindres niveaux d'efficacité énergétiques peuvent être attendus dans le cas des petites installations, par exemple les incinérateurs de déchets municipaux de capacité inférieure à 100 ktonnes/an.

Les prix de rachat de l'électricité et de la chaleur produites ont une grande influence sur la rentabilité des investissements réalisés pour accroître ces productions énergétiques.

Dans certains cas, des subventions peuvent être perçues pour la revente de l'électricité produite, rendant ainsi le prix de rachat global de l'électricité particulièrement attractif.

Dans d'autres cas, une forte demande en chaleur peut entraîner de bons prix de rachat de cette chaleur.

Dans de tels cas, les recettes issues de la revente de ces énergies pourront rendre plus pertinents les coûts d'investissement permettant d'accroître ces productions énergétiques.

Dans le cas des installations « tout électricité », augmenter le rendement électrique engendrera une augmentation des recettes (du fait de la production/revente de plus d'électricité), mais, en même temps, engendrera une augmentation des coûts d'investissement et aussi, souvent, de maintenance. Par conséquent, le prix du kWh (vendu) jouera un rôle primordial dans le choix de la solution. [74, TWGComments, 2004]

Dans le cas des installations réalisant une co-génération, plus la quantité d'énergie exportée se fera sous forme de chaleur, et moins il sera pertinent d'améliorer le rendement électrique de l'installation (car les bénéfices qui pourront en être tirés seront moindres). [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Le principal facteur incitatif à l'amélioration de l'efficacité énergétique de l'installation est en fait la présence de conditions économiques favorables. Ces conditions économiques dépendent, notamment, des facteurs suivants :

- climat
- localisation de l'installation
- prix de revente de la chaleur et de l'électricité

Une augmentation des recettes issues de la revente de l'énergie récupérée par l'installation permet, en particulier :

- d'améliorer le rendement électrique, de façon à ce que ce dernier soit compris entre 20 et 30 % (par ex. 0,6 - 0,9 MWh/tonne dans le cas de déchets municipaux non traités ayant un PCI de 2,9 MWh/t). Les plus hauts niveaux de rendement électrique peuvent être atteints :
 - en prétraitant les déchets (néanmoins, il faut noter que l'étape de prétraitement nécessite souvent de l'énergie ; cela peut représenter la totalité, voire plus encore, de l'énergie gagnée par l'amélioration du rendement électrique), y compris la production de RDF pour l'incinération à lit fluidisé
 - en augmentant les paramètres de la vapeur au-delà de 40 bar - 400 °C
- de réaliser des investissements au niveau des réseaux de distribution de chaleur ou de vapeur, de façon à accroître les possibilités d'utilisation de l'énergie récupérée et de permettre ainsi un rendement thermique de l'ordre de 80 - 90 % (par ex. > 2,3 MWh/tonne dans le cas de déchets

municipaux non traités ayant un PCI de 2,9 MWh/t) lorsqu'il y a une demande en chaleur tout au long de l'année

- de réaliser des investissements dans des techniques permettant de récupérer la chaleur provenant des sources de chaleur basses températures, ce qui, autrement, ne serait pas rentable économiquement (par ex. utilisation de laveurs-condenseurs et de pompes à chaleur (voir sections suivantes)).

Lorsque l'on veut optimiser la valorisation énergétique, réduire les risques techniques et réduire les coûts, la valorisation sous forme de chaleur est préférable (lorsque cela est possible). Cependant, cela dépend toujours des conditions locales, et également, de façon importante, des prix de revente de l'électricité et de la chaleur.

Si une part (substantielle) de la chaleur produite ne peut être utilisée, alors la co-génération peut s'avérer être la meilleure solution.

Si on ne peut vendre de chaleur, alors la meilleure solution sera généralement d'utiliser l'énergie récupérée pour produire de l'électricité.

Chaleur :

La demande en chaleur de clients est le principal facteur incitatif. Par conséquent, la localisation de l'installation est d'une grande importance.

Un facteur important à prendre en compte est la durée du contrat de vente de chaleur. Souvent, les clients industriels ne peuvent pas s'engager sur plus d'un an ou deux. Or, cela ne convient pas bien au cas des incinérateurs, car :

- les projets d'incinérateurs, en eux-mêmes, peuvent s'étaler sur plusieurs années avant le démarrage concret de l'installation
- le financement et le fonctionnement des incinérateurs se font généralement sur de longues périodes (15-25 ans)

La situation la plus favorable est lorsque la totalité de la chaleur récupérée peut être vendue et, donc, utilisée. Cela peut se produire par exemple dans les situations suivantes :

- la chaleur est vendue à un industriel
- la chaleur est vendue à un réseau de chauffage urbain situé dans un climat froid
- la chaleur est vendue à un gros réseau de chauffage urbain dont la « charge de base » est plus importante que la production de l'incinérateur⁹

Lorsque la totalité de la chaleur récupérée ne peut pas être vendue, il peut alors être intéressant d'essayer de produire de l'électricité avec l'énergie restante. La décision dépendra de la quantité d'énergie restante, ainsi que des coûts d'investissement et des recettes issues de la vente d'électricité.

Co-génération :

En général, la co-génération constitue une bonne solution pour accroître la production énergétique de l'installation lorsqu'une partie seulement de la chaleur peut être vendue. En particulier, la co-génération donne de bons résultats si le niveau de température nécessaire pour la fourniture de chaleur est faible.

⁹ Certaines installations qui disent exporter 100 % de la chaleur qu'elles récupèrent fournissent en fait cette chaleur sous forme de vapeur à une autre entreprise qui, elle, la transforme en électricité, par ex. Bruxelles (Belgique), Metz (France), Vancouver (Canada). Parmi les 8 incinérateurs allemands qui vendent uniquement de la chaleur, tous ceux qui vendent une grande quantité de chaleur par tonne de déchets fournissent leur chaleur directement à une centrale électrique et, généralement, exclusivement sous forme de vapeur de process.

Électricité :

S'il n'y a pas de client pour la chaleur, la seule option est alors de produire de l'électricité.

Il est possible d'accroître la production électrique en augmentant les paramètres de la vapeur (voir section 4.3.8).

Le choix des paramètres de la vapeur (élevés ou faibles) est généralement fait sur la base d'éléments économiques. Cependant, les risques techniques sont également à prendre en compte dans ce choix car, lorsque l'on augmente les paramètres de la vapeur (par ex., au-delà de 40 bar – 400 °C dans le cas de l'incinération de déchets municipaux en mélange), ces risques augmentent par la même occasion ; et, si la conduite et la maintenance de l'installation ne sont pas bien réalisées, des pertes de disponibilité de l'incinérateur sont à prévoir.

Exemple d'installations

Incinérateurs de déchets municipaux :

- Renova, Gothenburg et Dyvamuren (Umea), Suède – hauts niveaux d'intégration énergétique interne en vue de maximiser la fourniture de chaleur aux réseaux locaux
- Odense, Danemark – utilisation de revêtements spéciaux dans la chaudière de façon à permettre des paramètres de vapeur élevés et donc une production importante d'électricité
- Indaver, Beveren, Belgique – fourniture de vapeur de process directement à des industries voisines

Exemples d'incinérateurs de déchets municipaux produisant de l'eau chaude pour des réseaux de chauffage urbain :

- Rungis (sud de Paris, France)
- Villejust (sud de Paris, France)
- Caen (France)
- Thiverval-Grignon (ouest de Paris, France)
- Nantes Est (France)

Exemples d'incinérateurs de déchets municipaux fournissant de la vapeur à des réseaux de chauffage urbain :

Cas de trois incinérateurs en France alimentant en vapeur un réseau de chauffage urbain et couvrant ainsi les besoins en chauffage de plus de 200 000 logements parisiens :

- Issy-les-Moulineaux (sud-ouest de Paris, France)
- Ivry (sud-est de Paris, France)
- St Ouen (nord-ouest de Paris, France)

Exemples d'incinérateurs fournissant de la vapeur à des industriels :

- Nantes (France)
- Rambervilliers (France)

Exemples d'incinérateurs « tout électricité » :

- Mataro (Espagne)
- Chineham (Royaume-Uni)

Exemple d'incinérateurs de déchets municipaux fournissant de la vapeur à des installations de production d'électricité :

- Bruxelles (Belgique)
- AZN Moerdijk (Pays-Bas)
- Plusieurs exemples en Allemagne
- Vancouver (Canada)

[74, TWGComments, 2004]

Exemples d'incinérateurs de déchets dangereux :

- Ekokem (Finlande) – production d'électricité et fourniture de chaleur
- Indaver, Anvers, (Belgique) – utilisation sur site de la vapeur pour d'autres process
- HIM, Biebesheim (Allemagne) – utilisation sur site de la vapeur pour l'évaporation des huiles usagées et des eaux usées
- industrie chimique allemande (19 installations, capacité > 500.000 t/an) avec utilisation sur site de la vapeur pour d'autres process, électricité (4 installations) et chauffage urbain supplémentaire

Bibliographie

[29, Energysubgroup, 2002], [28, FEAD, 2002], [30, UBA, 2002], [5, RVF, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.2 Réduction des pertes d'énergie : pertes sur fumées

Description

[28, FEAD, 2002]

Les pertes sur fumées correspondent à la chaleur qui quitte l'installation (la chaleur de référence est généralement celle au niveau de la chaudière) avec les fumées. Ces pertes dépendent de la quantité de fumées ainsi que de leur température (enthalpie).

Voici quelques possibilités pour réduire ces pertes :

- réduire le flux de fumées ; pour cela, plusieurs options sont possibles :
 - réduire l'excès d'air, par ex. optimiser la distribution d'air primaire et/ou secondaire
 - réaliser une recirculation des gaz de combustion, c'est-à-dire remplacer une partie de l'air secondaire par des gaz de combustion
 - enrichir l'air de combustion en O₂, c'est-à-dire augmenter la proportion de O₂ et réduire celle de N₂ par injection de O₂ (cela est mis en œuvre uniquement dans des cas très particuliers – voir section 4.2.13)
- réduire la température des gaz de combustion, par exemple en utilisant des laveurs-condenseurs ou en diminuant la température en sortie chaudière – voir les techniques décrites plus loin dans cette section
- choisir, autant que faire se peut, des composants du système de traitement des fumées nécessitant des températures des gaz de plus en plus faibles en allant de la chaudière à la cheminée [NdT : de façon à éviter de devoir réchauffer les gaz] [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

La mise en œuvre de techniques pour réduire les pertes sur fumées permet de récupérer, et donc de valoriser, davantage d'énergie.

Effets croisés

Réduire le flux de gaz en réduisant l'excès d'air et/ou en mettant en œuvre une recirculation des gaz de combustion peut accroître les risques de corrosion et donc peut nécessiter la mise en œuvre de mesures spécifiques. Si l'excès d'air est trop réduit, cela peut compromettre la bonne combustion des gaz et peut donc entraîner une augmentation de la concentration de ces gaz en produits de combustion incomplète.

L'injection d'oxygène peut accroître les températures de combustion. S'il n'y est pas apporté une attention particulière, cela peut entraîner des problèmes d'encrassement ainsi qu'un risque de

destruction des matériaux réfractaires et des matériaux ferreux. [74, TWGComments, 2004]

La consommation d'énergie nécessaire à la génération de l'oxygène est plus importante (en valeur absolue) que la réduction des pertes d'énergie qu'il est possible d'en retirer, ce qui rend cette technique non viable si le seul bénéfice recherché est l'amélioration du bilan énergétique – néanmoins, si d'autres bénéfices engendrés par cette technique (par ex. l'amélioration de la combustion) sont également recherchés, cela peut apporter une justification à sa mise en œuvre. [64, TWGComments, 2003]

Diminuer les températures des gaz en sortie chaudière en dessous des températures nécessaires au fonctionnement des dispositifs de traitement des fumées en aval nécessitera un réchauffage des gaz (et donc la consommation d'énergie associée), et entraînera une augmentation des risques de corrosion dans les économiseurs. Ce point concerne tout particulièrement les filtres à manches et les systèmes SCR.

De faibles températures de fumées en sortie de cheminée peuvent entraîner :

- des panaches fortement visibles (moins problématique si des laveurs-condenseurs sont utilisés car ils réduisent la teneur en eau des fumées)
- une diminution de la « force ascensionnelle » du panache, et, par conséquent, une diminution de sa dispersion
- un phénomène de corrosion dans la cheminée (un revêtement en fibre de verre, ou similaire, est alors nécessaire)

Données d'exploitation

Dans le cas d'un incinérateur de déchets municipaux, les pertes sur fumées représentent généralement entre 13 et 16 % de l'énergie en entrée apportée par les déchets.

Applicabilité

L'optimisation de la température en sortie chaudière peut être appliquée à toutes les installations. La détermination du bon niveau de réduction de cette température devra prendre en compte les exigences de températures des dispositifs de traitement des fumées en aval, ainsi que le point de rosée acide des gaz de combustion.

Les installations nouvelles sont les plus susceptibles de mettre en œuvre des techniques permettant de réduire les pertes sur fumées. Les installations qui ont un client pour la fourniture de chaleur à relativement basses températures (plus courant dans les climats froids) sont les mieux placées pour valoriser la chaleur supplémentaire récupérée des gaz de combustion (c.-à-d. la chaleur qui, si elle n'est pas récupérée, constitue les pertes sur fumées). Lorsqu'il n'y a pas de client pour cette chaleur basses températures, et lorsqu'il n'est pas non plus possible de l'utiliser sur le site, il est préférable, tout simplement, de ne pas l'extraire des gaz de combustion, ce qui permettra d'améliorer la dispersion du panache, etc.

Toute modification de la température des gaz en sortie chaudière doit prendre en compte les exigences de températures des dispositifs de traitement des fumées en aval. En effet, le fait de, dans un premier temps, récupérer la chaleur des gaz pour, dans un second temps, la réintroduire a de grandes chances d'être contreproductif du point de vue du bilan énergétique (en raison des pertes d'énergies supplémentaires engendrées par le process d'échange thermique).

Données économiques

Information non fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Réduction globale de la consommation énergétique du process d'incinération et amélioration de la valorisation énergétique de l'installation. [74, TWGComments, 2004]

Exemple d'installations

De nombreuses installations en Europe, par exemple Brescia en Italie.

Bibliographie

[28, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.3 Amélioration de la combustion des déchets

Description

Une bonne combustion permet une meilleure extraction de l'énergie contenue dans les déchets. De ce fait, les techniques qui assurent une combustion efficace, et donc de faibles teneurs en COT dans les résidus, peuvent contribuer, jusqu'à un certain point, à l'amélioration de l'efficacité énergétique de l'installation. En particulier, les techniques de combustion qui assurent une bonne agitation des déchets et qui maintiennent ces déchets dans la zone de combustion (de façon à permettre au carbone imbrûlé contenu dans les mâchefers de passer en phase gazeuse et d'être brûlé) sont bien adaptées.

Les techniques permettant d'améliorer la combustion des déchets sont décrites en section 4.2.17.

Avantages environnementaux

Extraction de l'énergie contenue dans les déchets en vue d'une valorisation.

Amélioration de la qualité des résidus par diminution de leur teneur en imbrûlés. Voir section 4.2.17 pour plus d'informations.

L'énergie supplémentaire qu'il est possible de récupérer diminue au fur et à mesure de la combustion d'un déchet. En effet, la quantité d'énergie restante dans un déchet qui a été convenablement brûlé est faible. Par conséquent, le bénéfice principal qui est à attendre de l'amélioration de la combustion ne sera pas tant un bénéfice en terme de valorisation énergétique, mais plutôt en terme d'amélioration de la qualité des résidus.

4.3.4 Réduction de l'excès d'air

Pour plus d'informations, voir les commentaires de la section 4.3.2.

4.3.5 Autres mesures de réduction des pertes d'énergie

Description

En complément d'autres techniques décrites dans ce document (voir sections 4.3.2, 4.3.3, 4.3.4, 4.3.12), les techniques suivantes peuvent être utilisées :

Pertes d'énergie	Techniques pour réduire les pertes d'énergie	Commentaires
Pertes de chaleur par radiation et convection – principalement au niveau du four et de la chaudière	<ul style="list-style-type: none"> • calorifugeage • construire l'installation à l'intérieur d'un bâtiment (« indoor ») 	Pour un incinérateur de déchets municipaux, ces pertes peuvent être limitées à environ 1 % de l'énergie en entrée
Pertes par résidus solides (mâchefers et cendres volantes)	<ul style="list-style-type: none"> • faible teneur en imbrûlés dans les mâchefers • récupérer la chaleur libérée au moment du refroidissement des résidus 	Pour un incinérateur de déchets municipaux, ces pertes sont de l'ordre de 0,5-1,0 % de l'énergie en entrée - la plupart proviennent des mâchefers
Purge de la chaudière et effluents	Récupérer l'énergie contenue dans les effluents de purge et l'utiliser pour le chauffage des bâtiments de l'installation	Circuit fermé pour refroidissement
Encrassement de la chaudière, ce qui réduit le rendement de transfert thermique	<ul style="list-style-type: none"> • conception de la chaudière permettant de réduire le taux d'encrassement • nettoyage efficace de la chaudière – voir section 4.3.12 	
Pertes lors des phases d'arrêt et de redémarrage de l'installation	<p>Limiter les phases d'arrêt et redémarrage. Pour ce faire :</p> <ul style="list-style-type: none"> • conception de l'installation permettant de limiter ces phases d'arrêt et redémarrage • mise en place de procédures de fonctionnement de l'installation en continu et de maintenance 	Exemple: une conception permettant de réduire l'encrassement de la chaudière pourra entraîner une réduction de la fréquence des arrêts et redémarrages et donc améliorer la disponibilité de l'installation
Changements rapides des caractéristiques des déchets ou de la demande en chaleur	<ul style="list-style-type: none"> • homogénéisation des déchets et assurance/contrôle de la qualité des déchets • stockage de chaleur en réservoir tampon 	Les techniques qui augmentent la stabilité des entrées [NdT : flux de déchets] et des sorties [NdT : production énergétique] aident à optimiser l'installation vis-à-vis des conditions locales
Pannes/indisponibilités de l'installation	Mise en œuvre de procédures de maintenance, de façon à éviter les pannes	Certaines pannes peuvent entraîner un arrêt partiel des équipements de valorisation énergétique (par ex. le groupe turbo-alternateur). D'autres peuvent nécessiter de rediriger les déchets vers une autre installation de traitement (s'il n'est pas possible de les stocker sur le site en attendant).
Diminutions/variations de la demande extérieure en énergie	<ul style="list-style-type: none"> • des contrats sûrs passés avec le client permettent de maximiser la fourniture d'énergie récupérée • stockage de chaleur en réservoir tampon 	La capacité de l'installation à vendre son énergie récupérée dépend principalement de la demande extérieure en énergie. Généralement, cette problématique concerne davantage la fourniture de chaleur que la fourniture d'électricité.
Pertes au niveau des appareils et des instruments de mesures	Utilisation de systèmes de mesures avec faibles pertes de charge, tout en donnant des résultats précis	Les nouveaux instruments de mesures permettent, par exemple, la mesure de vapeur avec une grande précision et avec quasiment aucune perte

Tableau 4.16 : Techniques de réduction de diverses pertes d'énergie rencontrées sur des incinérateurs
Source adaptée de

[28, FEAD, 2002], [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

L'énergie récupérée en plus [NdT : du fait de la réduction des pertes] est disponible pour valorisation.

Effets croisés

Information non fournie

Données d'exploitation

Les fours, les chaudières et également certaines canalisations sont généralement recouvertes de laine de roche, ou d'autres matériaux d'isolation, de façon à limiter les pertes de chaleur et à réduire les températures externes de ces équipements en vue de garantir la sécurité des opérateurs. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

Les techniques décrites dans cette section peuvent aider à réduire les pertes d'énergie sur tout type d'installations.

Cependant, en fonction des spécificités locales de chaque installation, certaines techniques seront non applicables ou non pertinentes. Par exemple, la récupération de la chaleur issue du refroidissement des résidus, de la purge de la chaudière ou d'un réservoir « tampon » d'emmagasiner de la chaleur sera intéressante uniquement si cette chaleur (ayant de faibles caractéristiques) peut être vendue tout au long de l'année. [74, TWGComments, 2004]

Données économiques

Information non fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Information non fournie

Exemple d'installations

Information non fournie

Bibliographie

[28, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.6 Réduction de la consommation énergétique du process

Description

Le fonctionnement d'une installation d'incinération nécessite de l'énergie. Cette énergie peut être récupérée sur les déchets. La quantité d'énergie nécessaire au fonctionnement de l'incinérateur dépendra du type de déchets incinérés ainsi que de la conception de l'installation.

La réduction de la demande d'énergie de l'installation doit être mise en balance avec le besoin d'assurer une incinération efficace, un bon traitement des déchets ainsi qu'un contrôle des émissions (en particulier des émissions atmosphériques).

Les principales sources de consommation énergétique du process d'incinération :

- ventilateurs de tirage et de soufflage (dont le but est de palier les pertes de charge et d'assurer l'alimentation en air de combustion)
- équipements de manutention/chargement des déchets (par ex. pompes, ponts à grappins,

transporteurs à vis)

- aérocondenseurs
- prétraitement des déchets (broyeurs, etc.)
- réchauffage des gaz de combustion pour certains équipements de traitement des fumées (par ex. filtres à manches, systèmes SCR)
- réchauffage des fumées afin de réduire la visibilité du panache (anti-panache)
- utilisation de combustibles d'appoint pour le soutien de la combustion et pour les phases d'arrêt/redémarrage (le plus souvent utilisé dans le cas de déchets à faible PCI)
- systèmes de traitement des fumées humides (ces derniers refroidissent davantage les fumées que les systèmes semi-humides ou secs)
- consommation électrique d'autres équipements du process d'incinération

Dans de nombreux cas, en particulier lorsqu'un changement radical de technologie du système de traitement des fumées est requis, il faut avoir à l'esprit que plus les VLE (Valeurs Limites d'Emissions) sont faibles, plus la consommation énergétique du système de traitement des fumées sera grande. Il est donc important, lorsque l'on cherche à réduire les niveaux d'émissions de l'installation, de prendre en compte le fait que cela puisse s'accompagner d'une augmentation de la consommation énergétique.

Les techniques et mesures suivantes peuvent permettre de réduire la demande d'énergie du process :

- éviter d'utiliser des équipements qui ne sont pas nécessaires
- utiliser une approche intégrée pour optimiser le bilan énergétique d'ensemble de l'installation (plutôt que de chercher à optimiser chacun des équipements du process) [74, TWGComments, 2004]
- au niveau du système de traitement des fumées, placer les équipements nécessitant des températures élevées des gaz en amont de ceux nécessitant de moindres températures ou provoquant des chutes de températures des gaz importantes
- utiliser des échangeurs de chaleur pour réduire la consommation d'énergie extérieure, par exemple pour les systèmes SCR
- utiliser l'énergie récupérée par l'incinérateur qui, autrement, n'aurait pas été utilisée ou vendue, de façon à limiter la consommation d'énergie extérieure
- utiliser des équipements à contrôle de fréquence de rotation pour les appareils pouvant fonctionner à vitesses variables tels que des ventilateurs et des pompes, lorsque ils sont effectivement régulièrement utilisés à charge réduite. Ceci diminuera considérablement la consommation énergétique moyenne de ces équipements, car les variations seront réalisées en faisant varier la vitesse, et non pas au moyen de vannes.

Avantages environnementaux

Réduire la consommation énergétique du process permet de réduire la consommation d'énergie extérieure ou d'exporter une plus grande quantité d'énergie récupérée par l'installation. L'énergie récupérée en plus [NdT : du fait de la réduction des pertes] est disponible pour valorisation.

Effets croisés

Réduire la consommation énergétique de l'installation en apportant des modifications sur la conception et la conduite du système de traitement des fumées peut entraîner une augmentation des émissions atmosphériques.

Données d'exploitation

[28, FEAD, 2002]

Pour un incinérateur de déchets municipaux, la consommation électrique est généralement comprise entre 60 et 190 kWh/t de déchets, selon le PCI.

Il est rapporté une valeur moyenne d'autoconsommation électrique de 75 kWh/t de déchets pour : un incinérateur de déchets municipaux traitant des déchets avec un PCI de 9 200 kJ/kg ; produisant uniquement de l'électricité (pas de chaleur) ; respectant les VLE de la directive 2000/76/CE avec un système de traitement des fumées semi-humide et une dé-NO_x SNCR ; et pas d'anti-panache.

Dans un incinérateur de déchets municipaux tel que celui décrit ci-dessus, sans prétraitement, ni réchauffage des gaz de combustion, ni anti-panache, les principales sources de consommation électrique sont approximativement :

- ventilateur de tirage : 30 %
- ventilateur de soufflage : 20 %
- pompes d'alimentation en déchets et autres pompes à eau : 20 %
- aérocondenseurs : 10 %
- autres : 20 %

[74, TWGComments, 2004]

Les incinérateurs de grande capacité bénéficient d'une économie d'échelle, ce qui se traduit par une moindre consommation énergétique par unité de déchets traités que dans le cas des incinérateurs de petite capacité. Cela est montré dans le tableau 4.17 ci-dessous :

Capacité de l'incinérateur de déchets municipaux (t/an)	Consommation énergétique du process (kWh/t de déchets traités)
moins de 150 000	300 – 700
150 000 – 250 000	150 – 500
plus de 250 000	60 – 200

Tableau 4.17 : Lien entre capacité de l'installation et consommation énergétique du process pour des incinérateurs de déchets municipaux allemands

[31, Energysub-group, 2003]

NB : En réalité, l'ampleur des économies d'échelle peut être moins importante que celle montrée dans l'exemple ci-dessus. En effet, les valeurs élevées de consommation énergétique présentées dans le tableau peuvent s'expliquer par le fait qu'en Allemagne, les systèmes de traitement des fumées ont souvent été modernisés et rendus particulièrement complexes, de façon à garantir des niveaux d'émissions parfois inférieurs aux VLE de la directive 2000/76/CE. [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

La plupart de l'énergie supplémentaire consommée provient de l'installation d'équipements additionnels de traitement des fumées qui, eux-mêmes, consomment de l'énergie.

Réduire la consommation énergétique du process en supprimant ces équipements supplémentaires s'avèrera particulièrement difficile s'il existe des facteurs incitatifs locaux d'ordre environnementaux qui justifient de réduire davantage les émissions.

Les possibilités d'optimisation de la consommation énergétique sont plus grandes dans le cas des installations nouvelles – en effet, dans ce cas, il sera possible d'examiner plusieurs conceptions possibles de l'installation et d'en choisir une permettant le meilleur compromis entre les objectifs de réduction des émissions et de réduction de la consommation énergétique.

Dans le cas des installations existantes, les possibilités d'optimisation sont plus limitées, en raison des coûts (et des risques techniques supplémentaires) induits par une re-conception complète de l'installation.

Les installations sur lesquelles des travaux de modernisation ont été menés afin d'atteindre des

valeurs limites d'émissions particulières se sont vues installer, en fin du système de traitement des fumées, des équipements de traitement complémentaires et, par conséquent, leur consommation énergétique a augmenté.

Données économiques

La réduction de la consommation d'énergie extérieure permet de réaliser des économies sur les coûts d'exploitation.

Lorsque l'énergie récupérée en plus (du fait de la réduction de la consommation énergétique) peut être exportée, cela engendre des recettes supplémentaires.

Dans le cas des installations existantes, les coûts d'investissement liés à une re-conception de l'installation peuvent, dans certains cas, être bien plus importants que les bénéfices potentiels qui peuvent en être retirés.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Recettes supplémentaires issues :

- de la vente de l'énergie récupérée en plus, ou
- de la réduction des coûts d'exploitation due à une moindre demande en énergie extérieure

Exemple d'installations

Information non fournie

Bibliographie

[28, FEAD, 2002], [31, Energysub-group, 2003], [64, TWGComments, 2003]

4.3.7 Choix de la turbine

Description

Les principaux types de turbines couramment utilisés sur des incinérateurs sont :

- turbines à contre-pression
- turbines à condensation
- turbines à condensation avec soutirage
- turbines à condensation à double corps

Les turbines à contre-pression sont utilisées lorsqu'une quantité importante et, si possible, constante de chaleur peut être fournie à des utilisateurs. Le niveau de contre-pression dépend du niveau de température requis pour la chaleur vendue. La pression à l'échappement d'une turbine à contre-pression est supérieure à la pression atmosphérique (par ex. 4 bar abs.) [74, TWGComments, 2004]

Les turbines à condensation sont utilisées lorsqu'il y a peu ou pas du tout de possibilités de fourniture de chaleur à un client et que l'énergie récupérée doit donc être transformée en électricité. Le rendement électrique dépend du système de refroidissement utilisé (voir aussi la section 4.3.9). La pression à l'échappement d'une turbine à condensation est sous vide (par ex. 0,2 bar abs.) et la partie à basse pression est beaucoup plus grosse. [74, TWGComments, 2004]

Les turbines à condensation avec soutirage sont des turbines à condensation équipées d'un soutirage important de vapeur à pression intermédiaire. Sur une turbine à condensation, il y a presque toujours un ou plusieurs soutirages de vapeur pour les besoins de vapeur du process. Les turbines à condensation avec soutirage sont utilisées lorsqu'une quantité importante et variable de chaleur ou de vapeur peut être fournie à des utilisateurs. La quantité nécessaire de vapeur (basse pression) est soutirée de la turbine et la vapeur restante est condensée.

Les turbines à condensation à double corps réchauffent la vapeur entre les deux corps en utilisant une partie de la vapeur entrante pour surchauffer la vapeur du second étage et ainsi atteindre une plus grande production d'énergie à des températures de condensation faibles, sans pour autant endommager la turbine. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Le choix de la turbine a une influence sur la production d'électricité et sur la production d'énergie en général.

Le soutirage de vapeur permet d'optimiser la valorisation énergétique de l'installation.

Le fait d'éviter le recours à des combustibles fossiles (du fait de la moindre demande en énergie extérieure) permet de réduire les émissions correspondantes en substances polluantes et en gaz à effet de serre.

Effets croisés

Des températures de condensation faibles en sortie de turbine peuvent causer des problèmes de corrosion en raison du fort taux d'humidité de la vapeur. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Les turbines qui équipent les incinérateurs de déchets municipaux ne sont, en général, pas très grandes ; elles sont typiquement d'une puissance de 10 MW (mais cela peut aller de 1 à 60 MW).

Le nombre de soutirages est généralement limité à 3 ou 4 (en comparaison, les turbines des centrales électriques peuvent en avoir beaucoup plus).

La section basse pression de la turbine nécessite toujours un débit minimum de vapeur de manière à refroidir les pales, éviter les vibrations et prévenir la condensation.

Si, dans certaines conditions de fonctionnement, le débit de vapeur restante est trop faible, alors, à la place d'un turbo-alternateur avec une section haute pression et une section basse pression, il est aussi possible d'avoir deux turbines (l'une haute pression, l'autre basse pression). Le choix sera fait en fonction des conditions locales ; de plus, la solution optimale pourra varier avec le temps. [74, TWGComments, 2004]

Afin d'améliorer la production électrique des turbines à condensation, la vapeur nécessaire au process d'incinération (par exemple pour le dégazeur, le réchauffage de l'air ou le ramonage vapeur) est normalement prélevée au niveau de la turbine après sa détente dans la section haute pression. Cela est réalisé par un/des « soutirage(s) » (également appelés « extractions » ou « prises »). Ces soutirages sont dits 'non réglés' car la pression dépend de la charge de la turbine, c.-à-d. du débit vapeur qui passe dans la turbine (par ex. la pression de la vapeur soutirée pourra être divisée par deux à un soutirage si le débit vapeur dans la turbine est réduit de 50 %). Le/les soutirage(s) sont situés de telle manière que la/les pression(s) soient suffisamment élevées pour les besoins du process, et ce quelle que soit la charge de la turbine.

Applicabilité

Le choix de la turbine doit être fait en même temps que le choix des autres caractéristiques du cycle vapeur ; il dépendra plus de facteurs externes que du process d'incinération en lui-même. [64, TWGComments, 2003]

Données économiques

Information non fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Information non fournie

Exemple d'installations

1. RMVA Cologne, Allemagne

Cette installation est équipée d'une turbine à condensation avec soutirage de vapeur. Plusieurs utilisations ont été trouvées pour la vapeur soutirée, ce qui permet d'optimiser son utilisation. La vapeur en entrée turbine a une température de 400 °C et une pression de 40 bar. Le premier soutirage de vapeur est réalisé à environ 300 °C et 16 bar en vue d'une utilisation en local ainsi qu'à des distances plus importantes. Le second soutirage est, pour sa part, réalisé à environ 200 °C et 4,8 bar en vue d'une utilisation, cette fois, strictement locale. Ces deux soutirages permettent d'exploiter au mieux les possibilités d'utilisation de la vapeur.

La vapeur utilisée localement sert pour le préchauffage de l'air et de l'eau des systèmes et des bâtiments situés à proximité (particulièrement en tant que chaleur de process pour la production de vapeur), ainsi que pour la dépollution de gaz d'échappement.

La vapeur utilisée non localement (c.-à-d. exportée sur des distances plus importantes) sert principalement au soutien des process de production, mais est aussi utilisée comme source de chauffage. [64, TWGComments, 2003]

2. Incinérateur de Rennes – Modernisation

Initialement, 2 lignes de 5 t/h chacune produisant de la vapeur à 26 bar abs. et 228 °C (vapeur saturée) pour le réseau de chauffage urbain.

En 1995, une troisième ligne (8 t/h) a été ajoutée produisant de la vapeur à la même pression mais à une température de 380 °C (c.-à-d. 150 °C de surchauffe).

Un groupe turbo-alternateur, d'une puissance de 9,5 MVA, reçoit l'ensemble de la vapeur des 3 lignes avec surchauffe intermédiaire. Cependant, il peut fonctionner avec n'importe laquelle des 3 lignes à l'arrêt. Concrètement, cela signifie qu'il peut fonctionner seulement avec la vapeur surchauffée de 150 °C lorsque les 2 lignes de 5 t/h sont à l'arrêt, mais aussi avec de la vapeur saturée lorsque c'est la ligne de 8 t/h qui est à l'arrêt. La turbine utilise seulement de la vapeur saturée. [NdT : en fait, il faut lire que la turbine 'peut utiliser' seulement de la vapeur saturée]

3. Trois incinérateurs parisiens

Ces trois installations incinèrent, au total, 1 800 000 t/an de déchets et fournissent au réseau de chauffage urbain de Paris 4 000 000 t/an de vapeur (soit 2 900 000 MWh_{th}/an), ce qui correspond à 45 % des besoins du réseau, et génèrent aussi 290 000 MWh/an d'électricité, dont 160 000 MWh/an sont vendus au réseau électrique national.

La vapeur est fournie à une pression (ajustée par soupape) comprise entre 12 et 21 bar selon les besoins du réseau de chauffage urbain. Elle est livrée directement au réseau sans échangeur de chaleur. Une part variable de la vapeur revient sous forme de condensat. Les installations de déminéralisation sont capables de produire les 2/3 du débit de vapeur [NdT : le complément provenant des condensats].

La demande très importante du réseau de chauffage urbain par rapport à la quantité de vapeur produite et le fait que les 3 incinérateurs alimentent le même réseau, appartiennent au même propriétaire et sont exploitées par la même société conduisent à cette situation particulière. [74, TWGComments, 2004]

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.3.8 Augmentation des paramètres de la vapeur et utilisation de matériaux spéciaux

permettant de diminuer la corrosion dans la chaudière

Description

Augmenter les paramètres de la vapeur améliore le rendement de la turbine, ce qui se traduit par une augmentation de la production d'électricité par tonne de déchets traités. Cependant, en raison de la nature corrosive des gaz dégagés par la combustion des déchets, les incinérateurs ne peuvent pas utiliser les mêmes niveaux de températures et de pressions que les centrales électriques qui utilisent, elles, des combustibles primaires (par ex. 100 - 300 bar et 620 °C). Par exemple, la température maximum de la vapeur normalement utilisée sur une centrale électrique à charbon est de 540 °C.

Il y a une distinction à faire entre :

- la pression de la vapeur qui donne la température à saturation (pression de saturation) dans les parois à tubes d'eau (qui peuvent être protégés par un revêtement) et les faisceaux échangeurs de chaleur
 - la température de la vapeur (vapeur surchauffée) qui donne la température au niveau des surchauffeurs
- [64, TWGComments, 2003]

En général, à moins que des mesures particulières ne soient prises pour éviter la corrosion (qui entraîne une perte de disponibilité de l'installation et une augmentation des coûts), les incinérateurs de déchets municipaux sont généralement limités à 40 - 45 bar et 380 - 400 °C. Au-delà de ces valeurs, un compromis doit être trouvé entre :

- les coûts relatifs à la mise en œuvre de mesures particulières, par ex. utilisation de matériaux spéciaux permettant de réduire la corrosion
- les coûts engendrés par la perte de disponibilité de l'installation (quand davantage de maintenance est nécessaire)
- les recettes de la vente de l'électricité supplémentaire produite

Pour réduire les effets de la corrosion, des revêtements en alliage nickel/chrome (principaux composants) ou d'autres matériaux spéciaux peuvent être utilisés pour protéger des gaz de combustion les surfaces des échangeurs de chaleur. Ces revêtements commencent généralement après les réfractaires et peuvent couvrir tout le premier passage de la chaudière ainsi que le début du second passage. Les parois recouvertes de réfractaires peuvent également être refroidies à l'air (légère surpression) afin de réduire la corrosion des tubes derrière les réfractaires. Des tuiles en céramique peuvent également être utilisées pour protéger les tubes de la chaudière.

La corrosion à hautes températures des parois membranes et des surchauffeurs peut être réduite en abaissant la température des gaz de combustion en dessous de 650 °C avant le passage dans les surchauffeurs et/ou en protégeant les surfaces des échangeurs de chaleur à l'aide de tuiles en céramique ou d'alliages spéciaux.

Le principal avantage des revêtements en alliages spéciaux par rapport aux revêtements céramiques, pour les parois du four, est le meilleur transfert de chaleur vers la chaudière, ce qui entraîne un abaissement de la température des gaz de combustion avant les premiers faisceaux convectifs.

Une alternative à la pose de revêtements est d'installer des tubes de chaudière en matériaux composites. Les tubes composites sont constitués de deux tubes, l'un intérieur et l'autre extérieur, « collés métallurgiquement » ensemble. Ces tubes existent selon différentes combinaisons d'alliages et sont utilisés sur des chaudières d'incinérateurs depuis les années 1970. [64, TWGComments, 2003]

Avantages environnementaux

L'augmentation de la pression et/ou de la température de la vapeur permet d'accroître la production

électrique de l'installation par tonne de déchets traités. Ce meilleur rendement entraînera une économie de ressources (moindre recours à une énergie produite à partir de combustibles fossiles externes) et évitera donc les émissions de CO₂ correspondantes (gaz à effet de serre). [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

Augmenter les paramètres de la vapeur sans pour autant mettre en œuvre de mesures spécifiques pour lutter contre la corrosion augmente grandement le risque de corrosion et donc accroît les coûts de maintenance associés ainsi que la perte de disponibilité de l'installation.

Données d'exploitation

La mise en œuvre de cette technique entraîne une augmentation du risque technologique et exige donc de hauts niveaux de compétence pour la conduite et la maintenance de l'installation.

Applicabilité

Utiliser des paramètres de vapeur plus élevés est applicable à tous les incinérateurs qui valorisent uniquement l'énergie sous forme électrique, ou alors à ceux qui réalisent une co-génération à faible proportion de chaleur, pour augmenter leur production électrique.

La technique est peu applicable aux installations ayant des débouchés sûrs et fiables de fourniture de vapeur ou de chaleur à un client. En effet, dans ces cas, l'énergie peut très bien être vendue sous forme de vapeur/chaleur et il n'est donc pas intéressant de chercher à augmenter la production d'électricité, avec tous les coûts et les risques technologiques accrus que cela implique.

Des revêtements et autres matériaux spéciaux sont utilisés pour réduire la corrosion lorsque l'on utilise des paramètres de vapeur élevés et/ou lorsque l'on traite des déchets hautement corrosifs.

Lorsque, sur une installation existante, le PCI des déchets a augmenté avec le temps [NdT : et est donc plus élevé que ce pour quoi l'installation a été conçue], il peut alors être intéressant d'utiliser des revêtements et autres matériaux spéciaux car ils pourront réduire les coûts de maintenance et pourront permettre d'augmenter la production électrique.

Données économiques

Le coût du revêtement peut être compensé par la réduction des coûts de maintenance et les recettes supplémentaires engendrées par la vente d'électricité et la plus grande disponibilité de l'installation.

Le coût du revêtement a été donné à environ 3 000 EUR/m².

L'augmentation des recettes de la vente d'électricité dépendra du prix de rachat de cette électricité.

[32, Danemark, 2003] Le tableau ci-dessous est basé sur les prix de rachat de l'électricité et de la chaleur au Danemark ainsi que sur les données d'exploitation réelles d'un incinérateur de déchets municipaux d'une capacité de 34 t/h réalisant une co-génération. Le tableau présente les niveaux de productions d'énergies (électricité + chaleur) et les recettes associées, selon plusieurs paramètres de vapeur :

Pression de vapeur	bar	50	40	30
Production électrique	MW	19,6	18,6	17,3
Production thermique	MJ/s	71,2	72,2	73,5
Variation de la production électrique	MW	0	-1	-2,3
Variation de la production thermique	MJ/s	0	1	2,3

Données économiques				
Disponibilité de l'installation	h/an	8 000	8 000	8 000
Prix de rachat de l'électricité	EUR/MWh	47	47	47
Prix de rachat de la chaleur	EUR/MWh	18	18	18
Variation de la recette annuelle	million EUR/an	0,0	-0,25	-0,54

Tableau 4.18 : Exemple de niveaux de productions d'énergies et recettes associées selon plusieurs paramètres de vapeur pour un incinérateur de déchets municipaux réalisant une co-génération et utilisant des pressions de vapeur élevées [32, Danemark, 2003]

D'après cet exemple, en prenant en compte les prix de rachat de l'énergie au Danemark, le fait d'augmenter la pression de la vapeur de 40 à 50 bar entraîne une augmentation de la recette annuelle de l'ordre de 250 000 EUR. Lorsque l'on fait le calcul sur une période de fonctionnement de l'installation de 15 ans (au taux d'inflation de 2002), cela donne des recettes supplémentaires d'environ 2,5 millions d'euros.

Néanmoins, ces chiffres n'incluent pas les coûts d'investissement supplémentaires nécessaires pour faire passer la pression de la vapeur de 40 à 50 bar. Dans cet exemple, ces coûts ont été considérés comme négligeables (sur une période de 15 ans) par rapport aux recettes supplémentaires qui étaient réalisées.

Modifier la pression de la vapeur peut nécessiter un changement complet de la tuyauterie et de la robinetterie de l'installation mais aussi une modification du collecteur de vapeur, ce qui oblige alors à refaire une demande de permis (conformément à la directive 97/23/CE sur les équipements sous pression). [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Une augmentation du prix de rachat de l'électricité incitera à la mise en œuvre de cette technique, car cela permettra un retour sur investissement plus rapide.

Exemple d'installations

Utilisation de paramètres de vapeur élevés :

Odense (Danemark) : 50 bar, 520 °C, avec un revêtement anti-corrosion

AVI Amsterdam, AVR Botlek, AVR AVIRA et AVI Wijster, tous aux Pays-Bas

AVE-RVL Lenzing, Autriche : lit fluidisé circulant recevant plusieurs fractions différentes de déchets incluant environ 60 % de plastiques ; cette installation produit de la vapeur à 78 bar et 500 °C

Ivry, France (75 bar, 475 °C)

Mataró, Espagne (60 bar, 380 °C)

Lasse Sivert Est Anjou, France (60 bar, 400 °C)

Mise en œuvre, a posteriori, de cette technique sur une installation existante :

Rennes, France : initialement 2 lignes d'incinération produisant de la vapeur à 26 bar, 228 °C (vapeur saturée) ; une 3^{ème} ligne d'incinération a ensuite été ajoutée, et produit de la vapeur à 26 bar, 380 °C ; l'ensemble de la vapeur des 3 lignes est envoyée au même groupe turbo-alternateur.

Utilisation de matériaux spéciaux :

Sur des installations existantes : Toulon, Thiverval (France) ; Mataro (Espagne) ; Stoke on Trent (Royaume-Uni)

Sur une installation nouvelle : Lasse Est Anjou (France)

[74, TWGComments, 2004]

Bibliographie

[32, Danemark, 2003], [28, FEAD, 2002], [2, infomil, 2002], [3, Autriche, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.9 Réduction de la pression du condenseur (c.-à-d. augmenter la dépression)

Description

Après avoir quitté la section basse pression de la turbine, la vapeur est condensée dans des condenseurs et la chaleur est alors transférée à un fluide de refroidissement. L'eau qui résulte de la condensation de la vapeur est généralement réinjectée dans le circuit et réutilisée comme eau d'alimentation de la chaudière [74, TWGComments, 2004].

La température de la source froide en sortie de turbine joue un rôle important sur le rendement de la turbine. Plus la température de la source froide sera basse, et plus la variation d'enthalpie sera grande et, donc, plus la production d'énergie sera importante. Pour des raisons de conditions climatiques, il est évident qu'il est plus facile d'atteindre cette basse pression dans des climats plus froids. Cela explique pourquoi les installations du Nord de l'Europe peuvent obtenir de meilleurs rendements que celles du Sud. [64, TWGComments, 2003]

Les températures les plus basses sont obtenues en condensant la vapeur et, pour ce faire, en utilisant, comme fluide de refroidissement, soit de l'air, soit de l'eau. Ces faibles températures correspondent à des pressions inférieures à la pression atmosphérique (c.-à-d. sous vide).

Lorsqu'un réseau important de chauffage urbain utilise, tout au long de l'année, la totalité de l'énergie produite par l'incinérateur (comme ça peut être le cas en Suède ou au Danemark), la source froide est en fait l'eau froide renvoyée par le réseau ; la température de cette eau peut être parfois très basse (par ex. 40 ou 60 °C, voir le tableau 4.19 de la section 4.3.16).

La dépression de la vapeur n'est pas sans limite. Dès que la vapeur franchit la courbe de saturation du « diagramme de Mollier », il commence à se former des gouttelettes ; le taux d'humidité de la vapeur augmente alors en même temps que sa détente dans la turbine. Pour éviter d'endommager la turbine dans les derniers étages de détente (érosion par les gouttelettes d'eau), le taux d'humidité doit être limité (souvent autour de 10 %). [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Améliorer le vide au condenseur permet d'accroître la production électrique de l'installation.

Effets croisés

Dans le cas d'un circuit ouvert, c'est-à-dire avec un hydrocondenseur réalisant un refroidissement en passage direct, si l'on admet une augmentation de la température de l'eau de 10 °C, le débit d'eau nécessaire sera d'environ 180 m³/MWh généré.

Dans le cas d'un circuit fermé, avec une tour aéroréfrigérante, la consommation d'eau (pour compenser les pertes par l'eau évaporée) sera d'environ 2,5 à 3 m³/MWh généré.

Les deux systèmes (circuit ouvert et circuit fermé) peuvent nécessiter l'ajout de produits chimiques (ou la mise en œuvre d'autres techniques) pour réduire l'encrassement au niveau du système d'échange de chaleur ; ils peuvent également nécessiter un éventuel traitement des eaux de process. Les impacts liés aux rejets d'eaux seront bien plus importants dans le cas d'un circuit ouvert.

Le fait d'avoir une faible pression du condenseur augmente le taux d'humidité de la vapeur, ce qui

peut accroître l'usure de la turbine [74, TWGComments, 2004].

Les aérocondenseurs génèrent des émissions sonores. Afin de pallier cela, certains détails de conception sont par conséquent importants (par ex. protection acoustique, amortisseur de bruit, etc.).

Le nettoyage de la surface des condenseurs est très important vis-à-vis de son efficacité et doit être réalisé à faibles températures. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Pression du condenseur en fonction du type de condenseur utilisé :

Avec un **aérocondenseur** utilisant de l'air à 10 °C, la pression qui, typiquement, peut être atteinte dans le condenseur est de 100 à 85 mbar absolu, selon la surface du condenseur.

Quand l'air ambiant est à une température de 20 °C, la pression dans le même aérocondenseur sera respectivement de 200 à 120 mbar absolu.

Pour la conception d'un aérocondenseur, un compromis doit être trouvé entre une surface d'échange de chaleur aux dimensions raisonnables et une pression de condensation faible. [74, TWGComments, 2004]

Avec un **hydrocondenseur** (condenseur direct à circuit ouvert) utilisant de l'eau de rivière à 10 °C, la pression dans le condenseur sera d'environ 40 - 80 mbar absolu (l'échange de chaleur est meilleur quand le fluide de refroidissement est de l'eau).

Avec une **tour aéroréfrigérante**¹⁰, la température de l'eau est liée à la température de l'air ambiant et à son hygrométrie (température de bulbe humide). Si la température de bulbe humide est de 10 °C, la pression du condenseur sera d'environ 60 mbar.

Le panache de vapeur au-dessus de la tour peut être réduit (mais pas complètement supprimé) en jouant sur la conception de la tour ; cela s'accompagnera alors d'une légère augmentation de la pression du condenseur.

Ce type de refroidisseurs peut présenter des risques de légionellose, en raison de l'évaporation de l'eau et du contact direct entre l'eau et l'air ambiant.

Ces tours s'utilisent surtout dans les cas où il y a de faibles besoins en refroidissement (comme les auxiliaires de turbine). [74, TWGComments, 2004]

Le calcul d'ensemble montre qu'une diminution de la pression du condenseur de 100 à 40 mbar permet d'augmenter le rendement électrique de 24,1 % à 25,8 % (soit une augmentation de 7 %). [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

Lorsque la production électrique n'est pas la priorité (par ex. lorsque la fourniture de chaleur est possible), la pression en sortie de turbine peut être supérieure à la pression atmosphérique. Dans ce cas, on dit que la turbine fonctionne à contre-pression et la vapeur (restante) est condensée dans le condenseur.

Les aérocondenseurs sont souvent les seuls types de condenseurs utilisables. [74, TWGComments, 2004]

¹⁰ Dans le cas d'une tour aéroréfrigérante, le fluide de refroidissement qui permet de condenser la vapeur est de l'eau. Cette eau circule dans un circuit fermé, et se refroidit au contact de l'air ambiant. Une partie de l'eau sera évaporée, ce qui engendrera un panache de vapeur d'eau au-dessus de la tour.

Les hydrocondenseurs à circuit ouvert ne peuvent être utilisés qu'aux endroits où se trouve de l'eau en abondance et pouvant tolérer un réchauffement du fait du rejet.

Les gains en production d'électricité sont d'autant plus grands que la pression du condenseur est faible. Par conséquent, ce sont les turbines à condensation qui sont susceptibles de tirer les meilleurs bénéfices de la mise en œuvre de cette technique. [64, TWGComments, 2003]

Données économiques

L'utilisation de techniques permettant de réduire la pression du condenseur sera d'autant plus rentable que le prix de rachat de l'électricité sera élevé.

Dans le cas des aérocondenseurs, une plus grande réduction de la pression nécessitera une plus grande surface d'échange de chaleur ainsi qu'un accroissement des performances des moteurs des ventilateurs, ce qui, au final, entraînera une augmentation des coûts.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Le prix de rachat de l'électricité est un facteur incitatif clé.

Synchronisation plus facile du groupe turbo-alternateur lorsque la température ambiante est élevée. [74, TWGComments, 2004]

Exemple d'installations

La plupart des incinérateurs européens utilisent des aérocondenseurs.

Les installations d'Issy et d'Ivry, près de Paris (France), de Bellegarde (France) et de Southampton (en construction) (Royaume-Uni) sont équipées d'hydrocondenseurs à circuit ouvert.

Les installations de Strasbourg et Rouen (France) utilisent, toutes les deux, des tours aéroréfrigérantes.

Bibliographie

[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.10 Choix du système de refroidissement

Description

Choisir le système de refroidissement qui est le mieux adapté aux conditions environnementales locales aide à réduire, de façon globale, les impacts de l'installation sur l'environnement.

Il y a trois principaux types de systèmes de refroidissement :

1. Refroidissement à l'eau par convection :

Ce système utilise de l'eau de surface qui, une fois qu'elle a été utilisée pour refroidir la vapeur et qu'elle a donc été réchauffée de plusieurs degrés, est rejetée dans le milieu où elle a été prise. Ce système de refroidissement nécessite beaucoup d'eau et fournit un apport thermique important à l'eau de surface. Il est surtout utilisé lorsque, à proximité de l'installation, se trouve une rivière à fort débit ou lorsque l'installation se situe sur la côte.

Le niveau de bruit induit par ce système est faible.

Des dispositifs de « nettoyage » de l'eau sont normalement nécessaires ; néanmoins, ces derniers peuvent nuire aux poissons ou, plus généralement, au biote de la zone considérée, lors du dégrillage et de la filtration de l'eau. Pour limiter cela, une attention particulière doit être portée à la

conception des dispositifs de prise d'eau. [74, TWGComments, 2004]

2. Refroidissement par évaporation d'eau :

Le fluide de refroidissement utilisé est de l'eau. Cette dernière est pulvérisée dans une tour aéroréfrigérante où elle est refroidie du fait de l'évaporation d'une partie de l'eau. L'eau restante n'est pas rejetée, mais est réinjectée dans le circuit. Un petit débit d'eau doit néanmoins être rejeté pour maintenir la qualité de l'eau dans le système.

Le refroidissement par évaporation d'eau compte trois principales variantes techniques :

- tours aéroréfrigérantes à tirage forcé : l'air nécessaire à l'évaporation de l'eau, est introduit au moyen d'un ventilateur (cela entraîne donc une consommation électrique supplémentaire)
- tours aéroréfrigérantes à tirage naturel : le courant d'air est créé par la (faible) augmentation de la température de l'air (ce sont les grandes tours en béton de 100 mètres de haut)
- tours de refroidissement hybrides : une partie de la chaleur contenue dans l'eau est transférée à l'air par des faisceaux refroidisseurs (« refroidissement à l'air »), réduisant ainsi la taille du panache de vapeur d'eau.

Le niveau de bruit des systèmes à tirage forcé est important. Celui des systèmes à tirage naturel est moyen.

Ce type de refroidisseurs peut présenter des « risques de légionellose », en raison de l'évaporation de l'eau et du contact direct entre l'eau et l'air ambiant. [74, TWGComments, 2004]

3. Refroidissement à l'air :

Ici la vapeur est condensée dans un échangeur de chaleur vapeur/air d'une conception bien particulière (par ex. « en tente de camping »). Ces condenseurs ont une consommation électrique élevée, car le mouvement d'air requis est généré par de grands ventilateurs.

Le niveau de bruit est élevé.

La surface du condenseur nécessite un nettoyage régulier. [74, TWGComments, 2004]

L'influence du choix du système de refroidissement sur le rendement électrique dépend des températures de l'eau, des températures de l'air et de l'humidité de l'air (température de bulbe humide), mais, en général le refroidissement à l'eau par convection est, de ce point de vue, le système le plus intéressant, suivi par le refroidissement par évaporation d'eau et enfin par le refroidissement à l'air. La différence de rendement électrique entre le refroidissement à l'eau par convection et le refroidissement à l'air est normalement de l'ordre de 2 - 3 %.

Voir également le BREF « Systèmes de refroidissement industriels ». [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Selon le type de système de refroidissement choisi (voir la partie « Description » ci-dessus), il est possible de :

- diminuer la consommation électrique de l'installation
- diminuer l'impact thermique du rejet d'eau réchauffée dans le milieu naturel
- diminuer l'impact en terme de nuisance sonore
- diminuer l'impact visuel

Effets croisés

Les effets croisés sont décrits dans la partie « Description » ci-dessus.

Données d'exploitation

Information non fournie

Applicabilité

Le choix du système de refroidissement dépend des principales problématiques locales en terme d'environnement et de santé ainsi que de l'importance relative des effets croisés associés à chaque système.

Le refroidissement à l'eau par convection (« type 1 » ci-dessus) n'est pas applicable dans les régions sèches situées à l'intérieur des terres.

Données économiques

Information non fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Des prix élevés de rachat de l'électricité accroissent l'intérêt du système de refroidissement à l'eau par convection.

Exemple d'installations

Installations d'Issy et d'Ivry, près de Paris, en France ; Southampton, Royaume-Uni (en construction). Ces installations sont équipées d'hydrocondenseurs à circuit ouvert.

Les installations de Strasbourg et Rouen (France) utilisent, toutes les deux, des tours aéroréfrigérantes.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.3.11 Optimisation de l'architecture de la chaudière**Description**

[28, FEAD, 2002]

La chaleur récupérée est l'énergie qui est transférée des gaz de combustion à la vapeur (ou à l'eau chaude). L'énergie restante dans les gaz de combustion en sortie chaudière est généralement perdue (à moins que des systèmes d'échange de chaleur ne soient utilisés plus loin, en aval de la sortie chaudière). Ainsi, afin de maximiser la valorisation énergétique, il vaut mieux, en général, que la température des gaz de combustion en sortie chaudière soit réduite.

L'encrassement de la chaudière a deux effets sur la valorisation énergétique.

Le premier est qu'il diminue le coefficient d'échange de chaleur et, par conséquent, entraîne une réduction de la récupération de chaleur.

Le second (le plus important) est qu'il conduit au blocage des faisceaux d'échangeurs de chaleur et, par conséquent, à l'arrêt de l'installation.

Un autre effet indésirable de l'encrassement de la chaudière est qu'il augmente les risques de corrosion sous la couche de dépôts.

En général, la chaudière est conçue pour un nettoyage manuel une fois par an (au maximum) afin de limiter son encrassement (voir la section 4.3.19).

Une bonne chaudière doit avoir une surface d'échange de chaleur suffisante, mais aussi une géométrie bien conçue permettant de limiter son encrassement. Ces objectifs peuvent être atteints avec une chaudière, soit verticale, soit horizontale, soit combinée verticale-horizontale (voir la

section 2.4.4.2). [74, TWGComments, 2004]

Quelques exemples de bonnes pratiques en terme de conception de la chaudière :

- les vitesses des gaz doivent être faibles (pour éviter l'érosion) et homogènes (pour éviter les zones de fortes vitesses ainsi que pour éviter la stagnation, qui peut conduire à l'encrassement) sur toute la section de la chaudière
- pour maintenir des vitesses faibles des gaz, les passages de la chaudière doivent avoir de larges sections transversales et leur géométrie doit être « aérodynamique »
- le(s) premier(s) passage(s) de la chaudière ne doi(ven)t pas contenir d'échangeurs de chaleur et doi(ven)t avoir des dimensions suffisantes (surtout en hauteur) pour permettre d'atteindre une température des gaz de combustion inférieure à 650 - 700 °C. Cependant, ces passages peuvent être refroidis par des murs d'eau (refroidissement par convection). (Ces murs faits de tubes d'eau enveloppent, en fait, l'ensemble de la chaudière, excepté l'économiseur. Dans les chaudières à vapeur, ils sont une partie du vaporisateur). Des échangeurs de chaleur par radiation peuvent aussi être placés dans les passages vides de la chaudière où règnent des températures plus élevées
- les premiers faisceaux de tubes ne doivent pas être installés à des endroits où les cendres volantes sont encore « collantes », c'est-à-dire à des endroits où les températures sont trop élevées
- l'espacement entre les tubes des faisceaux doit être suffisamment grand pour éviter de bâtir, entre eux, des agglomérations (par encrassement)
- la circulation de l'eau/vapeur, à l'intérieur des parois membranes et, plus généralement, des échangeurs de chaleur par convection, doit être optimisée afin d'éviter les points chauds, un refroidissement inefficace des gaz de combustion, etc.
- les chaudières horizontales doivent être conçues afin d'éviter qu'il y ait un trajet préférentiel des gaz de combustion, conduisant à une stratification de la température et à un échange de chaleur inefficace
- il faut prévoir des dispositifs adaptés pour le nettoyage, in situ, de la chaudière (désencrassement)
- optimisation des dispositions prises concernant les échangeurs convectifs (flux à contre-courant, flux à co-courant, etc.) afin d'optimiser la surface d'échange suivant la température de la paroi membrane et de prévenir la corrosion

[74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Une plus grande disponibilité de l'installation et un meilleur échange de chaleur permettent d'accroître les possibilités de valorisation énergétique de l'installation.

Une conception spécialement étudiée pour réduire l'encrassement de la chaudière réduit, par la même occasion, la rétention de poussières dans les zones de températures qui présentent des risques élevés de formation de dioxines.

Effets croisés

Aucun signalé

Données d'exploitation

Aucune information supplémentaire fournie

Applicabilité

Applicable lors de l'étape de conception de n'importe quel incinérateur équipé de chaudières à récupération d'énergie, lorsqu'il est question d'améliorer la durée d'exploitation et le rendement énergétique. [74, TWGComments, 2004]

Données économiques

Les économies en terme de coûts de fonctionnement (du fait d'une moindre maintenance) ainsi que l'augmentation des recettes de la vente d'énergie peuvent conduire à un retour sur investissement très rapide, et peuvent donc justifier la mise en œuvre de ces techniques sur des installations nouvelles.

Les installations existantes qui ont planifié un remplacement de leurs chaudières, ou celles sur lesquelles de faibles rendements de chaudière sont observés (généralement, rendement de transfert de chaleur inférieur à 75 % pour des incinérateurs de déchets municipaux) peuvent également prendre en compte les techniques présentées dans cette section dans le cadre de la re-conception de leurs chaudières.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Réduction de la maintenance

Amélioration de la valorisation énergétique

Augmentation possible des recettes de la vente d'énergie

Exemple d'installations

Technique largement appliquée en Europe.

Bibliographie

[28, FEAD, 2002], [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.12 Utilisation d'un ensemble four-chaudière intégré**Description**

Transporter des gaz très chauds dans des canalisations, même recouvertes de matériaux réfractaires, peut être complexe. Cela peut entraîner des dépôts de particules collantes, et parfois fondues. Afin d'éviter cela, la température des gaz est parfois réduite en augmentant le volume d'air d'alimentation, ce qui peut avoir comme conséquence une perte de rendement énergétique.

Dans un ensemble four-chaudière intégré, la chaudière recouvre le four, sans canalisations intermédiaires. Avec ce système, les tubes de la chaudière peuvent refroidir les parois latérales du four. Les tubes sont protégés par des réfractaires, et, en même temps, les refroidissent (effet croisé « positif »). Une conception adaptée des tubes et des réfractaires permet de bien contrôler le refroidissement du four. Un refroidissement efficace du four est essentiel pour éviter les accrochages, surtout dans le cas de l'incinération de déchets à fort PCI.

Avantages environnementaux

Cette technique améliore la récupération de chaleur en réduisant les pertes de chaleur par radiation (en complément de l'isolation thermique par le revêtement externe).

Permet d'installer des systèmes de dé-NOx SNCR.

Réduction du besoin d'alimentation en air et, par conséquent, réduction des volumes de gaz de combustion.

Effets croisés

Aucun signalé

Données d'exploitation

Évite les accrochages dans le four et, par conséquent, évite de devoir arrêter l'installation pour effectuer un nettoyage manuel (par ex. avec un marteau à air comprimé).

Applicabilité

Applicable à tout type de fours à grille. Non applicable aux fours tournants et oscillants. Indispensable pour les fours de capacité supérieure à 10 t/h.

Pas de limite inférieure connue en terme de capacité pour des fours-chaudières intégrés industriels (c.-à-d. de capacité supérieure à 2,5 t/h).

Données économiques

En général, un ensemble four-chaudière intégré revient moins cher qu'une chaudière séparée ; cela est vrai même dans le cas de fours de très petites capacités (c.-à-d. 1 ou 2 t/h)

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Il s'agit aujourd'hui d'une pratique courante pour les concepteurs d'incinérateurs.

Exemple d'installations

La plupart des installations modernes sont équipées d'un ensemble four-chaudière intégré (sauf dans le cas des fours tournants et oscillants).

Bibliographie

[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.13 Utilisation de murs d'eau dans le premier passage (vide) de la chaudière

Cette technique a été décrite dans la section 4.2.22 dans le contexte des bénéfices qu'elle peut apporter en tant que technique liée à la combustion.

4.3.14 Utilisation de surchauffeurs à panneaux radiatifs de type platten

Description

Les surchauffeurs platten à panneaux radiatifs sont constitués de panneaux plats faits de tubes pliés montés en parallèle les uns par rapport aux autres avec un espacement important entre eux ; ces surchauffeurs sont installés parallèlement au flux de gaz. Leur bord d'attaque est protégé par une coquille faite d'acier inoxydable, maintenue en place par un ciment spécial.

L'échange de chaleur est réalisé par radiation, et non par convection ; pour cette raison, ces surchauffeurs peuvent être installés à des endroits plus chauds que les faisceaux convectifs (par ex. ils peuvent tolérer des gaz de combustion issus de l'incinération de déchets municipaux allant jusqu'à 800 °C), tout en ayant un encrassement limité ainsi qu'une érosion et une corrosion réduites.

Sur ces surchauffeurs, l'encrassement peut se stabiliser naturellement lorsque l'épaisseur de la couche de dépôts est d'environ 2 cm. Ce système n'entraîne donc pas de blocage/obstruction, et, par conséquent, le nettoyage manuel et les arrêts de l'installation qui en découlent sont considérablement réduits.

Grâce à l'échange de chaleur par radiation, la température de la vapeur peut rester constante sur une période de fonctionnement d'un an. Les phénomènes d'érosion et de corrosion sont fortement

retardés.

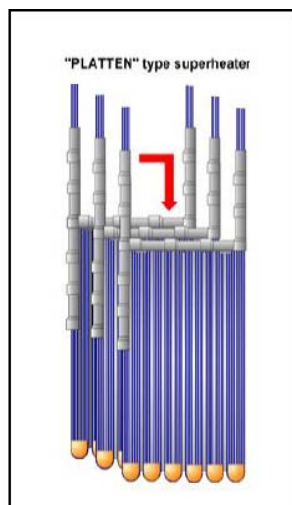


Figure 4.3: Diagramme schématique d'un surchauffeur du type « platten »

Avantages environnementaux

Ces surchauffeurs à panneaux radiatifs permettent d'obtenir une température élevée de vapeur surchauffée, tout en permettant une bonne disponibilité et une bonne stabilité.

Effets croisés

Aucun signalé

Données d'exploitation

Information non fournie

Applicabilité

Ces surchauffeurs peuvent être installés dans une chaudière ayant deux ou trois passages vides.

Données économiques

En tant que surchauffeurs finaux (c.-à-d. ceux dont la température de la vapeur est la plus élevée) installés dans des zones où les températures des gaz sont très élevées (2nd ou 3^{ème} passage de chaudière), l'utilisation de surchauffeurs à panneaux radiatifs reviendra moins cher que des faisceaux convectifs.

L'installation de surchauffeurs à panneaux radiatifs peut accroître le coût de construction de l'incinérateur ; cela doit être pris en compte et mis en balance avec le fait que, d'un autre côté, cette technique permet d'allonger la durée de vie des échangeurs de chaleur.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Une plus longue durée d'exploitation, avec une température élevée de vapeur surchauffée.

Exemple d'installations

- France : Toulon 3, Thiverval 3, Lons le saunier, Cergy St Ouen l'Aumône, Rennes 3, Monthyon, Chaumont, Nice 4, Belfort, Villefranche sur Saône, Toulouse-Mirail 1 et 2, Lasse (Saumur)
- Belgique : Thumaide
- Royaume-Uni : London SELCHP, Stoke-on-Trent, Dudley, Wolverhampton, Chineham, Marchwood

- Espagne : Mataró
- Portugal : Maia, Loures et Santa Cruz (Madeira)
- Italie : Plaisance (Piacenza)
- Russie : Moscou

Bibliographie

[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.15 Réduction de la température des gaz de combustion en sortie chaudière

Description

[2, infomil, 2002]

Un accroissement de la capacité d'échange de chaleur dans la chaudière peut améliorer les possibilités d'utilisation de cette chaleur et, par conséquent, peut contribuer à améliorer le rendement énergétique de l'installation. Le niveau auquel la température des gaz de combustion peut être réduite en sortie chaudière dépend des éléments suivants :

- à des niveaux de températures inférieurs à 180 °C, il y a un accroissement du risque de corrosion (car la température de rosée des différents acides est progressivement approchée)
- les équipements de traitement des fumées en aval nécessitent-ils un niveau minimum de température des gaz de combustion ?
- la chaleur supplémentaire (à faibles températures) récupérée pourra-t-elle être réellement utilisée ?

Avec des gaz de combustion issus de l'incinération de déchets municipaux (ou autres gaz de combustion contenant les substances mentionnées ci-après), les risques de corrosion proviennent non seulement du HCl, mais aussi des SOx, qui sont souvent les premiers à attaquer l'acier. La température de rosée dépend des concentrations des gaz acides dans les gaz de combustion. Dans des gaz de combustion épurés, elle peut être d'environ 100 °C ; dans des gaz de combustion bruts, elle peut être de 130 °C ou plus.

La température « clé » à prendre en compte en terme de risque de corrosion n'est pas la température des gaz de combustion, mais la température (la plus basse) de la surface des tubes métalliques (refroidis) de l'échangeur (cette température est forcément plus basse que celle des gaz de combustion). [74, TWGComments, 2004]

Les échangeurs de chaleur, qui sont faits de matériaux spéciaux (émail, carbone), réduisent les problèmes de corrosion à basses températures. Un exemple se trouve sur l'installation AVI, Amsterdam, où l'échangeur de chaleur est situé après le système de séchage par atomisation et l'électrofiltre. Un avantage supplémentaire de cela est la réduction de la température de lavage qui en découle, ce qui améliore l'efficacité du système d'épuration des gaz.

Avantages environnementaux

La chaleur récupérée (niveau de températures par ex. de 120 °C) peut être utilisée à des fins de chauffage et/ou sur site pour le préchauffage de l'eau d'alimentation de la chaudière, etc.

Effets croisés

Dans le cas de systèmes de traitement des fumées qui nécessitent une température minimale des gaz de combustion (par ex. filtres à manches, systèmes SCR), la chaleur, dans un premier temps récupérée, devra être, dans un second temps, réintroduite dans le process. Un tel réchauffage pourra entraîner une augmentation de la consommation en combustibles primaires ou en électricité

extérieure.

Une faible température des gaz en sortie chaudière implique des risques de corrosion (interne et externe). Il peut alors être nécessaire d'installer une protection anticorrosion.

La mise en œuvre de cette technique nécessite de la place disponible ; cela peut donc limiter sa mise en œuvre sur des installations existantes.

Données d'exploitation

[28, FEAD, 2002]

Diminuer la température des gaz de combustion en sortie chaudière est limité par la température de rosée acide, ce qui est une limite très importante dans beaucoup de systèmes de traitement des fumées.

De plus, le système de traitement des fumées peut nécessiter une température (ou une différence de températures) minimum des gaz, par exemple :

- avec les systèmes de traitement des fumées semi-humides, la température minimum en entrée du système est déterminée par le fait que l'injection d'eau diminue la température des gaz. Typiquement, cette température minimum en entrée sera de 190 ou 200 °C, et peut être plus élevée.
- les systèmes de traitement des fumées secs peuvent généralement accepter, en entrée, des gaz à des températures de 130 - 300 °C. En cas d'utilisation de bicarbonate de soude sec, la température minimum requise est de 170 °C afin d'obtenir une transformation rapide du bicarbonate de soude avec augmentation de sa surface spécifique, et par conséquent, obtention d'un carbonate de soude plus efficace (il s'agit de l'effet « pop-corn » ou « diatomite »). La consommation de réactifs variera en fonction de la température.
- les systèmes de traitement des fumées humides ne nécessitent pas, en théorie, de température minimale des gaz en entrée – plus la température des gaz sera faible en entrée du laveur, et plus la consommation d'eau du laveur s'en trouvera réduite.

[74, TWGComments, 2004]

Il est possible de concevoir le cycle thermique de manière à éviter les conditions qui donnent lieu au phénomène de corrosion. En Suède, par exemple, il est courant d'installer une « chaudière à chaleur perdue » après la chaudière principale ou l'électrofiltre. Elle est souvent refroidie par un circuit d'eau chaude séparé et par un échangeur de chaleur ; la chaleur ainsi récupérée est envoyée au réseau de chauffage urbain. La température des gaz de combustion en sortie est normalement de l'ordre de 130 - 140 °C et la température de l'eau d'alimentation ne devrait pas être inférieure à 115 - 120 °C pour éviter la corrosion. À ces niveaux de températures, des tubes en acier non allié peuvent être utilisés sans causer de problèmes de corrosion. [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

Réduire la température des gaz de combustion en sortie chaudière n'est applicable que lorsque :

- la chaleur supplémentaire récupérée peut être réellement utilisée, et donc valorisée
- cela n'affecte pas les équipements de traitement des fumées en aval

Une attention particulière doit être apportée à la compatibilité de cette technique avec les systèmes de traitement des fumées en aval ; en particulier lorsque sont utilisés des filtres à manches, des dé-NOx SCR ou autres systèmes qui nécessitent des températures ou des conditions de fonctionnement particulières.

Données économiques

Cette technique aura plus de chances d'être économiquement viable si le prix de vente de la chaleur supplémentaire récupérée est élevé.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Possibilité de fournir la chaleur supplémentaire récupérée.

Exemple d'installations

- AVI Amsterdam (Pays-Bas)
- Brescia (Italie)
- De nombres installations en Suède et au Danemark
- Sheffield (Royaume-Uni)
- Rennes, Nice, St. Ouen (France)
- Monaco

Bibliographie

[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.16 Utilisation de laveurs-condenseurs

Description

La technique a déjà été décrite dans la section 2.4.4.5.

En résumé, cette technique implique l'utilisation d'un laveur refroidi qui condense la vapeur d'eau contenue dans les gaz de combustion. Cette technique s'applique aussi bien dans le cas des systèmes de traitement des fumées humides, semi-humides et secs. Normalement, les laveurs-condenseurs sont placés en fin du système de traitement des fumées. Le refroidissement peut être réalisé par échange de chaleur (en utilisant un système de pompe à chaleur) à partir de l'eau renvoyée par le réseau de chauffage urbain.

Avantages environnementaux

L'utilisation de laveurs-condenseurs permet la récupération d'énergie supplémentaire contenue dans les gaz de combustion, en vue d'une possible utilisation ou fourniture.

La quantité d'énergie supplémentaire récupérée dépend de la température de l'eau renvoyée par le réseau de chauffage urbain :

Température de l'eau renvoyée par le réseau de chauffage urbain (°C)	Rendement énergétique supplémentaire obtenu
40	14 %
50	7 %
60	0 %

Tableau 4.19 Relation entre la température du fluide de refroidissement renvoyé par le réseau de chauffage urbain et le rendement énergétique supplémentaire obtenu

L'effet de séchage des gaz de combustion permet de réduire la visibilité du panache.

Lorsque de l'énergie est ensuite utilisée pour réchauffer le panache, la quantité d'énergie nécessaire pour atteindre un niveau donné de réduction de la visibilité de ce panache sera plus faible.

Les émissions atmosphériques d'ammoniac (par ex. provenant des systèmes SNCR) peuvent être réduites du fait que l'ammoniac est capturé dans l'eau du laveur. En utilisant, sur site, un séparateur eau/ammoniac, il est possible de régénérer l'ammoniac pour l'utiliser comme agent réducteur des NOx – cela évite de devoir racheter de l'ammoniac, bien que, néanmoins, il soit rapporté que ces systèmes de séparation sont complexes et chers.

L'eau condensée peut être utilisée pour fournir la majorité de l'eau d'alimentation du laveur,

réduisant ainsi la consommation d'eau de l'installation.

Effets croisés

L'eau condensée contient des polluants (il s'agit de polluants retirés des gaz de combustion) et nécessite donc, avant rejet, d'être traitée dans une installation de traitement des eaux.

Lorsqu'un système d'épuration des fumées par voie humide est utilisé en amont du laveur-condenseur, leurs effluents respectifs peuvent être traités dans la même installation de traitement des eaux.

La faible température des fumées en sortie de cheminée entraînera une diminution de la « force ascensionnelle » du panache et, par conséquent, une diminution de sa dispersion. Ce problème peut être pallié en utilisant une cheminée plus haute et/ou ayant un diamètre plus petit.

Données d'exploitation

La faible température des fumées peut entraîner un phénomène de condensation, et donc de corrosion, dans la cheminée, à moins que cette dernière ne soit munie d'un revêtement spécial ou d'un système double tube.

Applicabilité

Surtout applicable lorsque :

- le réseau de chauffage urbain assure un retour fiable d'eau à faible température (cela est essentiel et n'est généralement possible que dans les climats froids)
- la visibilité du panache est une préoccupation
- les recettes issues de la vente de l'énergie supplémentaire récupérée justifient les coûts d'investissement supplémentaires engendrés par la mise en œuvre de cette technique

La technique est moins applicable lorsque :

- il n'y a pas d'utilisateur pour l'énergie supplémentaire récupérée
- la source de refroidissement (eau froide renvoyée par le réseau de chauffage urbain) est moins fiable (c.-à-d. climats plus chauds)

Types de déchets :

Etant donné que la technique opère après les étapes d'épuration des gaz de combustion, elle peut, en principe, être appliquée à n'importe quel type de déchets.

Capacité de l'incinérateur :

La technique a été mise en œuvre sur des incinérateurs de déchets municipaux de capacités annuelles de 37 000 t/an (Danemark), 175 000 t/an (Suède) et 400 000 t/an (Suède).

Installations nouvelles/existantes :

La technique est mise en œuvre en fin (ou vers la fin) du système de traitement des fumées et peut, donc, être appliquée de la même manière sur des installations nouvelles et existantes.

Données économiques

Le total des coûts d'investissement pour la mise en œuvre de cette étape de condensation est estimé grossièrement à 3 millions EUR pour un incinérateur de déchets municipaux d'une capacité de 400 000 t/an, équipé de quatre chaudières et réalisant une co-génération.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Ventes supplémentaires de chaleur.

Economie des ressources en eau dans les régions sèches.

[74, TWGComments, 2004]

Exemple d'installations

Il y a plusieurs exemples en Suède (voir ces exemples dans la section 2.4.4.5).

Les possibilités de mise en œuvre de cette technique sont rares dans les climats plus chauds en raison de la moindre disponibilité d'un retour d'eau froide de la part du réseau de chauffage urbain.

Bibliographie

[5, RVF, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.17 Utilisation de pompes à chaleur dans le but d'accroître la récupération de chaleur

Description

La technique a déjà été décrite en détails dans la section 2.4.4.6. Les trois principaux types de pompes à chaleur y ont été également décrits.

En résumé, les pompes à chaleur permettent de « combiner » diverses sources de chaleur à températures relativement basses ainsi que des sources de refroidissement dans le but de générer un flux à un niveau de température plus élevé. Cela permet, par exemple, le fonctionnement des laveurs-condenseurs (voir section 4.3.16) et la fourniture de la chaleur supplémentaire récupérée à des utilisateurs.

Avantages environnementaux

Permet la récupération d'énergie supplémentaire par l'utilisation de laveurs-condenseurs.

Il est rapporté une augmentation de 23 % de la quantité d'énergie récupérée lors de l'utilisation de pompes à chaleur à absorption combinées avec des laveurs-condenseurs. [35, Renova, 2002]

Voici un exemple de bilan énergétique estimatif basé sur le cas de l'installation d'Umea, au nord de la Suède (installation de 175 kt/an) :

Bilan énergétique (avec laveurs-condenseurs et pompes à chaleur à compression) :

Energie thermique en entrée, environ	65 MW
Production d'électricité aux bornes de l'alternateur	15,1 MW
Autoconsommation électrique	5,4 MW
Production électrique nette	9,7 MW
Génération d'eau chaude, y compris laveurs-condenseurs + pompes à chaleur	54 MW
Autoconsommation thermique (réchauffage)	0,5 MW
Eau chaude livrée au réseau de chauffage urbain	<u>53,5 MW</u>
Total de l'électricité et de la chaleur vendues	<u>63 MW</u>

Bilan énergétique (sans laveur-condenseur, ni pompe à chaleur) :

Energie thermique en entrée, environ	65 MW
Production électrique nette	13 MW
Eau chaude livrée au réseau de chauffage urbain, nette	<u>39 MW</u>
Total de l'électricité et de la chaleur vendues	<u>52 MW</u>

Effets croisés

Les pompes à chaleur, elles-mêmes, ont besoin d'énergie pour fonctionner.

Dans les conditions de fonctionnement des électrofiltres humides, pour les pompes à chaleur à compression, le coefficient de performance (noté COP, c.-à-d. le ratio entre la puissance thermique de la pompe à chaleur et sa consommation électrique) peut être environ égal à cinq [5, RVF, 2002].

Données d'exploitation

Voir les informations détaillées données en section 2.4.4.6.

Applicabilité

Surtout applicable lorsque :

- le réseau de chauffage urbain assure un retour fiable d'eau à faible température
- le réseau de chauffage urbain utilise la plus grande partie de la chaleur récupérée
- les recettes issues de la vente de l'énergie supplémentaire récupérée justifient les coûts d'investissement supplémentaires engendrés par la mise en œuvre de cette technique
- un système de traitement des fumées humide est utilisé
- la visibilité du panache est une préoccupation

[74, TWGComments, 2004]

La technique est moins applicable lorsqu'il n'y a pas d'utilisateur pour l'énergie supplémentaire récupérée.

Types de déchets :

Etant donné que la technique opère après les étapes d'épuration des gaz de combustion, elle peut, en principe, être appliquée à n'importe quel type de déchets.

Capacité de l'incinérateur :

La technique a été mise en œuvre sur des incinérateurs de déchets municipaux de capacités allant de 175 000 à 400 000 t/an.

Installations nouvelles/existantes :

La technique est mise en œuvre en fin (ou vers la fin) du système de traitement des fumées et peut, donc, être appliquée de la même manière à des installations nouvelles et existantes.

Données économiques

Exemple d'utilisation de pompes à chaleur sur un incinérateur de déchets municipaux suédois [35, Renova, 2002] :

- 1988 : travaux d'installation : 4,5 millions EUR
- 2002 : travaux d'installation : 5,5 millions EUR (puissance de 12 MW)
- recettes depuis 1998 = 24,5 millions EUR

Le coût d'investissement supplémentaire sur l'incinérateur d'Umea pour l'étape de condensation + la pompe à chaleur à compression par moteur électrique + un traitement des eaux plus importants est estimé à 4 millions EUR. En utilisant les valeurs de gains pour la chaleur et l'électricité données dans le tableau 10.9, le délai de retour sur investissement est d'environ 2,4 ans (sans prise en compte des coûts liés à l'augmentation de la maintenance et à l'achat des consommables).

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Ventes supplémentaires de chaleur et donc augmentation des recettes.

Exemple d'installations

Plusieurs exemples en Suède - voir aussi la section 2.4.4.6.

Bibliographie

[5, RVF, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.18 Configurations spéciales du cycle eau/vapeur avec des centrales électriques externes

Description

[2, infomil, 2002]

En raison de la nature corrosive des gaz de combustion, le rendement électrique des incinérateurs de déchets municipaux est limité par la température maximum acceptable par les tubes de chaudière et donc par la température maximum de la vapeur qui en résulte.

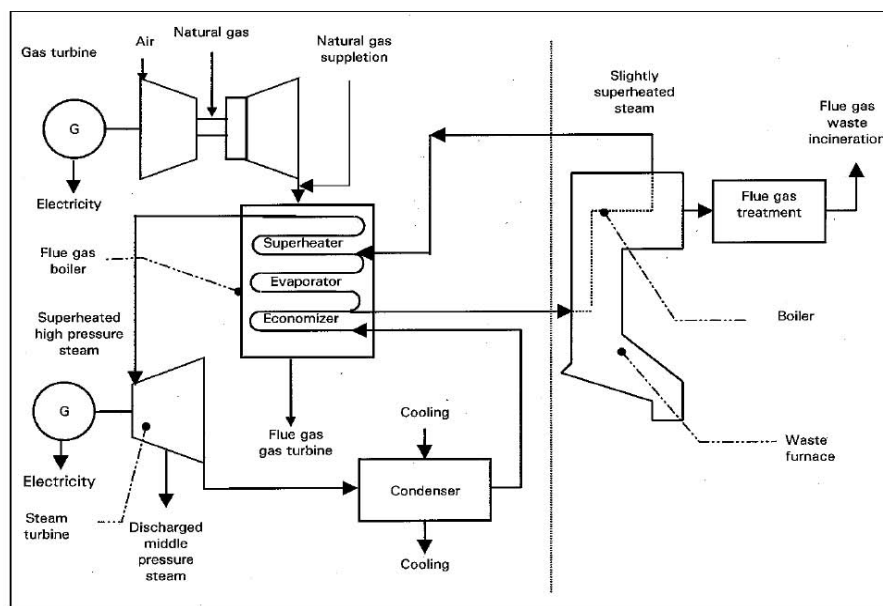
Si l'on n'utilise pas de matériaux spéciaux permettant de protéger les tubes de chaudière de la corrosion, les paramètres de la vapeur, dans le cas des incinérateurs de déchets municipaux, sont généralement inférieurs ou égaux à 40 bar - 400 °C.

Dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux (où la teneur des gaz de combustion en chlorures etc. est plus importante), les températures et les pressions sont encore plus basses (par ex. 30 bar - 280 °C) afin d'éviter des taux de corrosion excessifs et donc des coûts de maintenance élevés.

Le fonctionnement à des paramètres de vapeur plus élevés permet de transférer davantage de chaleur à plus hautes températures. L'efficacité thermodynamique en est donc améliorée et, par conséquent, il en va de même de la production électrique par tonne de déchets. Cependant, les coûts liés aux matériaux nécessaires pour protéger les tubes de chaudière sont généralement importants, eu égard aux recettes engendrées par les ventes supplémentaires d'électricité (voir section 4.3.8).

Une option qui permet d'éviter des températures élevées au niveau des tubes de chaudière est de surchauffer la vapeur en utilisant des gaz de combustion épurés, qui contiennent bien moins de chlore ou même plus du tout. Cela est possible si l'incinérateur de déchets municipaux peut être combiné avec une centrale électrique d'une capacité suffisante.

Exemple : L'incinérateur de déchets municipaux AZN Moerdijk, Pays-Bas



Turbine à gaz	Gaz naturel	Arrivée de gaz naturel		Vapeur légèrement	Fumées d'incinération
---------------	-------------	------------------------	--	-------------------	-----------------------

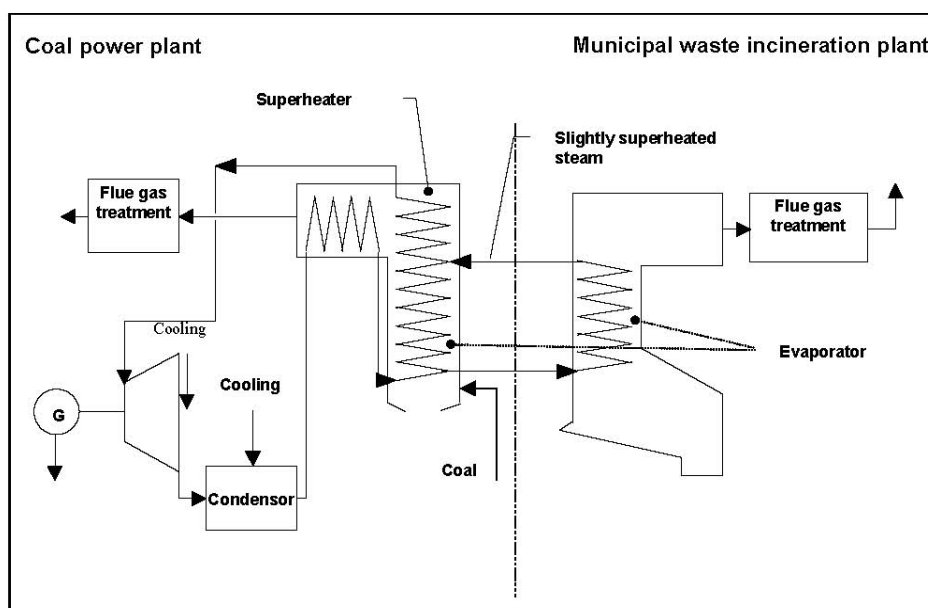
				surchauffée	
Électricité	Air	Surchauffeur			Traitement des fumées
Chaudière		Vaporisateur			Chaudière
Vapeur surchauffée haute pression		Économiseur	Refroidissement		Four à déchets
Électricité		Turbine à gaz (gaz de combustion)	Condenseur		
Turbine à vapeur	Soutirage de vapeur moyenne pression		Refroidissement		

Figure 4.4: Combinaison d'une usine d'incinération de déchets à une usine à turbine à gaz [2, infomil, 2002]

Cet incinérateur est combiné avec une centrale électrique adjacente alimentée au gaz naturel, comme indiqué ci-dessus. La vapeur à 100 bar, légèrement surchauffée à 400 °C, est envoyée vers les chaudières de la centrale électrique, où elle est surchauffée à environ 545 °C.

L'installation d'incinération et la centrale électrique possèdent, toutes les deux, trois lignes séparées. La conception de ces deux installations et de leur combinaison est telle que toutes les lignes (les trois lignes de l'incinérateur et les trois lignes de la centrale électrique) peuvent fonctionner indépendamment. Néanmoins, dans ce cas, elles fonctionnent avec un moindre rendement énergétique.

Exemple : Une configuration similaire peut être utilisée en combinant un incinérateur de déchets municipaux avec une centrale à charbon. Dans cette configuration, c'est la centrale à charbon qui surchauffe la vapeur de l'incinérateur. Pour ce faire, la pression de la vapeur produite par l'incinérateur doit être plus élevée que d'habitude.



Centrale à charbon		Incinérateur de déchets municipaux	
Traitement des fumées	Surchauffeur	Vapeur légèrement surchauffée	Traitement des fumées

Refroidissement	Refroidissement	Charbon	Vaporisateur
	Condenseur		

Figure 4.5: Usine à incinérateur de déchets urbains en combinaison avec une centrale électrique à houille
[2, infomil, 2002]

Cette configuration était utilisée dans les années 70 ; il s'agissait d'une combinaison entre un incinérateur de déchets municipaux de la ville de Munich et une centrale électrique à charbon de grande capacité. Cependant, étant donné que l'installation ne fonctionnait efficacement que dans le cas où la centrale à charbon et l'incinérateur étaient simultanément en fonctionnement, cette configuration n'était pas considérée à l'époque comme rentable.

Avantages environnementaux

Amélioration globale du rendement énergétique en fournissant la chaleur récupérée à un « utilisateur en synergie ».

Effets croisés

Aucun signalé

Données d'exploitation

Avec ces types de configurations, le process d'incinération ne nécessite pas des températures de vapeur élevées et, de ce fait, évite les problèmes de corrosion et les pertes de disponibilité de l'installation.

Cependant, parfois, la pression de la vapeur doit être accrue afin de tirer les meilleurs bénéfices de la combinaison avec la centrale électrique externe. Dans de tels cas, la température plus élevée de la vapeur dans le vaporisateur peut conduire à des coûts supplémentaires de maintenance. Par exemple, à 40 bar, la température de saturation est de 250 °C ; à 100 bar, elle est de 311 °C, soit une différence de 61 °C. Il faut noter que le phénomène de corrosion augmente exponentiellement avec la température externe des murs d'eau de la chaudière lorsqu'ils sont en contact avec des gaz de combustion.

Applicabilité

N'est applicable que lorsqu'il y a un « utilisateur en synergie » (c.-à-d. une centrale électrique) situé à proximité de l'incinérateur et que des accords commerciaux adéquats ont été passés entre les deux.

Surtout applicable lorsque la priorité de la valorisation énergétique est donnée à la production électrique.

Moins applicable aux installations qui peuvent directement fournir de la vapeur ou de la chaleur à un utilisateur.

Le rendement énergétique sera amélioré seulement si l'« utilisateur en synergie » a une demande constante en énergie issue de l'incinérateur et s'il utilise concrètement cette énergie fournie.

Données économiques

Des prix de vente de l'électricité élevés encouragent la mise en œuvre de techniques permettant d'améliorer le rendement électrique de l'installation. Dans ce cas, cela accroîtra la valeur de la vapeur/chaleur fournie par l'incinérateur à la centrale électrique adjacente.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

L'intégration entre le fournisseur d'énergie et l'utilisateur extérieur accroît les possibilités d'utilisation de l'énergie issue des déchets.

Exemple d'installations

Voir les exemples donnés ci-dessus.

Bilbao Zabalgardi, Espagne.

On trouve également un incinérateur en Autriche dont la vapeur est introduite dans le cycle eau-vapeur d'une centrale électrique adjacente. [74, TWGComments, 2004]

Bibliographie

[28, FEAD, 2002], [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.3.19 Nettoyage efficace des faisceaux convectifs**Description**

[2, infomil, 2002]

Des surfaces propres au niveau des tubes de chaudière ou des autres échangeurs de chaleur permettent un meilleur échange de chaleur. Cela peut également réduire le risque de formation de dioxines dans la chaudière.

Le nettoyage peut être réalisé *on-line* (c.-à-d. pendant le fonctionnement de la chaudière) et *off-line* (c.-à-d. pendant les périodes d'arrêt et de maintenance de la chaudière). Les dimensions de la chaudière et la conception des échangeurs de chaleur (par ex. l'espacement entre les tubes) ont une influence sur le régime de nettoyage.

Exemples de techniques pour le nettoyage *on-line* :

- frappe mécanique
- ramonage vapeur
- ramonage à l'eau à haute ou basse pression (surtout sur les parois des passages vides de la chaudière)
- nettoyage à ultrasons ou à infrasons
- grenailage
- nettoyage à l'explosif
- ramonage à l'air comprimé (de 10 à 12 bar) avec lances mobiles

[74, TWGComments, 2004]

Exemples de techniques pour le nettoyage *off-line* :

- nettoyage manuel périodique (en général une fois par an dans le cas des incinérateurs de déchets municipaux)
- nettoyage chimique

[74, TWGComments, 2004]

En complément de ces techniques, il peut s'avérer également intéressant d'empêcher que des gaz à températures élevées (c.-à-d. températures supérieures à 650 °C qui font que les cendres volantes sont davantage « collantes » et par conséquent adhèrent plus facilement aux surfaces qu'elles rencontrent) n'entrent en contact avec les faisceaux d'échangeurs de chaleur convectifs en :

- incluant des passages vides (c.-à-d. passages de chaudière avec seulement des murs d'eau)
- utilisant des fours de grandes dimensions permettant des vitesses des gaz faibles avant les faisceaux convectifs

Avantages environnementaux

Améliorer l'échange de chaleur permet d'accroître la récupération d'énergie.

Bien que les systèmes de traitement des fumées puissent être utilisés pour capter ou détruire les dioxines et furannes, le risque de reformation de ces molécules peut être réduit par un nettoyage efficace des faisceaux convectifs. En effet, cela permet de réduire le temps de séjour des poussières (et des autres polluants précurseurs de dioxines) à des températures comprises entre 450 et 250 °C (c.-à-d. dans la gamme de températures qui favorise la reformation des dioxines).

Lorsque l'on réalise un ramonage vapeur en utilisant la vapeur produite par l'installation, la plupart de l'énergie libérée sera récupérée directement par la chaudière (80 - 90 %). [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

Consommation des systèmes de ramonage, par ex. eau à haute pression, eau à basse pression, vapeur (seulement partiellement).

Le bruit peut être un problème avec certaines techniques, par ex. le nettoyage à l'explosif ou le frappe mécanique.

Données d'exploitation

Ces techniques qui permettent un nettoyage *on-line* et en continu des tubes de chaudière (en général, ce nettoyage est réalisé une fois par quart, soit une fois toutes les 8 heures) permettent normalement de réduire les arrêts de l'installation pour nettoyage et maintenance de la chaudière. [74, TWGComments, 2004]

En général, on réalise un nettoyage manuel de la chaudière lorsque l'encrassement a entraîné une augmentation de la température des gaz de combustion de 20 à 50 °C, soit une perte de rendement énergétique de 1,5 à 3 %.

Le nettoyage des faisceaux convectifs peut entraîner un endommagement mécanique de la structure de la chaudière et des tubes qui la composent, en particulier lorsque l'on utilise un nettoyage à l'explosif ou un frappe mécanique.

L'érosion des tubes peut conduire à une diminution du rendement énergétique et, éventuellement, peut rendre nécessaire leur remplacement.

Applicabilité

Tous les incinérateurs équipés de chaudières.

Données économiques

Aucune donnée fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Augmentation de la disponibilité de l'installation et de la récupération de chaleur.

Réduction de la corrosion, des émissions et de la consommation énergétique.

[74, TWGComments, 2004]

Exemple d'installations

Tous les incinérateurs réalisant une valorisation énergétique. [74, TWGComments, 2004]

Systèmes de nettoyage spécifiques sur certaines installations aux Pays-Bas et au Danemark, par exemple AVI ARN Beunigen (nettoyage à l'explosif avec des gaz), AVI Amsterdam et AVI Wijster (nettoyage à l'explosif avec de la dynamite). [74, TWGComments, 2004]

Bibliographie

[2, infomil, 2002] p 51 – 52, [1, UBA, 2001] p 119, [64, TWGComments, 2003]

4.4 Traitement des fumées**4.4.1 Facteurs à prendre en compte lors du choix du système de traitement des fumées****4.4.1.1 Eléments généraux**

[54, dechefdebien, 2003] Voici une liste (non exhaustive) d'éléments généraux à prendre en compte lors du choix du système de traitement des fumées :

- type de déchets, composition et plage de variation
- type de process de combustion utilisé et capacité
- débit et température des gaz de combustion
- composition des gaz de combustion et plages de variation
- valeurs limites d'émissions à respecter
- restrictions sur les rejets d'effluents aqueux
- exigences vis-à-vis de la visibilité du panache
- terrain et espace disponibles
- disponibilité et coût des exutoires pour les résidus produits/recyclés
- compatibilité avec les composants du process existant (dans le cas des installations existantes)
- disponibilité et coût de l'eau et des autres réactifs
- possibilités de fourniture d'énergie (par ex. fourniture de la chaleur récupérée par les laveurs-condenseurs)
- allocation de primes/subventions pour l'énergie exportée
- coût de traitement des déchets acceptable (tant selon des critères de marché que politiques)
- réduction des émissions par des procédés primaires
- nuisance sonore
- si possible, disposer les différents composants du système de traitement des fumées de telle sorte que, en allant de la chaudière à la cheminée, ils nécessitent des températures des gaz de plus en plus faibles

[74, TWGComments, 2004]

4.4.1.2 Optimisation en terme d'énergie

La consommation énergétique de certaines techniques de traitement des fumées peut représenter une part importante de l'ensemble des besoins en énergie de l'installation. Il est donc nécessaire de prendre en compte les besoins supplémentaires en énergie imposés par l'application de VLE plus basses. En particulier, voici quelques observations clés sur le sujet :

- réduire les émissions de poussières, ce qui inclut les cendres volantes (et les métaux captés avec les poussières), nécessite généralement une filtration supplémentaire, ce qui entraîne une augmentation de la consommation énergétique.
- réduire les émissions de NO_x en dessous de 100 mg/m³ est le plus souvent réalisé en utilisant un système SCR qui, étant donné qu'il ne peut dans le domaine de l'incinération être utilisé que sur des gaz peu chargés en poussières, est situé à la fin du système de traitement des fumées. Par conséquent, cela nécessite généralement un réchauffage des gaz, et donc un apport

d'énergie supplémentaire. Des niveaux très bas de SOx dans les gaz de combustion peuvent permettre d'utiliser le système SCR sans réchauffage des gaz (voir section 2.5.5.2.2).

L'énergie nécessaire pour améliorer l'épuration des gaz (afin d'atteindre des VLE très basses), si elle provient de celle générée par l'incinérateur, entraînera naturellement une réduction de la quantité d'énergie pouvant être exportée.

- la température en sortie chaudière a une influence majeure sur les besoins en énergie du système de traitement des fumées – si cette température est inférieure au point de rosée acide, un apport d'énergie supplémentaire sera nécessaire afin de réchauffer les gaz de combustion.
- en général, placer les composants du système de traitement des fumées de telle sorte que ceux qui nécessitent les températures des gaz les plus élevées précèdent ceux qui nécessitent des températures plus faibles, permet de réduire la consommation énergétique globale du système de traitement des fumées (cependant, dans certains cas, une tel ordonnancement des composants n'est pas possible, par ex. les systèmes SCR exigent généralement des gaz épurés et doivent donc être placés en fin du système de traitement des fumées, là où la température des gaz est la plus faible).

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.4.1.3 Optimisation globale et approche consistant à considérer le système de traitement des fumées dans son ensemble

Tout comme il est important de prendre en compte les aspects énergétiques (voir les sections relatives à la question de l'énergie ci-dessus), il est également important de considérer le système de traitement des fumées dans son ensemble. Cela est particulièrement pertinent dans le cas du traitement des fumées car les différents composants interagissent souvent entre eux, réalisant un abattement sur certains polluants, et ayant, par la même occasion, un effet sur d'autres. En fonction de la position des composants dans la « chaîne » de traitement des fumées, différents degrés d'efficacité d'épuration des gaz seront obtenus. [74, TWGComments, 2004] Les composants multifonctionnels sont courants, par exemple :

- si un filtre à manches est utilisé en aval d'une injection de réactifs, alors, en plus de sa fonction de dépoussiérage, il agira comme un réacteur complémentaire. Cela s'explique par le fait que la perte de charge à travers le tissu filtrant assure la distribution des gaz sur le gâteau de filtration, et que, dans ce cas, le gâteau contiendra des dépôts de réactifs ; de plus, en raison de la faible vitesse des gaz, le temps de séjour sera long. Un filtre à manches peut donc contribuer à la captation des gaz acides, des métaux sous forme gazeuse (tels que Hg et Cd), et des POPs (Polluants Organiques Persistants) tels que HAP, PCB, dioxines et furannes.
- en plus du traitement des gaz acides, les laveurs humides peuvent contribuer à la captation de certains polluants sous forme particulaire et également du mercure (si le pH est suffisamment bas ou en utilisant des réactifs).
- la dé-NOx SCR permet une destruction supplémentaire des dioxines si elle a été dimensionnée à cet effet.
- l'adsorption par charbon actif et coke de lignite a un effet sur les dioxines, mais aussi sur le mercure et d'autres substances.

[64, TWGComments, 2003] [54, decheftdebien, 2003]

4.4.1.4 Choix de la technique de traitement des fumées sur des installations nouvelles ou existantes

L'optimisation globale et l'interaction entre les différents composants du système de traitement des fumées (ainsi qu'entre ces composants et le reste du process d'incinération) sont des éléments importants à prendre en compte aussi bien pour les installations nouvelles que pour les installations

existantes. Dans le cas des installations existantes, le nombre de possibilités de techniques de traitement des fumées peut être beaucoup plus restreint que dans le cas d'installations nouvelles. Des informations sur la compatibilité entre process peuvent être trouvées dans les sections qui présentent individuellement les différentes techniques de traitement des fumées.

4.4.2 Réduction des émissions de poussières

La mise en œuvre d'un système permettant d'extraire les poussières des gaz de combustion est généralement considérée comme essentielle pour toute installation d'incinération.

Cette section traite :

- de l'étape de dépoussiérage située en tête du système de traitement des fumées (c.-à-d. *pré-dépoussiérage*) [NdT : ce qui est qualifié ici de pré-dépoussiérage est en fait un dépoussiérage en tête. En français en général, le terme de pré-dépoussiérage s'applique plutôt à une étape de dépoussiérage partielle précédant le reste du TF qui comporte un dépoussiéreur. Il s'agit d'une 'double filtration' comme mentionnée ci-dessous.]
- de l'étape de dépoussiérage située en fin du système de traitement des fumées, en tant que « finition » de l'épuration des fumées

Dans certains cas est mise en œuvre une double filtration ; cette dernière est également traitée dans cette section.

4.4.2.1 Mise en œuvre d'une étape de pré-dépoussiérage

Description

Cette section traite de l'étape de dépoussiérage située, généralement, après l'étape de pré-dépoussiérage qui se déroule dans la chaudière, [74, TWGComments, 2004] mais avant toute autre étape du système de traitement des fumées. [NdT : le pré-dépoussiérage mentionné ici est en fait relatif à la captation de cendres volantes dans les trémies sous chaudière.]

Les systèmes de pré-dépoussiérage suivants sont utilisés dans le cas de l'incinération des déchets :

- cyclones et multicyclones
- électrofiltres
- filtres à manches

Chacune de ces techniques a déjà été décrite en section 2.5.3.

Avantages environnementaux

Réduction de la charge particulaire des gaz de combustion avant entrée dans les composants aval du système de traitement des fumées.

La séparation des cendres volantes des résidus de traitement des fumées permet :

- une réduction des quantités de résidus de traitement des fumées
- un traitement séparé des cendres volantes en vue d'une possible valorisation/recyclage

La collecte séparée des différents composants des gaz de combustion ne présentera aucun avantage environnemental si les résidus ainsi séparés sont par la suite re-mélangés. Les considérations sur l'aval sont donc nécessaires pour évaluer les possibilités d'avoir de réels avantages d'une telle collecte séparée. [64, TWGComments, 2003]

Les électrofiltres et les cyclones peuvent avoir du mal à atteindre seuls la valeur limite d'émissions généralement appliquée aux poussières. Cependant, ils sont utiles en tant que pré-dépoussiéreurs et

peuvent contribuer à atteindre les niveaux d'émissions en poussières les plus bas lorsqu'ils sont combinés avec d'autres techniques.

[2, infomil, 2002] L'efficacité de dépoussiérage des cyclones augmente en fonction de la charge des gaz en poussières, du débit des gaz, de la taille des poussières et de leur densité.

Or, étant donné que les cendres volantes sont fines, leur densité est faible, et, de plus, la charge des gaz en poussières et le débit des gaz varient, ce qui limite au final l'efficacité de dépoussiérage des cyclones. Normalement, avec des cyclones, il n'est pas possible d'atteindre des valeurs de concentrations en poussières inférieures à 200 – 300 mg/m³. Les multicyclones, qui sont basés sur le même principe de dépoussiérage, peuvent, eux, atteindre des valeurs un peu plus basses, mais, néanmoins, des valeurs inférieures à 100 – 150 mg/m³ restent très difficiles à atteindre.

[2, infomil, 2002] Un électrofiltre peut atteindre des valeurs de concentrations en poussières bien plus basses que les (multi)cyclones. Selon sa conception, sa position dans le système de traitement des fumées (dépoussiéreur en tête ou dépoussiéreur final) et le nombre de champs dont il dispose, il est normalement possible d'atteindre des valeurs de concentrations en poussières de 15 à 20 mg/m³. Atteindre des valeurs inférieures à 5 mg/m³ est possible en augmentant le nombre de champs (2 ou 3) ainsi que la surface de l'électrofiltre (ce qui, par conséquent, entraîne une augmentation des coûts et de la place nécessaire à son installation).

Il existe un type particulier d'électrofiltres : **l'électrofiltre humide**. Ce dernier n'est généralement pas utilisé en tant que pré-dépoussiéreur, en raison des températures des gaz en tête du système de traitement des fumées. [64, TWGComments, 2003] En général, il est surtout utilisé comme dépoussiéreur finisseur, après l'étape de lavage des gaz. [74, TWGComments, 2004]

Les filtres à manches sont généralement des dépoussiéreurs très efficaces.

Lorsque l'on utilise des filtres à manches, le plus souvent on injecte en même temps des réactifs (bien que ce ne soit pas toujours le cas) afin de former une pré-couche sur les manches qui les protège de la corrosion et aide à la filtration (en particulier pour la filtration en profondeur). [74, TWGComments, 2004] Les réactifs couramment utilisés sont la chaux et le charbon actif.

L'utilisation de charbon actif permet de réduire la charge des gaz en dioxines pour les étapes aval de traitement des fumées. Dans le cas des systèmes humides, cela aide à réduire l'*effet mémoire* (c.-à-d. l'adsorption de dioxines par les matériaux plastiques du laveur) (NdT : adsorption, qui est suivie d'un relargage sur une longue période).

Effets croisés

Les effets croisés sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Critères	Unités	Valeurs	Commentaires
Besoins en énergie :	kWh/tonne de déchets incinérés		
Cyclone		Faible	Moindre efficacité de dépoussiérage pour les particules de taille <5 micromètres
Multicyclone		Faible	
Electrofiltre sec		Plus élevée (charge électrostatique)	Technologie couramment utilisée
Electrofiltre humide		Plus élevée (perte de charge)	
Filtre à manches		La plus élevée par perte de charge + décolmatage par injection d'air sous pression	Technologie couramment utilisée

Résidus : type		Cendres volantes	Il est possible de collecter séparément les cendres volantes des principaux polluants chimiques contenus dans les gaz de combustion (cela est vrai seulement dans le cas où l'on n'utilise pas de réactifs avec les pré-dépoussiéreurs)
Résidus : quantité	kg/t de déchets incinérés	12 – 20 (<50)	Sans réactifs (avec réactifs)
Consommation d'eau	l/t de déchets incinérés		<ul style="list-style-type: none"> • dans le cas des électrofiltres humides • pour le refroidissement des gaz avant les filtres à manches
Production d'effluents	l/t de déchets incinérés		<ul style="list-style-type: none"> • effluents issus d'électrofiltres humides
Visibilité du panache	oui/non	oui	<ul style="list-style-type: none"> • la visibilité du panache sera la plus importante dans le cas des électrofiltres humides

Tableau 4.20 : Effets croisés associés à l'utilisation de différents pré-dépoussiéreurs

[74, TWGComments, 2004]

Pour cette technique, les principaux effets croisés sont :

- la consommation énergétique des filtres à manches est plus élevée que celle des autres systèmes en raison d'une plus grande perte de charge
- pour pouvoir fonctionner, les électrofiltres consomment de l'électricité
- la production de cendres volantes par le traitement de fumées [NdT : pas clair]
- la concentration des gaz en PCDD/F peut augmenter pendant leur temps de séjour dans l'électrofiltre, surtout lorsque ce dernier fonctionne à des températures comprises entre 200 et 450 °C
- les cendres volantes et les résidus de traitement des fumées peuvent être séparés en mettant en œuvre un pré-dépoussiérage

Données d'exploitation

Le pré-dépoussiérage permet de réduire la charge des gaz en poussières pour les systèmes aval de traitement des fumées. Ces systèmes peuvent alors être réduits en capacité et peuvent présenter moins de risques de colmatage ; par conséquent, ils peuvent être conçus plus petits et pour un moindre coût.

Il faut surveiller le niveau de cendres dans la trémie d'évacuation (surtout si les filtres à manches sont installés directement après la chaudière) afin de limiter les risques d'incendies.

[2, infomil, 2002] Les cyclones sont de conception relativement simple, sans parties mobiles (exceptés les transporteurs utilisés pour l'enlèvement des cendres volantes en bas du cyclone) et, par conséquent, peuvent présenter une bonne disponibilité à des coûts relativement faibles. Cependant, la perte de charge du flux de gaz est relativement importante, ce qui implique un besoin en électricité plus important pour les ventilateurs et donc une consommation énergétique accrue.

[2, infomil, 2002] Pour le bon fonctionnement d'un électrofiltre, il est important que le flux de gaz soit distribué de façon homogène sur toute sa surface. La perte de charge des gaz dans un électrofiltre est faible, ce qui réduit sa consommation énergétique. Cependant, certains équipements de pré-dépoussiérage (par ex. électrofiltres, filtres) ont besoin d'électricité pour fonctionner. [74, TWGComments, 2004] Plus d'informations sur les électrofiltres sont disponibles en section 2.5.3.

Les électrofiltres peuvent être divisés en plusieurs compartiments (généralement, 1 à 4 champs

successifs), chacun avec son propre système électrique. Cela présente l'avantage que, même en cas de panne d'un des systèmes électriques (par ex. court-circuit dû à un colmatage des poussières ou à une coupure de câbles haute tension), [74, TWGComments, 2004] une part relativement importante de la capacité totale de dépoussiérage reste toujours disponible.

Les filtres à manches sont souvent divisés en caissons ; ces derniers peuvent être isolés pour permettre leur maintenance sans devoir arrêter les autres caissons.

Pour obtenir un rendement optimal de filtration, il est important que le flux de gaz soit distribué de façon homogène.

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> • nécessité d'installer des équipements supplémentaires • éléments d'exploitation sensibles 	M	Le fait d'avoir des équipements supplémentaires ajoute de la complexité, mais, d'un autre côté, ces derniers peuvent faciliter le fonctionnement des équipements aval de traitement des fumées.
Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> • capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée 	H	Chacun des systèmes peut être appliqué à des débits et à des compositions de gaz variables.
Niveau de compétences nécessaire	<ul style="list-style-type: none"> • besoins de formations supplémentaires et/ou de personnel supplémentaire 	H/M	Ce sont les filtres à manches qui nécessitent la plus grande attention ; les cyclones, eux, la moindre. Les électrofiltres se situent entre les deux.
Autres exigences	<ul style="list-style-type: none"> • Les filtres à manches peuvent nécessiter l'ajout de réactifs pour les protéger contre la corrosion et les incendies 		

Tableau 4.21 : Données d'exploitation associées à l'utilisation de systèmes de pré-dépoussiérage

Le tableau ci-dessous présente une comparaison des différents systèmes de dépoussiérage (utilisés comme pré-dépoussiérage ou comme dépoussiérage final) :

Systèmes de dépoussiérage	Concentrations en poussières généralement obtenues	Avantages	Inconvénients
Cyclone et multicyclone	<ul style="list-style-type: none"> • cyclone : 200 – 300 mg/m³ • multicyclone : 100 – 150 mg/m³ 	<ul style="list-style-type: none"> • robuste, relativement simple et fiable • utilisé en incinération de déchets 	<ul style="list-style-type: none"> • uniquement pour un pré-dépoussiérage • consommation énergétique relativement élevée (comparée à un électrofiltre)
Electrofiltre sec	<5 – 25 mg/m ³	<ul style="list-style-type: none"> • besoin en électricité relativement faible • peut être utilisé à des températures de gaz comprises entre 150 et 350 °C • largement utilisé en incinération de déchets 	<ul style="list-style-type: none"> • risque de formation de PCDD/F si utilisé à des températures comprises entre 200 et 450 °C

Electrofiltre humide	<5 – 20 mg/m ³	<ul style="list-style-type: none"> • peut atteindre des concentrations en poussières faibles • parfois utilisé en incinération de déchets 	<ul style="list-style-type: none"> • peu de retours d'expériences en incinération de déchets • surtout utilisé comme post-dépoussiéreur • engendre des effluents aqueux • accroît la visibilité du panache
Filtre à manches	<5 mg/m ³	<ul style="list-style-type: none"> • largement utilisé en incinération de déchets • la couche de résidus agit comme un filtre supplémentaire et un réacteur d'adsorption 	<ul style="list-style-type: none"> • consommation énergétique relativement élevée (comparée à un électrofiltre) • sensible à la condensation de l'eau et à la corrosion

Tableau 4.22 : Comparaison des différents systèmes de dépoussiérage
[2, infomil, 2002]

Applicabilité

L'applicabilité de la technique de pré-dépoussiérage est évaluée dans le tableau suivant :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> • applicable à tout type de déchets • peut ne pas être nécessaire pour les gaz de combustion ayant de faibles teneurs en poussières
Taille de l'installation	<ul style="list-style-type: none"> • aucune restriction
Installation nouvelle/existante	<ul style="list-style-type: none"> • la place disponible peut être un facteur à prendre en compte dans le cas des installations existantes
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> • les filtres à manches nécessitent un plus grand contrôle de la température
Facteurs clé d'emplacement de la technique	<ul style="list-style-type: none"> • l'installation d'équipements supplémentaires nécessite de la place

Tableau 4.23 : Évaluation de l'applicabilité de la technique de pré-dépoussiérage

Données économiques

Les principales implications de cette technique sur le plan économique sont les suivantes :

- augmentation des coûts d'investissement - en raison des équipements supplémentaires
- augmentation des dépenses énergétiques, en particulier pour les filtres à manches
- réduction possible des coûts de traitement des résidus lorsque qu'il existe des exutoires pour les cendres volantes (séparées des autres composants des gaz de combustion)
- le fait de gérer un plus grand nombre de flux de résidus (envoyés, soit vers des opérations de valorisation, soit vers des opérations d'élimination) peut engendrer une augmentation des coûts

Les coûts d'investissement sur un incinérateur de déchets municipaux comportant deux lignes et ayant une capacité totale de 200 000 T/an sont estimés de la façon suivante [12, Achternbosch, 2002] :

- électrofiltre (3 champs) : 2,2 millions EUR
- électrofiltre (2 champs) : 1,6 millions EUR
- filtre à manches : 2,2 millions EUR (cependant, il n'est pas clair si ce chiffre inclue, ou non, un refroidisseur des gaz en amont)

Les coûts de fonctionnement d'un filtre à manches utilisé comme pré-dépoussiéreur peuvent être plus élevés que dans le cas des autres systèmes de pré-dépoussiérage en raison d'une plus forte consommation énergétique (due à une perte de charge plus importante) et à l'injection de réactifs. Cependant, les filtres à manches ont une plus grande capacité d'abattement des poussières et des

autres polluants (en particulier, lorsqu'ils sont utilisés avec injection de réactifs), ce qui peut entraîner une diminution des coûts pour les systèmes aval de traitement des fumées.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- les cendres volantes, une fois séparées, peuvent être traitées et recyclées
- nécessité de réduire la capacité des systèmes aval de traitement des fumées (d'où nécessité de réduire la charge des gaz en poussières)
- volonté d'améliorer le fonctionnement des systèmes aval de traitement des fumées
- volonté de capter les PCDD/F avant qu'ils ne passent dans le laveur humide, de façon à réduire l'effet mémoire

Exemple d'installations

Technique largement utilisée dans de nombreux incinérateurs.

Bibliographie

[2, infomil, 2002], [55, EIPPCBSitevisits, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.2.2 Mise en œuvre d'un système de « finition » de l'épuration des gaz

Description

Cette technique concerne la mise en œuvre de systèmes de « finition » de l'épuration des gaz en vue d'un dépoussiérage final après passage par tous les composants du système de traitement des fumées, mais avant rejet à la cheminée. Les principaux systèmes utilisés sont :

- les filtres à manches
- les électrofiltres humides
- les laveurs venturi électrodynamiques
- les modules agglomérants
- les laveurs humides à ionisation

[74, TWGComments, 2004]

On peut aussi considérer que l'ajout d'un système final de traitement humide des fumées est un système de « finition » de l'épuration des gaz, intervenant après les autres systèmes d'abattement des gaz acides, etc. Cela est généralement fait pour contrôler spécifiquement les émissions de HCl lorsque ces dernières sont fortement variables. Ce traitement complémentaire est traité en section 4.4.3.6. [64, TWGComments, 2003]

Les principaux systèmes de « finition » de l'épuration des gaz ont déjà été décrits en section 2.5.3.

Des systèmes de « finition » sont aussi utilisés pour capter les gouttelettes présentes dans les fumées (surtout les petites).

Ils sont généralement utilisés pour éviter l'encrassement des équipements aval, tels que les systèmes SCR. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

La mise en œuvre de cette technique permet de réduire les émissions atmosphériques au-delà du niveau déjà atteint par les systèmes amont de traitement des fumées, et ce, de la façon suivante :

Substance(s)	Efficacité	Niveaux d'émissions atteignables	Commentai
--------------	------------	----------------------------------	-----------

	d'abattement (%)	moyenne semi-horaire (mg/Nm ³)	moyenne journalière (mg/Nm ³)	moyenne annuelle (mg/Nm ³)	émission spécifique (g/tonne de déchets incinérés)	res
Poussières		<30	0,04 – 5	<0,5		
Remarque : Le niveau d'émissions final atteint dépendra, d'une part, de la teneur en poussières en entrée de l'étape de dépoussiérage final (dépendante elle-même de la performance des systèmes amont de traitement des fumées) et, d'autre part, de l'efficacité d'abattement du système de dépoussiérage final utilisé. Les chiffres présentés ici donnent une idée des niveaux d'émissions qui sont généralement obtenus lorsque l'on met en œuvre un dépoussiérage final.						

Tableau 4.24 : Niveaux d'émissions associés à la mise en œuvre d'un dépoussiérage final par filtres à manches

[2, infomil, 2002], [1, UBA, 2001]

En plus de réduire les émissions de poussières, cette technique peut réduire les émissions d'autres polluants :

- métaux lourds – car les niveaux d'émissions de métaux lourds sont généralement associés à l'efficacité du dépoussiérage
- mercure et PCDD/F – lorsque du charbon actif est injecté dans les filtres à manches (en général avec des réactifs alcalins) où il joue le rôle d'absorbant
- gaz acides – lorsque des réactifs alcalins sont injectés pour protéger les filtres à manches

Les bénéfices de ces abattements supplémentaires de polluants peuvent être limités lorsque les systèmes amont de traitement des fumées ont été appliqués et ont déjà fortement réduit les concentrations des fumées en polluants.

Effets croisés

Les effets croisés sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Critères	Unités	Valeurs atteintes	Commentaires
Besoins en énergie	kWh/t de déchets incinérés		Besoins en énergie accrus (perte de charge)
Consommation de réactifs	kg/t de déchets incinérés		Davantage de réactifs utilisés
Consommation d'eau			Les électrofiltres humides génèrent des effluents aqueux, qui peuvent être recirculés dans le process
Résidus : type			Les cendres volantes et/ou les autres substances extraites des fumées lors de l'étape de « finition » de l'épuration des gaz constituent généralement un flux supplémentaire de résidus
Résidus : quantité	kg/t de déchets incinérés		Cela varie en fonction de la charge des gaz en entrée, ainsi que des systèmes amont de traitement des fumées qui ont été appliqués ; mais, en général, la quantité de résidus obtenus sera faible
Visibilité du panache	+/-	+/-	Les systèmes humides peuvent accroître la visibilité du panache

Tableau 4.25 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un système de « finition » de l'épuration des gaz
[74, TWGComments, 2004]

Pour cette technique, les principaux effets croisés sont :

- consommation énergétique due à la perte de charge à travers les filtres à manches

- production de résidus solides (cela est négligeable lorsque l'objectif premier est la « finition » de l'épuration des gaz)

Données d'exploitation

Une maintenance efficace des filtres à manches est très importante pour assurer leur bon fonctionnement et donc au final de faibles niveaux d'émissions.

La perte de charge à travers les filtres à manches est contrôlée de façon à maintenir un gâteau de filtration autour des manches. La perte de charge peut aussi être utilisée comme moyen de détection des dégâts causés aux manches (tels que l'encrassement irréversible).

En général, les émissions de poussières peuvent être réduites jusqu'à un niveau très bas, simplement en surveillant plus attentivement la perte de charge et en adoptant des critères plus stricts en ce qui concerne le remplacement des manches (c.-à-d. moins de latitude permise avant d'engager une action de maintenance).

Il est également possible de recourir à une analyse du média filtrant afin d'évaluer son état et sa durée de vie restante, ainsi que le niveau d'injection de réactifs requis.

Le fait d'avoir des systèmes constitués de plusieurs chambres distinctes où la perte de charge est contrôlée indépendamment des autres, ainsi qu'une surcapacité de filtration suffisante pour isoler les zones nécessitant un remplacement des manches, améliore la capacité de l'installation à atteindre les niveaux d'émissions les plus bas.

Les filtres à manches sont souvent divisés en caissons ; ces derniers peuvent être isolés pour permettre leur maintenance sans devoir arrêter les autres caissons.

Pour obtenir un rendement optimal de filtration, il est important que le flux de gaz soit distribué de façon homogène.

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> • nécessité d'installer des équipements supplémentaires • éléments d'exploitation sensibles 	H	Le fait de devoir installer des équipements supplémentaires ajoute de la complexité
Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> • capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée 	M	Comme il s'agit d'une technique installée en fin du système de traitement des fumées, elle est moins sujette aux variations des conditions d'entrée
Niveau de compétences nécessaire	<ul style="list-style-type: none"> • besoins de formations supplémentaires et/ou de personnel supplémentaire 	H	Une attention particulière doit être apportée à la maintenance des filtres à manches

Tableau 4.26 : Données d'exploitation associées à l'utilisation des systèmes de « finition » de l'épuration des gaz

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation / Commentaires
Type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> • l'abattement supplémentaire des métaux lourds grâce à cette technique rend cette dernière particulièrement adaptée aux situations où il est nécessaire de réduire encore davantage les émissions de ce type de polluants
Taille de l'installation	<ul style="list-style-type: none"> • les installations de grande capacité, avec des flux de gaz importants, peuvent avec cette technique réduire leur contribution aux émissions locales

Installation nouvelle/existante	<ul style="list-style-type: none"> • applicable aux installations nouvelles et existantes • en tant que technique installée en fin du système de traitement des fumées, sa mise en œuvre est bien adaptée aux cas de modernisations d'installations existantes où il y a nécessité de réduire les émissions de poussières • les installations existantes qui atteignent déjà, via d'autres systèmes, de faibles niveaux d'émissions de poussières (<10 mg/Nm³ en moyenne journalière) pourront difficilement retirer des bénéfices importants de l'ajout de cette technique
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> • une attention particulière doit être apportée à la température et au point de rosée acide • cette technique permet une épuration efficace des gaz avant passage dans un système SCR
Facteurs clé d'emplacement de la technique	<ul style="list-style-type: none"> • la place disponible peut être une limitation (du fait de la nécessité d'installer des équipements supplémentaires)

Tableau 4.27 : Evaluation de l'applicabilité de l'étape de « finition » de l'épuration des gaz

Données économiques

Les informations relatives aux coûts liés à cette technique sont fournies en section 10.2.4.

Les principales implications de cette technique sur le plan économique sont les suivantes :

- augmentation des coûts d'investissement en raison des équipements supplémentaires
- augmentation des coûts de fonctionnement – principalement due aux besoins en énergie (perte de charge), à l'achat d'air comprimé pour le décolmatage pneumatique des filtres à manches (si utilisé) ainsi qu'aux coûts de maintenance supplémentaires

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- la réglementation fixe des valeurs limites d'émissions basses sur les poussières, ou sur les métaux lourds (dont les concentrations sont liées à celles des poussières), ou lorsque un plus grand potentiel d'abattement en dioxines et en gaz acides est nécessaire
- des préoccupations existent au niveau local vis-à-vis de la qualité de l'air (sur laquelle le process pourrait avoir un impact)
- la technique joue le rôle de dépoussiéreur avant passage dans un système SCR

Exemple d'installations

Exemples en Allemagne, en Autriche et aux Pays-Bas.

D'autres exemples en France :

- Toulouse : modules agglotiltrants situés à la fin d'un système de traitement des fumées humide
- Tronville : filtre à manches avec injection de chaux et de charbon actif, situé à la fin d'un système de traitement des fumées humide
- Ocreal : filtre à manches situé en fin de système de traitement des fumées, avec injection de charbon actif pour le traitement des PCDD/F

[74, TWGComments, 2004]

Bibliographie

[3, Autriche, 2002], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.4.2.3 Mise en œuvre d'une double filtration par filtres à manches

Description

Cette technique concerne l'installation de deux filtres à manches en série à l'intérieur du système de traitement des fumées. Les deux filtres à manches peuvent très bien ne pas être immédiatement adjacents l'un à l'autre (c.-à-d. on peut trouver, entre les deux, d'autres composants du système de

traitement des fumées).

Par contre, cette technique ne concerne pas les cas où un filtre à manches est mis en série avec un autre type de filtres, c.-à-d. avec un électrofiltre, un cyclone, un laveur humide, etc.

Avantages environnementaux

Réduction supplémentaire des émissions de poussières. Des moyennes journalières inférieures à 1 mg/m³ peuvent être atteintes dans presque toutes les situations.

La séparation des résidus de traitement des fumées est possible, c.-à-d. la séparation entre les cendres volantes et les résidus de neutralisation des fumées. Cela peut permettre la valorisation/recyclage de l'une ou l'autre de ces fractions lorsque des exutoires adaptés existent.

Effets croisés

Les effets croisés sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Critères	Unités	Valeurs atteintes	Commentaires
Besoins en énergie	kWh/t de déchets incinérés	Élevés	Besoins en énergie accrus (perte de charge)
Consommation de réactifs	kg/t de déchets incinérés	3 – 15	Cela dépend du type de réactifs utilisés
Résidus : type		sec	Cendres volantes et sels
Résidus : quantité	kg/t de déchets incinérés	15 – 25	Cela varie en fonction de la charge des gaz en entrée, ainsi que des systèmes amont de traitement des fumées qui ont été appliqués
Visibilité du panache	+/-	+/-	Les systèmes secs à pulvérisation peuvent accroître la visibilité du panache [NdT : ???]

Tableau 4.28 : Effets croisés associés à la mise en œuvre d'une double filtration

[74, TWGComments, 2004]

Pour cette technique, les principaux effets croisés sont :

- augmentation importante de la consommation énergétique due à la perte de charge à travers l'ensemble du système de traitement des fumées
- production de résidus solides (généralement séparés des autres résidus de traitement des fumées)

Il est mentionné que l'utilisation de deux filtres à manches en série (même s'ils ne sont pas immédiatement adjacents), bien qu'entraînant des bénéfices potentiels en terme d'abattement supplémentaire de polluants, exige des ventilateurs plus puissants du fait de la perte de charge, ce qui entraîne donc une augmentation de la consommation électrique.

Données d'exploitation

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> • nécessité d'installer des équipements supplémentaires • éléments d'exploitation sensibles 	H	Le fait de devoir installer des équipements supplémentaires ajoute de la complexité
Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> • capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée 	H	Les conditions d'entrée au niveau de la première étape de filtration peuvent varier

			grandement sans que cela n'entraîne de grandes variations dans les niveaux d'émissions en sortie de la seconde étape de filtration
Niveau de compétences nécessaire	• besoins de formations supplémentaires et/ou de personnel supplémentaire	H	Une attention particulière doit être apportée à la maintenance des filtres à manches. Cela est encore plus important du fait qu'il y a deux filtres à manches.

Tableau 4.29 : Données d'exploitation associées à la mise en œuvre d'une double filtration

Les filtres à manches sont souvent divisés en caissons ; ces derniers peuvent être isolés pour permettre leur maintenance sans devoir arrêter les autres caissons.

Pour obtenir un rendement optimal de filtration, il est important que le flux de gaz soit distribué de façon homogène.

Applicabilité

Cette technique peut être appliquée à n'importe quel process d'incinération, mais est surtout applicable lorsque l'installation doit respecter des VLE en poussières très basses ou lorsqu'il est souhaité une séparation des différents composants des résidus de traitement des fumées.

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	• tout type de déchets
Taille de l'installation	• les installations de grande capacité, avec des flux de gaz importants, peuvent avec cette technique réduire leur contribution aux émissions locales
Installation nouvelle/existante	<ul style="list-style-type: none"> • applicable aux installations nouvelles et existantes • dans le cas où la seconde étape de filtration est ajoutée en fin du système de traitement des fumées, la mise en œuvre de cette technique est bien adaptée aux cas de modernisations d'installations existantes • les installations existantes qui atteignent déjà, via d'autres systèmes, de faibles niveaux d'émissions de poussières (<10 mg/Nm³ en moyenne journalière) pourront difficilement retirer des bénéfices importants de l'ajout de cette technique
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> • une attention particulière doit être apportée à la température et au point de rosée acide • cette technique permet une épuration efficace des gaz avant passage dans un système SCR
Facteurs clé d'emplacement de la technique	<ul style="list-style-type: none"> • la mise en œuvre de cette technique nécessite de la place • lieu où se trouve l'installation industrielle qui peut recycler les sels

Tableau 4.30 : Évaluation de l'applicabilité de la technique de double filtration

[74, TWGComments, 2004]

Données économiques

Coût additionnel du fait des équipements supplémentaires devant être installés.

Augmentation des dépenses énergétiques et des coûts de maintenance.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique est le plus souvent appliquée lorsque sont fixées de faibles valeurs limites d'émissions en poussières (par ex. valeurs inférieures à 2 mg/Nm³).

Possibilité de recyclage des sels.

Exemple d'installations

Plusieurs exemples en Belgique, Allemagne, France et autres.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.4.2.4 Choix du média filtrant utilisé pour les filtres à manches

Description

Le média filtrant choisi doit être bien adapté aux conditions physiques et chimiques dans lesquelles il sera utilisé.

Les caractéristiques clés des tissus utilisés pour la filtration des gaz incluent la température maximum de fonctionnement ainsi que la résistance aux acides, aux alcalis et à la flexion (due au décolmatage des manches). Egalement, l'humidité des gaz peut affecter la résistance et la stabilité dimensionnelle des tissus, du fait de la réaction d'hydrolyse.

Les propriétés d'un certain nombre de médias filtrants sont résumées ci-dessous ; certains peuvent être recouverts ou imprégnés de produits chimiques spéciaux (par ex. de soufre). [74, TWGComments, 2004]

Tissu	Température maximum (°C)	Résistance		
		Acides	Alcalis	Flexibilité physique
Coton	80	Faible	Bon	Très bon
Polypropylène	95	Excellent	Excellent	Très bon
Laine	100	Correct	Faible	Très bon
Polyester	135	Bon	Bon	Très bon
Nylon	205	Faible à correct	Excellent	Excellent
PTFE	235	Excellent	Excellent	Correct
Polyimide	260	Bon	Bon	Très bon
Fibre de verre	260	Correct à bon	Correct à bon	Correct
Remarques :				
1. Tous ces types de médias filtrants ne sont pas couramment utilisés en incinération – voir la partie « Données d'exploitation » ci-dessous				
2. Certains retours d'expériences semblent indiquer une température maximum de fonctionnement, commune à l'ensemble des médias filtrants, de 200 °C				

Tableau 4.31 : Données d'exploitation pour différents médias filtrants

[2, infomil, 2002] [67, Inspec, 2004]

Avantages environnementaux

Un média filtrant fiable, bien adapté aux conditions dans lesquelles il est utilisé, permet un abattement fiable des émissions.

Effets croisés

Si le média filtrant n'est pas adapté, cela peut accroître la perte de charge et ainsi réduire le débit de déchets traités.

Si de l'air à haute pression est nécessaire pour le décolmatage des manches, cela peut réduire la durée de vie de ces dernières.

Données d'exploitation

Voir les informations fournies dans la partie « Description » ci-dessus.

Le fait d'accroître la température peut conduire à faire fondre les composants plastiques présents dans le média filtrant, et donc entraîner des risques d'incendies.

Des gaz de combustion ayant un taux d'humidité élevé peuvent faire coller entre eux les médias filtrants, et donc conduire à des arrêts.

[74, TWGComments, 2004] Un revêtement en PTFE peut être utilisé pour améliorer le décolmatage des manches (enlèvement des sels collants et des particules solides). Sur des incinérateurs de déchets municipaux à Prague (République tchèque) et à Schwandorf (Allemagne) équipés de système semi-humides (voir aussi la section 4.4.3.2), il a été rapporté que l'utilisation de PTFE avait entraîné des améliorations sur le plan opérationnel.

Une analyse régulière des manches peut aider à évaluer leur durée de vie restante. [74, TWGComments, 2004]

Il est mentionné que plusieurs médias filtrants ne sont pas couramment utilisés dans les incinérateurs de déchets municipaux, par exemple le coton, la laine et le polypropylène.

Dans les incinérateurs de déchets municipaux, les principaux médias filtrants utilisés sont : polyimide (connu sous l'appellation P84), PPS (rarement), PTFE, fibre de verre (avec ou sans revêtement de PTFE). Certaines fibres peuvent également être combinées (par ex. P84+PTFE en vue d'une meilleure résistance aux hautes températures).

Les réactions chimiques qui se produisent dans le média absorbant peuvent affecter la température de fonctionnement.

La qualité du canevas est également importante, de même que la qualité des fibres.

Applicabilité

Cette technique est applicable à tous les incinérateurs utilisant des filtres à manches.

Données économiques

Les médias filtrants ont des coûts différents.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Les principaux facteurs incitatifs sont les performances d'abattement et l'adéquation du média filtrant aux conditions d'utilisation

Exemple d'installations

Dans tout incinérateur où des filtres à manches sont utilisés, c'est-à-dire dans de très nombreux cas.

Bibliographie

[2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.4.3 Réduction des émissions de gaz acides

Les parties ci-dessous qui composent cette section traitent des sujets suivants :

- description et évaluation des performances généralement atteintes par les principales techniques utilisées pour la réduction des gaz acides – y compris des considérations sur l'applicabilité de ces techniques dans différentes situations
- description et évaluation de certaines autres options (en terme de technologies ou de procédures) pertinentes pour la réduction des gaz acides

4.4.3.1 Systèmes de lavage humide

Description

Cette technique a déjà été décrite dans la section 2.5.4.

Généralement, les laveurs humides sont composés d'au moins deux étages :

- le premier à faible pH traite principalement le HCl et le HF
- dans le second est réalisée une injection de chaux ou de soude ; cet étage fonctionne à un pH de 6 – 8, principalement pour le traitement du SO₂

Les laveurs peuvent parfois être composés de trois étages ou plus – les étages supplémentaires étant généralement des sous-divisions du premier étage à faible pH pour des buts spécifiques.

Avantages environnementaux

Réduction des émissions dans l'air comme décrit ci-dessous :

Substance(s)	Efficacité d'abattement (%)	Emissions atteintes				Commentaires
		moyenne semi-horaire (mg/Nm ³)	moyenne journalière (mg/Nm ³)	moyenne annuelle (mg/Nm ³)	émission spécifique (g/tonne de déchets incinérés)	
HCl		0,1 - 10	<5	0,1 - 1	1 - 10	Concentrations très stables
HF		<1	<0,5	<0,1 - 0,5	<0,05 - 2	Concentrations très stables
SO ₂		<50	<20	<10	<5 - 50	Nécessite une étape de réaction avec injection d'absorbants (chaux ou soude) Les moyennes semi-horaires en SO ₂ peuvent fluctuer davantage

Tableau 4.32 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation de laveurs humides
[1, UBA, 2001, 2, Infomil, 2002, 12, Achternbosch, 2002]

Les systèmes humides sont, parmi tous les systèmes de traitement des fumées, ceux qui atteignent les meilleurs niveaux d'efficacité en terme d'abattement (pour les gaz acides solubles), et ce avec les plus faibles excès sur rapport stœchiométrique. [74, TWGComments, 2004]

Tandis que les systèmes de traitement des fumées basés sur une filtration à simple étage (par ex. les systèmes secs ou semi-humides) collectent les résidus ensemble (c.-à-d. sans aucune séparation), ce n'est généralement pas le cas pour les systèmes humides. En effet, ces derniers peuvent traiter le HCl, le HF et le SO₂ séparément des polluants particuliers, etc. qui sont souvent captés en amont. Ceci étant dit, les systèmes humides permettent une réduction supplémentaire des substances suivantes :

- poussières : lorsque la capacité du laveur est suffisamment grande pour empêcher le colmatage (plus couramment, une étape de pré-dépoussiérage est mise en œuvre en amont du laveur humide de façon à réduire la charge en poussières - jusqu'à 50 % de réduction - et éviter les problèmes de fonctionnement). [74, TWGComments, 2004]
- PCDD/F : si on utilise des matériaux de remplissage ('*packing*') imprégnés de carbone, on peut observer un abattement de la concentration en PCDD/F de 70 % ; sans cela, le taux d'abattement est négligeable. De plus, toujours dans le but d'abattre les PCDD/F, une injection de charbon actif ou de coke peut être réalisée dans le laveur, pour laquelle il est rapporté une efficacité d'abattement encore plus importante.

- Hg^{2+} s'il est mis en œuvre, dans le laveur, un premier étage à faible pH (~1), et si la teneur en HCl des déchets entraîne une acidification de cette étage, alors il est possible de capter le HgCl_2 ; néanmoins, cela n'a généralement pas d'effet sur le Hg métallique. [64, TWGComments, 2003]
- autres polluants lorsque les gaz de combustion bruts contiennent des polluants solubles dans l'eau (comme le brome ou l'iode), ces derniers, en raison des faibles températures de fonctionnement du laveur, peuvent être condensés et, de ce fait, passent dans les effluents du laveur.

Effets croisés

Les effets croisés sont identifiés dans le tableau 4.33 ci-dessous :

Critères	Unités	Gamme de valeurs	Commentaires
Besoins en énergie	kWh/t de déchets incinérés	19	Les pompes accroissent la demande en énergie
Consommation de réactifs	kg/t de déchets incinérés	2 – 3 (NaOH) ou ~10 (CaO) ou 5 – 10 (chaux/calcaire)	La plus faible de tous les systèmes
Rapport stœchiométrique des réactifs	Ratio	1,0 – 1,2	Le plus faible de tous les systèmes
Résidus : type			Boues de traitement des effluents ; dans certains cas, le HCl ou le gypse peut être récupéré
Résidus : quantité	kg (humide)/t de déchets incinérés kg (sec)/t de déchets incinérés	10 – 15 3 – 5	La plus faible de tous les systèmes. Ce chiffre n'inclut pas les cendres volantes collectées séparément, env. 16 kg/t de déchets incinérés.
Consommation d'eau	l/t de déchets incinérés	100 – 500	La plus élevée de tous les systèmes, mais peut être réduite par traitement et recirculation/condensation des effluents ainsi que par des températures faibles des gaz en amont du laveur
Production d'effluents	l/t de déchets incinérés	250 – 500	Nécessité de traiter les effluents avant leur rejet ou leur réutilisation
Visibilité du panache	+ / 0 / -	+	Fort taux d'humidité des gaz, mais peut être réduit par réchauffage/condensation

Remarque : Les données contenues dans ce tableau ont pour but de présenter les gammes de valeurs typiquement obtenues en exploitation. Les quantités précises de résidus et d'effluents dépendront d'un grand nombre de facteurs, comme par exemple de la charge en polluants des gaz de combustion bruts (polluants amenés par les déchets), des débits, des concentrations en réactifs, etc.

Tableau 4.33 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un laveur humide
[1, UBA, 2001, 2, Infomil, 2002, 12, Achternbosch, 2002]

Pour cette technique, les principaux effets croisés, par rapport aux autres options possibles, sont :

- consommation de réactifs la plus faible
- production de résidus la plus faible
- consommation d'eau la plus importante
- production d'effluents nécessitant une gestion adaptée
- augmentation de la visibilité du panache
- le phénomène d'« effet mémoire », c.-à-d. l'adsorption de dioxines par les matériaux plastiques des laveurs, doit être pris en compte

- si la température en entrée du laveur humide est trop élevée, les matériaux constitutifs du laveur peuvent être endommagés et détruits. [74, TWGComments, 2004]

La production d'effluents est généralement considérée comme étant de 300 kg/t de déchets municipaux incinérés, en supposant une consommation d'eau de 1000 kg/t de déchets municipaux incinérés. Ces chiffres sont plus élevés que ceux présentés dans le tableau ci-avant. [64, TWGComments, 2003]

Données d'exploitation

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> • nécessité d'installer des équipements supplémentaires • éléments d'exploitation sensibles 	H	Le nombre d'équipements est plus important que pour les autres systèmes
Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> • capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée 	H	Très robuste – parmi tous les systèmes, c'est le plus apte à faire face à des fluctuations de HC1/HF en entrée
Niveau de compétences nécessaire	<ul style="list-style-type: none"> • besoins de formations supplémentaires et/ou de personnel supplémentaire 	H	La conduite de l'installation de traitement des effluents associée nécessite un haut niveau de compétences

Tableau 4.34 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système humide de traitement des fumées

Les principales problématiques en terme d'exploitation sont :

L'effet mémoire dans les laveurs humides peut être un problème (en particulier du fait des périodes de maintenance ou de démarrage) et peut nécessiter la mise en œuvre de mesures spécifiques.

Le traitement des effluents nécessite une exploitation soignée de façon à obtenir de faibles niveaux d'émissions dans l'eau.

Afin de permettre leur bon fonctionnement, les laveurs humides nécessitent que les gaz aient été préalablement dépoussiérés via, par exemple, un électrofiltre ou un filtre à manches. [64, TWGComments, 2003]

La flexibilité des laveurs humides vis-à-vis des variations des concentrations en entrée concerne principalement le HC1 et le HF. Parfois, un traitement complémentaire est nécessaire pour atteindre la VLE en mercure, par exemple : injection d'un agent complexant dans le laveur alcalin ; injection de charbon actif dans le laveur acide ; injection d'un agent oxydant dans la phase gazeuse, avec en plus injection d'adsorbants. [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation /Commentaires
Type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> • peut être appliqué, en principe, à tout type de déchets • particulièrement adapté au cas où les gaz de combustion bruts sont de composition très variable (par ex. cas des déchets dangereux)

Taille de l'installation	<ul style="list-style-type: none"> • sans être pour autant limitée à ce type d'installations, la technique est généralement appliquée à des installations de taille moyenne à grande, en raison des économies d'échelle
Installation nouvelle/existante	<ul style="list-style-type: none"> • largement appliqué sur un grand nombre d'installations existantes
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> • la faible température des gaz en sortie de laveur humide (env. 70 °C) nécessite la mise en œuvre d'un réchauffage avant passage dans les systèmes aval de traitement des fumées, par ex. filtres à manches ou systèmes SCR • possibilité de (pré-)collecter séparément les cendres volantes
Facteurs clé d'implantation de la technique	<ul style="list-style-type: none"> • accroissement de la visibilité du panache (à moins que des mesures correctives ne soient prises) • les effluents chargés en sels (après traitement) doivent être rejetés (ou évaporés, ce qui, dans ce cas, nécessite un apport énergétique) • peut permettre la récupération du HCl, des sels, du gypse

Tableau 4.35 : Évaluation de l'applicabilité des systèmes humides de traitement des fumées

Données économiques

Les informations relatives au coût d'investissement lié à cette technique sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Composant du système de traitement des fumées	Coût d'investissement estimé (M EUR)	Commentaires
Laveur humide à deux étages	5	y compris le traitement des effluents
Laveur humide à trois étages	7	y compris le traitement des effluents
Installation d'évaporation externe des effluents du laveur	1,5 – 2	
Séchage par atomisation pour une évaporation en interne des effluents	1,5	le coût estimé semble minoré

Les coûts estimés se réfèrent à un incinérateur de déchets municipaux comportant deux lignes d'incinération et ayant une capacité totale de 200 kt/an

Tableau 4.36 : Coûts d'investissement estimés pour divers composants d'un système de traitement des fumées humide

[12, Achternbosch, 2002] [74, TWGComments, 2004]

Les principales implications de cette technique sur le plan économique, par rapport aux autres options possibles, sont les suivantes :

- coûts d'investissement plus élevés que pour les autres systèmes, principalement dû à l'installation de traitement des effluents et au nombre plus élevé d'équipements nécessaires
- les coûts associés à l'élimination des résidus peuvent être plus faibles, du fait d'une moindre production de résidus (qui sont normalement humides) [74, TWGComments, 2004]
- coûts de la main d'œuvre plus élevés, du fait de l'accroissement de la complexité du système

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- les valeurs limites d'émissions qui ont été fixées sont égales ou inférieures à celles définies dans la directive 2000/76/CE
- les coûts d'élimination des résidus de traitement des fumées sont élevés
- la composition des déchets en entrée de l'incinérateur est particulièrement difficile à prévoir/contrôler
- les déchets en entrée de l'incinérateur peuvent avoir des concentrations élevées et variables en acides ou en métaux lourds (c.-à-d. mercure ionique) [74, TWGComments, 2004]
- il est possible de rejeter les effluents chargés en sels (par ex. dans la mer)

Exemple d'installations

Les laveurs humides sont largement utilisés à travers l'Europe sur une grande variété de types de déchets.

Bibliographie

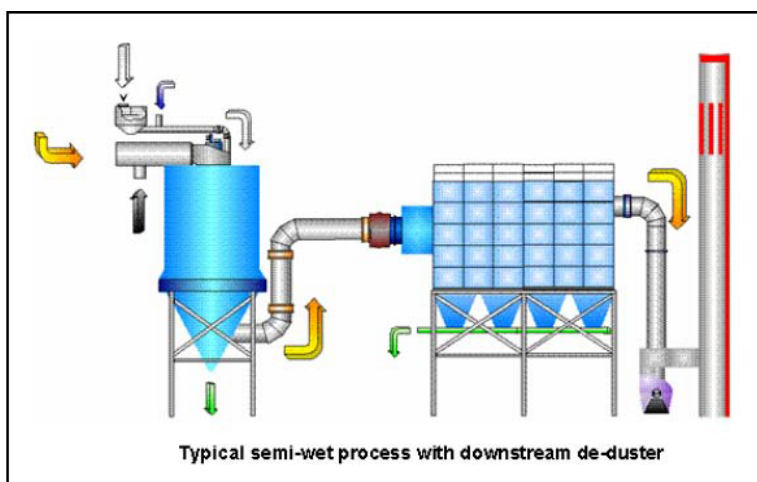
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Autriche, 2002, 12, Achternbosch, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.2 Systèmes de lavage semi-humide

Description

Cette technique a déjà été décrite dans la section 2.5.4.

Le schéma ci-dessous montre un système « typique » de traitement des fumées semi-humide, avec une tour d'évaporation/absorption sur la gauche ainsi qu'un dépoussiéreur en aval :



Typical semi-wet process with downstream de-duster

Système typique de traitement des fumées semi-humide, avec dépoussiéreur en aval

Figure 4.6: Diagramme montrant la conception typique d'un système semi-humide de FGT

Avantages environnementaux

Réduction des émissions dans l'air comme décrit ci-dessous :

Substance(s)	Efficacité	Emissions atteintes	Commentaires
--------------	------------	---------------------	--------------

	d'abattem ent (%)	moyenne semi- horaire (mg/Nm ³)	moyenne journalière (mg/Nm ³)	moyenne annuelle (mg/Nm ³)	émission spécifique (g/tonne de déchets incinérés)	
HCl		<50	3 – 10	2	4 – 10	Des valeurs plus faibles sont atteintes en augmentant l'injection de réactifs et en régulant l'injection. Les pics de polluants peuvent être gérés en installant, en amont, un analyseur de HCl. Les systèmes semi- humides peuvent capturer le SO ₂ en même temps que le HCl et le HF dans le même laveur.
HF		<2	<1	<0,5	<2	
SO ₂		<50	<20	<10	5 – 50	

Tableau 4.37 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système semi-humide
 [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 12, Achternbosch, 2002], [64, TWGComments, 2003]
 [74, TWGComments, 2004]

Dans le cas des laveurs semi-humides, il n'y a pas de rejet d'effluents du fait que la quantité d'eau utilisée est généralement plus faible que dans le cas des laveurs humides et que cette eau est évaporée avec les gaz de combustion.

Si elles sont de qualité convenable, certaines eaux issues de l'installation (par ex. les eaux pluviales) peuvent être envoyées vers le système de traitement des fumées. [74, TWGComments, 2004]

Les systèmes de traitement des fumées semi-humides atteignent de hauts niveaux d'efficacité en terme d'abattement (pour les gaz acides solubles).

Avec ces systèmes, il est possible de respecter des VLE faibles en ajustant la quantité de réactifs injectés et le point de consigne du système ; cependant cela se fait généralement au prix d'une augmentation de la consommation de réactifs ainsi que de la production de résidus.

Les systèmes semi-humides sont utilisés avec des filtres à manches de façon à retirer les réactifs qui ont été injectés ainsi que leurs produits de réaction. Des réactifs autres que les réactifs alcalins peuvent également être injectés dans la tour pour adsorber d'autres composants contenus dans les gaz de combustion (par ex. du charbon actif pour le Hg et les PCDD/F).

Les systèmes semi-humides sont le plus souvent utilisés en tant que réacteurs/filtres monoétage pour la captation combinée des substances suivantes :

- poussières – récupérées par le filtre à manches
- PCDD/F – adsorbées s'il y a injection de charbon actif, en plus du réactif alcalin
- Hg – adsorbées s'il y a injection de charbon actif, en plus du réactif alcalin

Effets croisés

Les effets croisés sont identifiés dans le tableau ci-dessous :

Critères	Unités	Gamme de valeurs atteintes	Commentaires
Besoins en énergie	kWh/tonne de déchets incinérés	6 – 13	La perte de charge à travers le filtre à manches accroît la demande en énergie

Consommation de réactifs	kg/tonne de déchets incinérés	12 – 20 (chaux)	Gamme de valeurs moyenne par rapport aux autres systèmes possibles
Rapport stœchiométrique des réactifs	Ratio	1,4 – 2,5	Les valeurs les plus faibles seront atteintes en mettant en œuvre une recirculation des réactifs ou dans le cas de déchets faiblement chargés en polluants
Résidus : type	kg	Non fourni	Résidus de traitement des fumées et cendres volantes collectés ensemble
Résidus : quantité	kg/tonne de déchets incinérés	25 – 50	Résidus de traitement des fumées et cendres volantes collectés ensemble
Consommation d'eau	l/tonne de déchets incinérés	Non fournie	Les valeurs les plus faibles seront atteintes lorsque la température des gaz en entrée est faible (sans cela, de l'eau sera nécessaire pour assurer un refroidissement)
Production d'effluents	l/tonne de déchets incinérés	Non fournie	
Visibilité du panache	+/-	0	Niveau moyen par rapport aux autres systèmes possibles
Remarque : Les données contenues dans ce tableau ont pour but de présenter les gammes de valeurs typiquement obtenues en exploitation. Les quantités précises de résidus et d'effluents dépendront d'un grand nombre de facteurs, comme par exemple de la charge en polluants des gaz de combustion bruts (polluants amenés par les déchets), des débits, des concentrations en réactifs, etc.			

Tableau 4.38 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un traitement des gaz acides semi-humide

[3, Autriche, 2002, 12, Achternbosch, 2002], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Pour cette technique, les principaux effets croisés sont :

- production plus importante de résidus que dans le cas des systèmes humides

Une collecte séparée des cendres volantes est possible si le système semi-humide est précédé par un électrofiltre. Ceci accroît alors la séparation entre cendres volantes et résidus de traitement des fumées, ce qui peut être intéressant s'il existe des possibilités de traitement/recyclage adaptées pour ces types de résidus.

Les systèmes semi-humides sont souvent utilisés en tant que multi réacteurs mono-étagé. De tels systèmes ont généralement des besoins en énergie moindres que les systèmes plus complexes à plusieurs étages.

Données d'exploitation

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> • nécessité d'installer des équipements supplémentaires • éléments d'exploitation sensibles 	M	<ul style="list-style-type: none"> • le nombre d'équipements nécessaires est plus faible que dans le cas des systèmes humides, mais est plus important que pour les systèmes secs et « <i>flash dry</i> ». • la température des gaz en entrée doit être contrôlée • une étape de pré-dépoussiérage peut faciliter le fonctionnement du système

			semi-humide
Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée 	M	<ul style="list-style-type: none"> peut permettre d'atteindre de faibles niveaux d'émissions pour la plupart des conditions d'entrée des changements rapides de la charge polluante des gaz en entrée peuvent être problématiques
Niveau de compétences nécessaire	<ul style="list-style-type: none"> besoins de formations supplémentaires ou de personnel supplémentaire 	M	<ul style="list-style-type: none"> pas d'effluents, donc aucun traitement d'effluents nécessaire une attention particulière doit être apportée à l'optimisation du dosage des réactifs

Tableau 4.39 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système de traitement des fumées semi-humide

La plupart des systèmes semi-humides comprend seulement une unité de mélange des réactifs (réactifs plus eau) ainsi qu'une tour de lavage par pulvérisation, et puis, après, un filtre à manches - il s'agit donc d'un système moins complexe que les systèmes de traitement des fumées humides.

La manipulation et le dosage des réactifs nécessitent une attention particulière afin d'assurer un fonctionnement efficace et optimisé du système semi-humide, en particulier lorsque les déchets traités sont hétérogènes, par exemple dans le cas de l'incinération de déchets dangereux. Un suivi du HCl en amont (voir section 4.4.3.9) permet d'optimiser le dosage de réactifs et permet également de gérer les pics de HCl, HF et SO₂ sans entraîner d'injection trop importante de réactifs.

Certaines installations produisent le Ca(OH)₂ directement sur site par extinction du CaO. Une bonne préparation de la chaux joue un rôle primordial sur le bon fonctionnement du système, car cela conditionne le risque d'encrassement du dispositif d'injection. Les injecteurs doivent être situés et conçus de telle sorte que leur maintenance et/ou leur remplacement pour nettoyage soit aisé. [74, TWGComments, 2004]

Le contrôle et la gestion des filtres à manches doivent être réalisés avec une attention particulière afin de repérer l'endommagement des manches et donc d'éviter les rejets qui en résulteraient. Des contrôles de pression différentielle sont couramment utilisés pour identifier les dommages causés aux manches et pour contrôler de façon générale le fonctionnement du système.

Les exigences en terme de températures sont très importantes. Notamment, il faut bien faire attention à éviter la corrosion au point de rosée dans le filtre à manches – pour ce faire, il est généralement utilisé des températures des gaz en entrée supérieures à 130-140 °C. À des températures inférieures à 130 °C, il peut y avoir des problèmes en raison de la nature hygroscopique du CaCl₂ formé. Les réactifs nécessitent généralement une température spécifique afin d'être dans les conditions optimales de réaction.

Il est rapporté qu'il peut y avoir des problèmes d'exploitation lorsque les systèmes semi-humides sont utilisés sur des gaz bruts très fortement chargés en polluants acides, car cela peut entraîner un accroissement du risque de colmatage du filtre.

Le niveau de complexité (sur le plan opérationnel) du réacteur et du filtre à manches utilisés dans les systèmes semi-humides peut être réduit par la mise en œuvre d'une étape de pré-dépoussiérage, par ex. en utilisant un électrofiltre ou un filtre à manches pourvu d'un média filtrant non collant (voir aussi la section 4.4.2.4). Cela permet d'éviter les problèmes suivants :

- sels de zinc collants (et autres sels ayant une faible température de fusion)
 - sels hygroscopiques formant une couche collante sur la surface du réacteur
- [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> • adaptée à la plupart des types de déchets • généralement moins adaptée que les laveurs humides aux cas où les concentrations en entrée sont très fortement variables
Taille de l'installation	• appliquée sur toutes tailles d'installations
Installation nouvelle/existante	• appliquée aux installations nouvelles ainsi qu'aux installations existantes dans le cadre de travaux de modernisation
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> • la température des gaz en sortie (120-170 °C) nécessite un réchauffage pour les systèmes aval de traitement des fumées, par exemple les systèmes SCR • la (pré-)collecte séparée des cendres volantes est possible • le filtre à manches constitue une étape efficace d'épuration des gaz pour un système SCR ou un système humide placé en aval (si utilisé comme pré-dépoussiéreur)
Facteurs clé d'emplacement de la technique	<ul style="list-style-type: none"> • aucune production d'effluents et donc aucun rejet nécessaire • disponibilité/coût des exutoires pour les résidus solides

Tableau 4.40 : Évaluation de l'applicabilité des systèmes de traitement des fumées semi-humides

Données économiques

Les informations relatives au coût d'investissement lié à cette technique sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Composant(s) du système de traitement des fumées	Coût d'investissement estimé (million d'EUR)	Commentaires
Filtre à manches	2	
Tour de séchage par pulvérisation	1 – 1,5	
Les coûts estimés se réfèrent à un incinérateur de déchets municipaux comportant deux lignes d'incinération et ayant une capacité totale de 200 kt/an		

Tableau 4.41 : Coûts d'investissement estimés pour divers composants d'un système typique de traitement des fumées semi-humide
[12, Achternbosch, 2002]

En terme d'exploitation, les points clefs sont les suivants :

- coûts d'investissement plus faibles que pour les systèmes humides, surtout pour des capacités relativement faibles [2, infomil, 2002]
- coûts d'élimination des résidus potentiellement plus élevés du fait d'une production plus importante de résidus (comparée à celle des systèmes humides)
- coûts de la main d'œuvre réduits (cf. systèmes humides) du fait d'un système moins complexe, en particulier car, avec ce système, il n'y a pas de coûts liés au fonctionnement d'une installation de traitement des effluents
- coûts liés au réactif alcalin accrus du fait de rapports stœchiométriques plus élevés

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- les valeurs limites d'émissions qui ont été fixées sont celles définies dans la directive 2000/76/CE
- les déchets traités n'entraînent pas des gaz de combustion bruts ayant une charge polluante très importante ou très variable
- il existe des exutoires pour les résidus solides produits
- la production d'effluents n'est pas souhaitée
- l'approvisionnement en eau est limité (en effet, cette technique consomme moins d'eau)
- les infrastructures pour l'évacuation des effluents n'existent pas ou sont limitées, par exemple dans le cas de zones rurales isolées dans des climats secs du fait du manque de besoin de traitement d'effluents
- la moindre visibilité du panache avec les systèmes non-humides peut également représenter un réel avantage dans les zones particulièrement sensibles aux impacts visuels [64, TWGComments, 2003]

Exemple d'installations

Technique largement utilisée en Europe, par exemple au Royaume-Uni, en Allemagne, en France et au Danemark.

Bibliographie

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Autriche, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 26, RSP, 1999, 54, decheffebien, 2003], [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.3 Systèmes intermédiaires avec un faible ajout d'eau et une recirculation des résidus (systèmes « *flash dry* »¹¹)

Description

Cette technique a déjà été décrite dans la section 2.5.4. Cette technique comporte des éléments à la fois des systèmes secs et des systèmes semi-humides, et est principalement caractérisée par un faible ajout d'eau et par des taux élevés de recirculation des résidus.

Il est rapporté que cette technique n'est mise en œuvre que lorsque le réactif utilisé est de la chaux. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Réduction des émissions dans l'air comme décrit ci-dessous :

Substance(s)	Efficacité d'abattement (%)	Niveaux d'émissions atteints				Commentaires
		moyenne semi-horaire (mg/Nm ³)	moyenne journalière (mg/Nm ³)	moyenne annuelle (mg/Nm ³)	émission spécifique (g/tonne de déchets incinérés)	
HCl	>99	<10	<6	2,9	10 – 30	Stable en raison d'un taux élevé de recirculation des résidus

¹¹ Note du traducteur : Le nom de ce système n'ayant pas de traduction française officielle, le nom anglais sera conservé dans la suite du document. Ce système y sera également parfois désigné par le terme « système intermédiaire ».

HF	>99,5	<2	<1	<0,5	1 – 5	Stable en raison d'un taux élevé de recirculation des résidus
SO ₂	>99	<50	<5	<1	5 – 50	Stable en raison d'un taux élevé de recirculation des résidus

Tableau 4.42 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système « flash dry »
 [57, Alstom, 2003] [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Le process, en combinaison avec des filtres à manches et avec ajout de réactifs, assure également la réduction des substances suivantes :

- poussières et métaux lourds associés (jusqu'à 0,4 – 2 mg/Nm³)
- Hg (avec injection de charbon actif, jusqu'à 0,002 – 0,015 mg/Nm³)
- PCDD/F (avec injection de charbon actif, jusqu'à 0,005 – 0,1 ng/Nm³)

La recirculation des résidus généralement mise en œuvre avec ce système présente les avantages suivants, en comparaison aux autres systèmes de traitement des fumées :

- réduction de la consommation de réactifs (cf. systèmes secs et semi-humides)
- réduction de la production de résidus solides (contient moins de réactifs ayant non réagi)
- réduction de la consommation d'eau et aucune production d'effluents (cf systèmes humides)

Effets croisés

Les effets croisés sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Critères	Unités	Gamme de valeurs atteintes	Commentaires
Besoins en énergie	kWh/tonne de déchets incinérés		<ul style="list-style-type: none"> • la perte de charge à travers le filtre à manches est ce qui est le plus consommateur en énergie • le système de recirculation des résidus consomme également de l'énergie
Consommation de réactifs	kg/tonne de déchets incinérés	7 – 15 (chaux)	
Rapport stœchiométrique des réactifs	ratio	1,2 – 1,8	
Résidus : type			<ul style="list-style-type: none"> • résidus de traitement des fumées et cendres volantes collectées ensemble (s'il n'y a pas de pré-collecte des cendres volantes) • on trouve moins de réactifs ayant non réagi
Résidus : quantité	kg/tonne de déchets incinérés	12 – 25	
Consommation d'eau	l/tonne de déchets incinérés		Dépend du refroidissement des gaz en entrée nécessaire pour atteindre la température de fonctionnement
Production d'effluents	l/tonne de déchets incinérés	0	
Visibilité du panache	+/-	0	Il est ajouté le minimum d'eau nécessaire à la bonne circulation des réactifs

Remarque : Les données contenues dans ce tableau ont pour but de présenter les gammes de valeurs typiquement obtenues en exploitation. Les quantités précises de résidus et d'effluents dépendront d'un grand nombre de facteurs, comme par exemple de la charge en polluants des gaz de combustion bruts (polluants amenés par les déchets), des débits, des concentrations en réactifs, etc.

Tableau 4.43 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un système « flash dry »
[3, Autriche, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 57, Alstom, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Pour cette technique, les principaux effets croisés sont :

- production de résidus solides
- consommation énergétique du fait de la perte de charge à travers le filtre à manches

Données d'exploitation

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> • nécessité d'installer des équipements supplémentaires • éléments d'exploitation sensibles 	M	<ul style="list-style-type: none"> • très peu d'équipements nécessaires • une attention particulière doit être apportée à la bonne circulation des réactifs et au contrôle de l'humidité
Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> • capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée 	H/M	<ul style="list-style-type: none"> • le grand volume « tampon » de réactifs recirculants permet d'accroître la flexibilité du système • pas aussi flexible que les systèmes humides
Niveau de compétences nécessaire	<ul style="list-style-type: none"> • besoins de formations supplémentaires ou de personnel supplémentaire 	M	<ul style="list-style-type: none"> • système simple

Tableau 4.44 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système « flash dry »
[57, Alstom, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Les taux d'injection de réactifs et de purge des résidus doivent être optimisés afin d'empêcher une saturation des absorbants et finalement une fuite de certaines substances (par ex. Hg et PCDD/F absorbés par le charbon actif).

Le niveau d'humidité doit être suivi et contrôlé afin de maintenir une bonne efficacité d'absorption des gaz acides.

Un contrôle du HCl en amont est utilisé pour optimiser les taux d'injection de réactifs alcalins et d'eau.

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> • tout type de déchets, excepté le cas où les concentrations en entrée sont fortement variables (par ex. avec des déchets dangereux) • actuellement appliqué sur : déchets municipaux, RDF, déchets de bois
Taille de l'installation	<ul style="list-style-type: none"> • surtout mis en œuvre sur des installations de petites à moyennes tailles du fait que ce système nécessite un plus grand filtre (en raison de la recirculation des résidus)

Installation nouvelle/existante	<ul style="list-style-type: none"> • aucune restriction particulière • les filtres doivent être de taille plus importante que dans le cas des autres systèmes (du fait de la recirculation des résidus)
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> • peut constituer une bonne étape de pré-dépoussiérage pour un système SCR placé en aval • peut fonctionner avec un système SNCR
Facteurs clé d’emplacement de la technique	<ul style="list-style-type: none"> • faible occupation au sol • moins adaptée lorsque des exutoires existent déjà pour le traitement/valorisation des cendres volantes collectées séparément

Tableau 4.45 : Évaluation de l’applicabilité des systèmes « *flash dry* »
[57, Alstom, 2003]

Données économiques

Il est rapporté que les coûts d’investissement sont légèrement plus faibles que pour les systèmes humides et semi-humides, en raison du nombre réduit d’équipements nécessaires et donc d’une moindre occupation au sol. Comparés, cette fois, aux systèmes secs, les coûts d’investissement sont légèrement plus élevés.

Cependant, il est également rapporté que la recirculation des résidus entraîne une augmentation des coûts du fait :

- de l’augmentation de la taille du filtre à manches
- de la nécessité d’accroître la capacité
- des équipements nécessaires au process de recirculation

[74, TWGComments, 2004]

Les coûts de fonctionnement associés à la consommation de réactifs et à la production de résidus se situeront entre ceux des systèmes semi-humides et des systèmes secs (pour des taux identiques de recirculation des résidus).

Il est rapporté que les coûts de fonctionnement sont réduits lorsque l’on met en œuvre une recirculation des résidus (ce qui est courant avec ce système) du fait d’une moindre consommation de réactifs (amélioration du rapport stœchiométrique cf. systèmes secs et semi-humides, et de l’absence de traitement d’effluents cf. systèmes humides) et de moindres coûts d’élimination des résidus.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- la consommation de réactifs doit être réduite
- la production de résidus doit être réduite
- l’espace disponible est limité
- il est souhaité un process simple

Exemple d’installations

Certain(e)s process/installations existant(e)s en : Suède, Norvège, Allemagne et Danemark.

Bibliographie

[57, Alstom, 2003] [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.4 Systèmes secs de traitement des fumées

Description

Cette technique a déjà été décrite dans la section 2.5.4.

La chaux (par ex. chaux éteinte, chaux à haute surface spécifique) et le bicarbonate de soude sont couramment utilisés en tant que réactifs alcalins.

L'ajout de charbon actif permet, lui, la réduction, par absorption, du Hg et des PCDD/F.

Lorsque le bicarbonate de soude finement broyé est injecté dans des gaz chauds (au-dessus de 140 °C), il se transforme en carbonate de soude à forte porosité et par conséquent assure l'absorption des gaz acides. [59, CEFIC, 2002]

Avantages environnementaux

Réduction des émissions dans l'air comme décrit ci-dessous :

Substance(s)	Efficacité d'abattement (%)	Niveaux d'émissions atteints				Commentaires
		moyenne semi-horaire (mg/Nm ³)	moyenne journalière (mg/Nm ³)	moyenne annuelle (mg/Nm ³)	émission spécifique (g/tonne de déchets incinérés)	
HCl		<60	<10			Les valeurs fournies dans ce tableau respectent les VLE dans l'air fixées par la directive 2000/76/CE
HF		<4	<1			
SO ₂		<200	<50			

Tableau 4.46 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système sec dont le réactif alcalin est de la chaux

Substance(s)	Efficacité d'abattement (%)	Niveaux d'émissions atteints				Commentaires
		moyenne semi-horaire (mg/Nm ³)	moyenne journalière (mg/Nm ³)	moyenne annuelle (mg/Nm ³)	émission spécifique (g/tonne de déchets incinérés)	
HCl		<20	<5			
HF		<1	<1			
SO ₂		<30	<20			

Tableau 4.47 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système sec dont le réactif alcalin est du bicarbonate de soude
[59, CEFIC, 2002] [74, TWGComments, 2004]

Bien que cette technique permette d'être en conformité vis-à-vis des VLE fixées par la directive 2000/76/CE, il n'est généralement pas possible, pour une situation donnée, d'atteindre les mêmes niveaux d'émissions (très bas) qu'avec les autres systèmes de traitement des fumées, sans augmenter le taux d'injection de réactifs et donc la production de résidus qui en résulte.

La recirculation des résidus peut réduire jusqu'à un certain point ces effets croisés, mais peut, par la même occasion, entraîner des difficultés sur le plan opérationnel en ce qui concerne les systèmes de dosage des réactifs.

Effets croisés

Les effets croisés sont identifiés dans le tableau ci-dessous :

Critères	Unités	Gamme de valeurs atteintes	Commentaires
Besoins en énergie	kWh/tonne de déchets incinérés		Principalement du fait de la perte de charge à travers le filtre à manches. La température de fonctionnement plus

			élevée que pour les autres systèmes peut permettre des économies d'énergie sur le réchauffage des gaz.
Consommation de réactifs	kg/tonne de déchets incinérés	10 – 15	Les valeurs correspondent à une consommation de bicarbonate de soude sur un incinérateur de déchets municipaux
Rapport stœchiométrique des réactifs	ratio	1,25 (NaHCO ₃)	Typiquement, dans le cas du bicarbonate de soude, l'excès sur rapport stœchiométrique est de 25 %
		1,5 – 2,5 (CaOH)	Dans le cas de la chaux, des valeurs plus faibles peuvent être atteintes en mettant en œuvre une recirculation des résidus
Résidus : type			Résidus de traitement des fumées et cendres volantes collectés ensemble ou séparément s'il y a une étape de pré-dépoussiérage
Résidus : quantité	kg/tonne de déchets incinérés	7 – 25	Valeurs fournies à partir d'une tonne de déchets municipaux
Consommation d'eau	l/tonne de déchets incinérés	0	Pas besoin d'eau
Production d'effluents	l/tonne de déchets incinérés	0	Aucun
Visibilité du panache	+/-	-	La plus faible de tous les systèmes
Remarque : Les valeurs qui seront obtenues en exploitation varieront en fonction des variations locales sur le type de déchets, etc.			

Tableau 4.48 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un système de traitement des fumées sec [64, TWGComments, 2003]

Pour cette technique, le principal effet croisé est la production de résidus solides, qui est généralement plus importante qu'avec les autres systèmes (toutes choses égales par ailleurs), bien que cette différence puisse être un tant soit peu réduite par la mise en œuvre d'une recirculation des résidus (remarque : spécifique pour chaque technique).

Avec du bicarbonate de soude, les résidus solides sont plus solubles qu'avec de la chaux, mais sont en quantité significativement moindre.

Les résidus des systèmes utilisant du bicarbonate de soude ont, dans certains cas, été traités et recyclés en industrie chimique. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> • nécessité d'installer des équipements supplémentaires • éléments d'exploitation sensibles 	F	<ul style="list-style-type: none"> • process simple avec peu d'équipements nécessaires
Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> • capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée 	M/F	<ul style="list-style-type: none"> • peut fonctionner avec des gaz fortement chargés en polluants acides • large gamme de températures de fonctionnement (avec le bicarbonate de soude (140-300 °C))

Niveau de compétences nécessaire	• besoins de formations supplémentaires ou de personnel supplémentaire	M/F	• système simple • le filtre à manches nécessite une attention particulière
---	--	-----	--

Tableau 4.49 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système de traitement des fumées sec

[59, CEFIC, 2002]

Les réactifs secs doivent être manipulés de façon à éviter les émissions de poussières, par ex. celles provenant des événements des silos.

Il est rapporté que des températures de fonctionnement supérieures à environ 180 °C peuvent entraîner une détérioration des performances d'adsorption des PCDD/F et du Hg par le charbon actif.

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation /Commentaires
Type de déchets	• appliqué sur une large gamme de types de déchets
Taille de l'installation	• les systèmes secs modernes sont appliqués sur une large gamme de tailles d'installations
Installation nouvelle/existante	• aucune restriction
Compatibilité entre process	• les températures de fonctionnement plus élevées font que ce process est bien adapté à être combiné avec un système SCR en aval
Facteurs clé d'emplacement de la technique	• faible visibilité du panache • aucune production d'effluents • le traitement/élimination des résidus doit être pris en compte

Tableau 4.50 : Évaluation de l'applicabilité des systèmes de traitement des fumées secs

[59, CEFIC, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Données économiques

Les coûts liés aux équipements sont similaires à ceux des systèmes semi-humides, exceptés pour les éléments suivants :

- en général, dans le cas des systèmes secs, il est utilisé un filtre à manches relativement plus grand
- des températures de fonctionnement potentiellement plus élevées peuvent entraîner des économies en terme de réchauffage des gaz, par exemple dans le cas d'un système SCR placé en aval
- les systèmes secs ne nécessitent pas d'unité de préparation/mélange des réactifs

Coûts de fonctionnement

- augmentation de la consommation de réactifs, cf. systèmes humides
- augmentation des coûts d'élimination des résidus, cf. autres systèmes de traitement des fumées
- économies du fait de l'absence d'effluents à traiter

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La principale raison de l'utilisation des systèmes secs est leur grande simplicité.

Cette technique a été mise en œuvre lorsque les VLE ont été fixées égales à celles de la directive 2000/76/CE.

Les restrictions en terme d'alimentation et de rejets en eaux incitent à l'utilisation des systèmes secs. En effet, dans certains cas, les autorités compétentes ont pris des mesures spécifiques interdisant les rejets d'eau – les systèmes secs (et semi-humides) sont alors préférables.

Exemple d'installations

Technique largement utilisée à travers l'Europe. Plus de 110 installations fonctionnent avec ce système dans plus de 10 pays européens, au Japon ainsi qu'aux USA.

On trouve, en France, plusieurs exemples d'incinérateurs de déchets dangereux utilisant des système secs.

Technique avec un taux de croissance d'environ 10 à 15 installations par an.

Bibliographie

[59, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.5 Choix du réactif alcalin

Description et avantages environnementaux

Plusieurs types de réactifs alcalins (ainsi que des combinaisons de ces réactifs) sont utilisés dans les systèmes de traitement des fumées des installations d'incinération de déchets. Ces différentes options présentent, chacune, différents avantages et inconvénients ; leur choix est généralement fortement influencé par les choix techniques d'ensemble.

La chaux peut être utilisée dans tous les types de systèmes de traitement des fumées, bien qu'elle le soit le plus souvent dans les systèmes humides et semi-humides. Elle est utilisée sous forme de chaux éteinte dans les systèmes secs et en lait de chaux dans les systèmes semi-humides ; de la chaux à haute surface spécifique (HSS) peut également être utilisée. [74, TWGComments, 2004]

Le bicarbonate de soude est utilisé principalement sur des systèmes secs.

La soude et le calcaire sont, en général, uniquement utilisés sur des systèmes humides.

Les avantages et inconvénients de l'utilisation de chacun de ces réactifs sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Réactif	Avantages	Inconvénients	Commentaires/ autres données
Soude	<ul style="list-style-type: none"> hautement réactif avec les gaz acides faible taux de consommation faible production de résidus solides 	<ul style="list-style-type: none"> coût/kg de réactif plus élevé coût variable (trimestriel) formation de sels solubles produit très corrosif dégagements d'odeurs si en contact avec de l'humidité 	<ul style="list-style-type: none"> seulement utilisé dans les systèmes humides
Chaux	<ul style="list-style-type: none"> réactivité moyenne (réactivité plus grande dans le cas de la chaux à haute surface spécifique) possibilité de fonctionner à températures plus élevées dans le cas de la chaux à haute surface spécifique coût/kg de réactif plus faible faible solubilité des résidus dans le cas d'utilisation de laveurs humides, il est possible 	<ul style="list-style-type: none"> la manipulation peut être problématique et la récupération difficile 	<ul style="list-style-type: none"> les résidus issus des systèmes secs, « <i>flash dry</i> » et semi-humides utilisant de la chaux sont fortement alcalins

	de récupérer le gypse		
Calcaire	<ul style="list-style-type: none"> • réactivité moyenne • coût/kg de réactif plus faible • faible solubilité des résidus • dans le cas d'utilisation de laveurs humides, il est possible de récupérer le gypse 	<ul style="list-style-type: none"> • dégagement de CO₂, qui doit être purgé au niveau du laveur de HCl 	<ul style="list-style-type: none"> • Peu utilisé dans les incinérateurs de déchets municipaux • principalement utilisé dans les systèmes humides • parfois utilisé dans le cas des fours à lit fluidisé
Bicarbonate de soude	<ul style="list-style-type: none"> • hautement réactif, tant sur le SO₂ que sur le HCl • faible taux de consommation (rapport stœchiométrique ~ 1,25) • faible production de résidus, variable selon le rapport stœchiométrique • purification et réutilisation des résidus possibles/mises en œuvre • efficace sur une large gamme de températures de fonctionnement (140 – 300 °C, voir commentaires dans la partie « Données d'exploitation » ci-dessous) • la large gamme possible de températures de fonctionnement et la grande efficacité d'abattement du SO₂ rendent l'utilisation de ce réactif particulièrement compatible avec un système SCR placé en aval • pas d'injection d'eau / contrôle d'humidité nécessaire 	<ul style="list-style-type: none"> • résidus avec une part soluble plus importante • les résidus solides solubles qui se forment peuvent poser problème pour leur élimination (néanmoins, ces derniers peuvent être utilisés dans l'industrie chimique) • coût/kg de réactif plus élevé que pour la chaux • un dispositif de réduction de la granulométrie est nécessaire et peut causer des problèmes de disponibilité du fait des risques d'encrassement qu'il entraîne 	<ul style="list-style-type: none"> • 10 – 15 kg/tonne de déchets municipaux incinérés, sans compter les cendres volantes et les cendres sous chaudière

Tableau 4.51 : Comparaison des caractéristiques de divers réactifs alcalins
[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

Les principaux effets croisés à prendre en compte dans le choix du réactif sont :

- la quantité de résidus produits
- les possibilités de recyclage des résidus produits (hors site)
- la nature/composition des résidus produits et son impact sur les opérations aval d'élimination/recyclage etc.
- la production et la gestion des effluents contenant des sels solubles

Les résidus de chlorures issus du traitement du HCl sont fortement solubles.

Données d'exploitation

Voir les commentaires du tableau 4.51 ci-dessus.

La gamme de températures adéquate pour un système sec utilisant du bicarbonate de soude est liée au phénomène de transformation du bicarbonate de soude en carbonate de soude ; ce phénomène accroît la surface et la porosité du réactif, et par conséquent sa réactivité.

Ce phénomène est observable à partir de températures d'environ 100 °C, mais des températures plus élevées sont nécessaires pour s'assurer que la cinétique de la réaction est convenable. À partir de 140 °C, la cinétique est, en général, suffisamment rapide, avec encore des améliorations possibles de la réactivité à des températures de 160 – 180 °C.

Dans certains cas, des systèmes de traitement des fumées mixtes sont mis en œuvre : ils peuvent fonctionner, soit avec de la chaux à haute surface spécifique, soit avec du bicarbonate de soude. Ces systèmes mixtes sont moins optimisés sur le plan opérationnel, mais, en contre partie, les coûts liés aux réactifs peuvent être mieux contrôlés. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> la soude est bien adaptée au cas où l'on a des concentrations en entrée variables, par ex. dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux
Taille de l'installation	<ul style="list-style-type: none"> pour des raisons de coûts, la soude est moins intéressante que le CaCO_3 dans les installations de grande taille
Installation nouvelle/existante	<ul style="list-style-type: none"> peut être applicable à la fois dans les installations nouvelles et existantes
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> la soude est utilisée uniquement dans les systèmes humides
Facteurs clé d'emplacement de la technique	<ul style="list-style-type: none"> les possibilités d'élimination/recyclage des résidus produits peuvent avoir une influence le coût et la disponibilité des réactifs (au niveau local) peuvent être un facteur

Tableau 4.52 : Évaluation de l'applicabilité de divers réactifs alcalins
[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Données économiques

Les coûts liés aux réactifs sont un composant dans le choix du système global de traitement des fumées et peuvent ne pas être déterminants à eux seuls.

Le coût global lié aux réactifs est facteur à la fois du coût unitaire par kilogramme de réactif, de la quantité nécessaire de réactifs (rapport stœchiométrique), ainsi que de la disponibilité et du coût des options de traitement/élimination des résidus.

Par exemple, dans le cas des systèmes secs, c'est la chaux qui a le coût unitaire par kilogramme de réactif le plus faible, mais c'est au bicarbonate de soude qu'est associé le taux d'injection le plus faible (kg de réactif par tonne de déchets traités) ; cela entraîne qu'au final, le coût lié aux réactifs par unité de déchets traités sera similaire. La disponibilité et le coût des options de traitement/élimination des résidus peuvent alors devenir, dans ce cas, un facteur déterminant.

Des informations et estimations supplémentaires en terme de coûts sont fournies en annexe de ce document (voir la section 10.2.4).

Il est rapporté que le prix de la soude est sujet à variations.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Les principaux facteurs incitatifs pour le choix des réactifs sont les suivants :

- réactif ayant la capacité de traiter les gaz de combustion issus des déchets incinérés
- compatibilité avec le reste de l'installation et notamment avec le système de traitement des fumées choisi
- coût lié aux réactifs par tonne de déchets traités
- disponibilité et coût des options de traitement/élimination des résidus

Exemple d'installations

La chaux, la soude et le calcaire sont tous les trois utilisés dans une grande variété d'incinérateurs à travers l'Europe, ainsi qu'ailleurs. Le nombre total d'incinérateurs qui utilisent ces réactifs (en Europe seulement) est estimé à plus de 100.

Le système sec avec bicarbonate de soude est utilisé dans plus de 130 usines à travers plus de 10 pays européens, ainsi qu'au Japon (ce système est également considéré comme une référence aux États Unis). [64, TWGComments, 2003]

Sur ces 130 usines, on trouve environ 75 incinérateurs :

- 36 incinérateurs de déchets municipaux (env. 2 Mt/an de déchets municipaux)
- des incinérateurs de déchets spéciaux (plus de 500 kt/an de déchets spéciaux)

D'autres incinérateurs utilisent des systèmes secs avec bicarbonate de soude pour l'incinération de pneus usagés, de boues de stations d'épuration et de DASRI :

- environ 35 en France
- 44 en Italie
- d'autres en Allemagne, en Belgique, au Portugal et au Royaume Uni

Les systèmes secs avec bicarbonate de soude connaissent un taux de croissance d'environ 10 à 15 nouvelles installations par an.

Bibliographie

[59, CEFIC, 2002, 64, TWGComments, 2003]

4.4.3.6 Ajout d'un laveur humide en tant que système de « finition » de l'épuration des gaz

Description

Il est possible de considérer que l'ajout d'un système final de traitement humide des fumées est un système de « finition » de l'épuration des gaz qui vient après les autres systèmes de traitement des gaz acides etc. Cet ajout d'une étape de « finition » est généralement réalisé dans le but de contrôler les émissions de HCl et de SO₂ lorsque ces dernières sont importantes ou variables. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Plus grande fiabilité dans la réduction des émissions de gaz acides (HCl, HF, SO₂) jusqu'à des niveaux correspondants aux valeurs basses des plages de valeurs fournies en section 4.4.3.1.

Effets croisés

Voir la section 4.4.3.1.

Données d'exploitation

Voir la section 4.4.3.1.

Applicabilité

Voir la section 4.4.3.1.

Principalement mis en œuvre sur des installations existantes dont les émissions de gaz acides sont importantes ou variables et lorsqu'il y a une volonté de contrôler ces émissions pour les ramener à de moindres niveaux.

Cette technique est surtout adaptée aux déchets ayant des concentrations élevées ou variables en chlore ou autres précurseurs d'acides (par ex. les déchets dangereux ou les déchets municipaux contenant des déchets industriels).

Données économiques

Voir la section 4.4.3.1.

Etant donné que, dans le cas de cette technique, on considère l'ajout d'une étape supplémentaire de « finition » de l'épuration des gaz, les coûts supplémentaires engendrés seront importants.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Voir la section 4.4.3.1. Les facteurs incitatifs à la mise en œuvre de cette technique sont les mêmes que ceux correspondant, de façon générale, à la mise en œuvre d'un système de traitement des fumées humide.

Exemple d'installations

Information non fournie

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.4.3.7 Recirculation des résidus de traitement des fumées à l'intérieur du système de traitement des fumées

Description

Les résidus collectés par les filtres à manches utilisés dans les systèmes de traitement des fumées secs, semi-humides et systèmes similaires (mais pas humides) (voir aussi les sections 4.4.3.2, 4.4.3.3 et 4.4.3.4) contiennent généralement une proportion importante de réactifs n'ayant pas réagi, en plus des cendres volantes et des autres polluants retirés des fumées. Une part de ces résidus récupérés peut être recirculée à l'intérieur même du système de traitement des fumées.

Du fait de la recirculation, la taille du système de traitement des fumées est généralement plus importante afin de s'adapter au volume supplémentaire de résidus recirculés.

Avantages environnementaux

La recirculation des réactifs à l'intérieur du système de traitement des fumées présente les avantages suivants :

- réduction de la consommation de réactifs (cf. systèmes secs et semi-humides)
- réduction de la production de résidus solides (ces résidus contiennent moins de réactifs ayant non réagi)

La réduction des émissions dans l'air est similaire à celle présentée en section 4.4.3.3.

Effets croisés

Pour cette technique, les principaux effets croisés sont :

- production de résidus solides (néanmoins, cette production est moindre que dans le cas où il n'y pas de recirculation)
- consommation énergétique du fait de l'utilisation de filtres à manches

Il a été rapporté, dans certains cas, une augmentation des rejets de mercure. Par conséquent, lorsque l'on met en œuvre cette technique, il est nécessaire de tenir compte de la teneur en mercure en entrée et de prendre les dispositions nécessaires pour assurer une captation suffisante de ce mercure.

Données d'exploitation

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/ Faible)	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> • nécessité d'installer des équipements supplémentaires • éléments d'exploitation sensibles 	H/M	<ul style="list-style-type: none"> • une attention particulière doit être apportée à la bonne circulation des réactifs et au contrôle de l'humidité
Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> • capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée 	H/M	<ul style="list-style-type: none"> • le grand volume « tampon » de réactifs recirculants permet d'accroître la flexibilité du système • pas aussi flexible que les systèmes humides vis-à-vis des variations des conditions d'entrée
Niveau de compétences nécessaires	<ul style="list-style-type: none"> • besoins de formations supplémentaires ou de personnel supplémentaire 	M/F	

Tableau 4.53 : Données d'exploitation associées à la mise en œuvre d'une recirculation des résidus [57, Alstom, 2003] [64, TWGComments, 2003]

Les taux d'injection de réactifs et de purge des résidus doivent être optimisés afin d'empêcher une saturation des adsorbants et finalement une fuite de certaines substances (par ex. Hg et PCDD/F adsorbés par le charbon actif).

Le niveau d'humidité doit être suivi et contrôlé afin de maintenir une bonne efficacité d'adsorption des gaz acides.

Un contrôle du HCl en amont est utilisé pour optimiser les taux d'injection de réactifs alcalins et d'eau.

Certaines parties du système de traitement des fumées doivent être de taille plus importante afin de pouvoir incorporer le volume supplémentaire de résidus recirculés.

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> • tout type de déchets excepté le cas où les concentrations en polluants en entrée sont fortement variables (par ex. avec des déchets dangereux), à moins que cette technique ne soit combinée avec un autre système spécifique au traitement de ces polluants • actuellement appliquée sur : déchets municipaux, RDF, déchets de bois
Taille de l'installation	<ul style="list-style-type: none"> • aucune restriction
Installation nouvelle/existante	<ul style="list-style-type: none"> • aucune restriction particulière • les filtres doivent être de taille plus importante que dans le cas des autres systèmes (du fait de la recirculation des résidus)
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> • compatible avec tous les systèmes de traitement des fumées, excepté les systèmes humides

Facteurs clé d’emplacement de la technique	<ul style="list-style-type: none"> • espace nécessaire pour un réacteur de plus grande taille
---	--

Tableau 4.54 : Évaluation de l’applicabilité de la recirculation des résidus
[57, Alstom, 2003], [64, TWGComments, 2003]

Une alternative à cette technique, qui permet également de réduire la consommation de réactifs et la production de résidus, est l’utilisation de systèmes à *passage unique* performants. Il s’agit de systèmes de traitement des fumées qui ont été conçus et qui fonctionnent de telle façon que les réactifs, une fois utilisés, ont pour la plupart réagi (c.-à-d. qu’il reste dans les résidus peu de réactifs ayant non réagi), et ce, sans mettre en œuvre de recirculation des résidus.

Dans ce cas, des analyses sur les résidus peuvent être réalisées afin de déterminer la part de réactifs ayant réagi par rapport à ceux ayant non réagi.

Données économiques

Augmentation de la taille du filtre à manches et donc des coûts, du fait d’une plus grande capacité nécessaire pour assurer la recirculation des résidus.

Les coûts de fonctionnement sont réduits du fait d’une moindre consommation de réactifs (amélioration du rapport stœchiométrique, cf. systèmes secs) et de moindres coûts d’élimination des résidus.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- la consommation de réactifs doit être réduite
- la production de résidus doit être réduite

Exemple d’installations

Cette technique a été mise en œuvre dans les pays suivants : Suède, Norvège, Allemagne, Danemark et Espagne.

Bibliographie

[57, Alstom, 2003], [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.8 Ajout de réactifs alcalins directement dans les déchets (désulfuration directe)

Description

Cette technique a déjà été décrite dans la section 2.5.4.2. Elle est, en général, seulement appliquée aux fours à lit fluidisé.

Le réactif alcalin réagit directement dans le four avec les gaz acides et réduit ainsi la charge en polluants acides des gaz de combustion bruts, avant que ceux-ci ne passent dans le système de traitement des fumées.

L’adsorption des polluants acides dans le four (donc à hautes températures) est bien plus efficace pour le SO₂ que pour le HCl ; les principales applications de cette technique sont donc les cas où les gaz de combustion bruts sont assez fortement chargés en SO₂, par exemple dans le cas de l’incinération de boues. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Réduction de la charge polluante des gaz de combustion bruts et par conséquent réduction des

niveaux de consommations et d'émissions associés au système de traitement des fumées en aval.

Effets croisés

Pour cette technique, les principaux effets croisés sont :

- consommation de réactifs dans le four
- impact sur la qualité des mâchefers, du fait que les sels et les réactifs en excès se retrouvent dans les mâchefers
- le fait de changer la composition des gaz de combustion (ratio SO_2/HCl) peut avoir un impact sur les performances du système aval de traitement des fumées, peut modifier le profil de PCDD/F et peut également entraîner des problèmes de corrosion au niveau du système de traitement des fumées

L'ajout de chaux directement dans les déchets n'aura pas seulement un impact sur la qualité des mâchefers, mais aussi sur la composition et la résistivité des cendres volantes (c.-à-d. ces dernières contiendront plus de Ca et plus de composés soufrés; de plus, les polluants seront davantage dilués du fait de l'obtention d'une plus grande quantité de résidus de traitement des fumées) [64, TWGComments, 2003]

Données d'exploitation

Le principal avantage de cette technique est qu'elle peut réduire les problèmes de corrosion dans la chaudière.

Etant donné que le rapport stœchiométrique est assez élevé, la technique n'améliore pas les performances globales du système de traitement des fumées. [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

Applicable uniquement aux fours à lit fluidisé.

Données économiques

La réduction des coûts liés au système de traitement des fumées doit être mise en balance avec les coûts supplémentaires engendrés par l'ajout de réactifs dans les déchets.

Coûts d'investissement supplémentaires pour la mise en œuvre du dispositif d'injection de réactifs dans le four/dans les déchets.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre sur des installations existantes, lors de travaux de modernisation, lorsqu'il était difficilement possible, sur le système de traitement des fumées de ces installations, d'accroître la capacité de traitement des gaz acides.

Exemple d'installations

Information non fournie

Bibliographie

[1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

4.4.3.9 Mise en œuvre d'un suivi des gaz acides en vue d'optimiser le système de traitement des fumées

Description

En utilisant un analyseur de HCl à réponse rapide en amont et/ou en aval des systèmes de traitement des fumées secs et semi-humides, il est possible d'ajuster le fonctionnement de ces systèmes de telle

sorte que la quantité de réactifs alcalins utilisée soit optimale par rapport au niveau d'émissions visé. La technique est généralement mise en œuvre en tant que méthode complémentaire de contrôle des pics de concentrations (en complément de la formation d'une couche de réactifs sur les filtres à manches qui fournit déjà un important « effet tampon » vis-à-vis des fluctuations de réactifs).

Cette technique ne concerne pas les laveurs humides du fait que, dans ce cas, le média utilisé pour épurer les fumées est de l'eau et que l'alimentation d'un laveur humide en eau est contrôlée, non pas par la concentration des gaz bruts en HCl, mais par les taux d'évaporation et de purge. [64, TWGComments, 2003]

Un contrôle du SO₂ est parfois également réalisé [64, TWGComments, 2003]. Néanmoins, le simple fait de prévenir les pics de HCl peut être suffisant pour s'assurer, par la même occasion, que le taux d'injection de réactifs est bien adapté au contrôle du SO₂ et qu'il permet donc de limiter les pics de ce polluant.

Avantages environnementaux

- les pics de polluants dans les gaz bruts sont anticipés et, de ce fait, ne se traduisent pas au final par des émissions élevées dans l'air
- cette technique permet d'adapter le taux d'injection de réactifs à la demande réelle, ce qui permet au final de réduire la consommation de réactifs
- les résidus contiennent moins de réactifs ayant non réagi

Effets croisés

Aucun effet croisé significatif

Données d'exploitation

Le temps de réponse de l'analyseur doit être suffisamment rapide de façon à ce que le signal de commande puisse arriver à temps à l'équipement réalisant le dosage de réactifs et puisse ainsi influencer efficacement sur ce dosage.

Il est essentiel que les analyseurs soient résistants à la corrosion car l'environnement dans lequel ils sont situés est particulièrement agressif. Des problèmes d'encrassement peuvent également survenir.

L'ajustement de la capacité d'absorption du système de traitement des fumées peut être réalisée de deux manières différentes :

- variation du débit, en utilisant des pompes ou des vis de dosage à vitesse variable
- variation de la concentration de réactifs dans le cas des systèmes semi-humides – quand il y a des bacs de mélange de faible volume qui assurent le taux de variation de la concentration

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	Particulièrement adapté aux systèmes de traitement des fumées secs, semi-humides et « <i>flash dry</i> » confrontés, en entrée, à des concentrations en gaz acides fortement variables
Taille de l'installation	Les installations de petite taille sont susceptibles de tirer les meilleurs bénéfices de la mise en œuvre de cette technique ; car les déchets « chargés » auront plus d'impacts sur des petites installations
Installation nouvelle/existante	Adapté aux installations nouvelles et existantes - particulièrement adapté aux cas de travaux de modernisation sur des installations existantes lorsque le contrôle des gaz acides peut être encore davantage optimisé

Compatibilité entre process	Principalement appliqué sur les systèmes secs et semi-humides
Facteurs clé d'emplacement de la technique	Pas de problématique particulière

Tableau 4.55 : Évaluation de l'applicabilité de la mise en œuvre d'un suivi des gaz acides sur les gaz de combustion bruts en vue d'optimiser le système de traitement des fumées

Cette technique n'est généralement pas nécessaire pour les systèmes de traitement des fumées équipés de laveurs humides, du fait que ces derniers ont une grande flexibilité vis-à-vis des concentrations de HCl en entrée.

Moins applicable lorsque les déchets sont homogénéisés et lorsque leur qualité est contrôlée, c.-à-d. lorsque sont menées des opérations de sélection, de mélange ou de prétraitement des déchets. Principalement applicable lorsque le contrôle de la qualité des déchets en entrée du four est limité.

Données économiques

Information non fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre lors de travaux de modernisation sur des installations existantes confrontées à des dépassements ponctuels de valeurs limites d'émissions.

La technique a également été intégrée dans la conception de nouveaux process.

Exemple d'installations

Mise en œuvre sur certains incinérateurs au Royaume-Uni et en France.

Bibliographie

[17, ONYX, 2000] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4 Réduction des émissions d'oxydes d'azote

La mise en œuvre de mesures primaires est généralement très importante pour réduire la formation des NO_x lors de l'étape de combustion. Ces mesures primaires ont déjà été décrites dans ce document (voir les sections 4.1 et 4.2). Elles concernent principalement la gestion et la préparation des déchets, et tout particulièrement les techniques de traitement thermique utilisées.

Cette section du BREF traite des techniques qui sont mises en œuvre pour réduire les émissions de NO_x via le recours à des techniques secondaires (c.-à-d. techniques d'abattement).

En général, ce sont des combinaisons de techniques primaires et secondaires qui sont mises en œuvre.

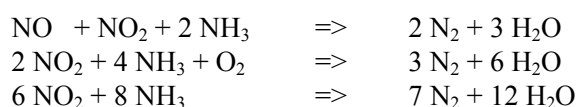
4.4.4.1 Réduction catalytique sélective (SCR, de l'anglais *Selective Catalytic Reduction*)

Description

Cette technique a déjà été décrite en section 2.5.5.

Les réactions les plus courantes rencontrées dans un système SCR (qui sont des réactions catalysées) sont :





Dans le cas de l'incinération de déchets, le système SCR est généralement placé après les étapes de dépoussiérage et de traitement des gaz acides (les exemples de mise en œuvre de cette technique sur des gaz fortement chargés en poussières/non épurés sont rares).

Ceci étant le cas, un réchauffage des gaz de combustion est généralement nécessaire après les étapes amont de traitement des fumées (en général, la température en sortie du système de traitement des fumées est de 70 °C pour les systèmes humides et de 120 - 180 °C pour la plupart des filtres à manches) de façon à atteindre la température de fonctionnement du système SCR (voir ci-dessous).

Placer le système SCR directement après un dépoussiéreur sur gaz chauds n'est pas courant mais est utilisé sur un certain nombre d'installations en Europe ; cela peut permettre d'éviter de devoir réchauffer les gaz à un quelconque endroit du système de traitement des fumées, et peut donc permettre d'éviter les inconvénients qui en découlent. [74, TWGComments, 2004]

Il est rapporté que les gammes de températures de fonctionnement des systèmes SCR sont de 180 - 450 °C [64, TWGComments, 2003]. Cependant, en général, ces systèmes fonctionnent entre 230 et 320 °C. Les températures de fonctionnement les plus basses nécessitent généralement des gaz davantage épurés en entrée du système SCR.

La concentration des gaz en SO₂ peut être problématique car le SO₂ est un « poison de catalyseur ».

Le catalyseur est généralement constitué d'un support (TiO₂) avec ajout de substances actives (V₂O₅ et WO₃).

Avantages environnementaux

Réduction des émissions atmosphériques – généralement comme suit :

Substance(s)	Efficacité d'abattement (%)	Gammes de valeurs atteintes				Commentaires
		moyenne semi-horaire (mg/Nm ³)	moyenne journalière (mg/Nm ³)	moyenne annuelle (mg/Nm ³)	émission spécifique (kg/tonne de déchet incinérés)	
NO _x	> 80 %	15 – 220	15 – 100	15 – 100	0,15 – 0,60	
NH ₃	non disponible		< 10			
N ₂ O	non disponible					Information non fournie

Tableau 4.56 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système SCR
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 60, Reimann, 2002]

De plus, s'il est spécifiquement conçu à cet effet (couches de catalyseur supplémentaires, température de fonctionnement plus élevée), le système SCR peut aussi catalytiquement détruire les molécules de PCDD/F (voir section 4.4.5.3). Des rendements de destruction de 98 – 99,9 % sont observés, donnant des émissions de PCDD/F de l'ordre de 0,05 – 0,002 ng/Nm³ TEQ.

L'utilisation d'un système SCR permet généralement d'obtenir de plus faibles niveaux d'émissions de NO_x qu'avec les autres techniques de dé-NO_x.

Les principaux inconvénients de cette technique sont son coût d'investissement plus élevé ainsi que sa consommation d'énergie (généralement du gaz naturel, du fuel léger ou de la vapeur haute pression) qui est nécessaire pour réchauffer les gaz jusqu'à la température de réaction du catalyseur.

Le choix de systèmes pouvant fonctionner efficacement à la limite basse de cette gamme de températures et l'utilisation d'échangeurs de chaleur permettent de réduire les besoins supplémentaires en énergie.

Effets croisés

Pour cette technique, le principal effet croisé est la consommation d'énergie pour le réchauffage des gaz. Néanmoins, cette consommation d'énergie peut être réduite si la température de fonctionnement du catalyseur est faible. Cependant, dans un tel cas, la régénération du catalyseur par sublimation des sels (généralement réalisée hors site) nécessitera alors un apport d'énergie supplémentaire. [74, TWGComments, 2004]

La consommation d'énergie pour le réchauffage des gaz, et les coûts associés, sont généralement fortement réduits par l'utilisation d'un échangeur de chaleur qui utilise la chaleur en sortie du système SCR pour réchauffer les gaz en entrée de ce système. Les pertes d'énergie, et par conséquent la demande supplémentaire en énergie, sont alors réduites à l'échange de chaleur et aux pertes par radiation. Dans les cas où il y a une demande pour de l'eau moyennement chaude, des économies supplémentaires peuvent être réalisées en installant un échangeur de chaleur supplémentaire pour récupérer l'énergie en sortie du système SCR, en vue de la fournir à un client. Un tel système a été utilisé sur l'installation SYSAV, Malmö, Suède. [64, TWGComments, 2003]

Les deux schémas ci-dessous illustrent la mise en œuvre d'un système SCR en aval de systèmes de traitement des fumées non humide (c.-à-d. sec ou semi-humide) et humide. Les profils de températures sont également présentés.

On peut voir que le second système proposé (celui avec le traitement des fumées humide) comprend une étape supplémentaire d'échange de chaleur. Cela permet de réduire le besoin en énergie supplémentaire, mais, en contre partie, engendre des gaz plus froids en sortie de cheminée, ce qui peut nécessiter la mise en œuvre de mesures particulières pour empêcher la corrosion de la cheminée et peut entraîner une augmentation de la visibilité du panache.

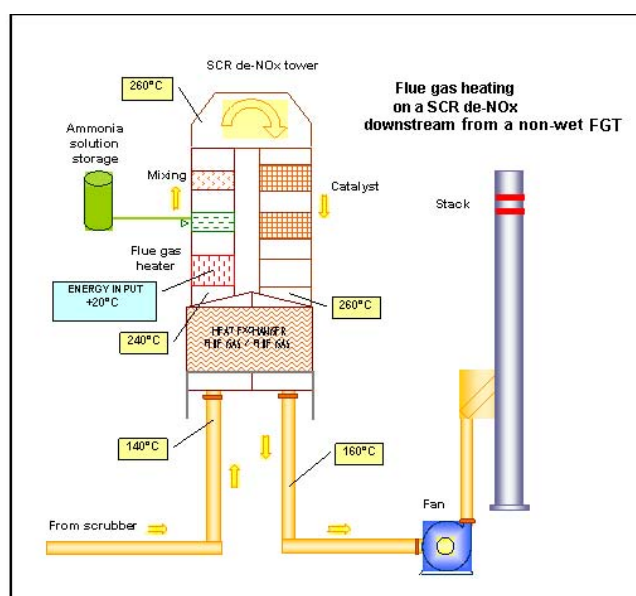


Figure 4.7: Diagram of an SCR system downstream of non-wet FGT showing typical heat exchange and temperature profiles

Stockage d'ammoniaque	Tour dé-NOx SCR	Réchauffage des gaz sur une dé-NOx SCR en aval d'un

		traitement de fumées non humide
Mélange	Catalyseur	Cheminée
Réchauffage des gaz		
APPORT D'ÉNERGIE +20 °C		
	Echangeur de chaleur fumées/fumées	
Gaz issus du laveur		Ventilateur

Figure 4.7: Diagramme d'un système SCR en aval d'un FGT non humide présentant l'échange de chaleur et les profils de températures typiques

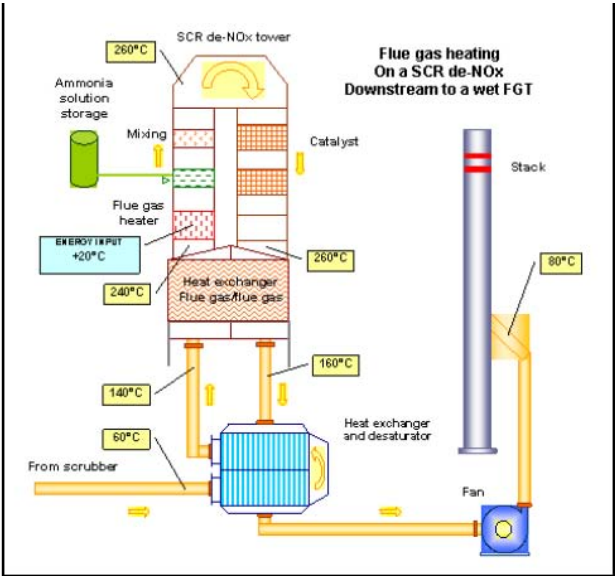


Figure 4.8: Diagram of an SCR system downstream of a wet FGT system showing additional heat exchange and temperature profiles

Figure 4.8: Diagramme d'un système SCR en aval d'un système FGT humide présentant des profils d'échange de chaleur et de température supplémentaires

	Tour dé-NOx SCR	Réchauffage des gaz sur une dé-NOx SCR en aval d'un traitement de fumées humide
Stockage d'ammoniaque		
Mélange	Catalyseur	
Réchauffage des gaz		Cheminée
APPORT D'ÉNERGIE +20 °C		

	Echangeur de chaleur fumées/fumées	
Gaz issus du laveur		Echangeur de chaleur et désaturateur
		ventilateur

Les taux de consommation de réactifs (généralement de l'ammoniaque) sont plus faibles avec cette technique qu'avec un système SNCR.

Les effets croisés sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Critères	Unités	Gamme de valeurs	Commentaires
Besoins en énergie	kWh/t de déchets incinérés	65 – 100 (thermique) 10 – 15 (électrique)	Le « thermique » concerne le réchauffage des gaz. L'« électrique » concerne la perte de charge supplémentaire engendrée par le catalyseur.
Consommation de réactifs	kg/t de déchets incinérés	3,2 (3,6l)	Ammoniaque à 25 %
Rapport stœchiométrique des réactifs	ratio	1 – 1,1	Les chiffres se rapportent aux concentrations en entrée des polluants
Résidus : type			Catalyseur utilisé une fois remplacé
Résidus : quantité	kg/t de déchets incinérés	0,01	
Consommation d'eau	l/t de déchets incinérés		Non significatif
Production d'effluents	l/t de déchets incinérés		Nulle
Impact sur la visibilité du panache	+/-	-	Réduit du fait du réchauffage des gaz mis en œuvre avec le système SCR
Remarque : Les données contenues dans ce tableau ont pour but de présenter les gammes de valeurs typiquement obtenues en exploitation. Les quantités précises de résidus et d'effluents dépendront d'un grand nombre de facteurs, comme par exemple de la charge en polluants des gaz de combustion bruts (polluants amenés par les déchets), des débits, des concentrations en réactifs, etc.			

Tableau 4.57 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un système SCR

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 60, Reimann, 2002] [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> nécessité d'installer des équipements supplémentaires éléments d'exploitation sensibles 	H	Équipement supplémentaire nécessaire

Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée 	H	Taux d'abattement élevés généralement atteints. Les concentrations des gaz en entrée en SO ₂ , SO ₃ et P peuvent être problématiques. Réduction combinée des NO _x et des PCDD/F.
Niveau de compétences nécessaire	<ul style="list-style-type: none"> besoins de formations supplémentaires ou de personnel supplémentaire 	H/M	

Tableau 4.58 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système SCR

La température du catalyseur joue un rôle important sur les réactions et sur la vitesse relative de ces réactions. La gamme de températures optimale pour la réduction catalytique dépend du type de catalyseur utilisé, mais se situe généralement entre 200 et 350 °C. D'autres types de catalyseurs peuvent avoir des températures optimales plus faibles. [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

De façon générale, des températures de fonctionnement du catalyseur plus faibles se traduisent par des vitesses de réaction plus lentes (la réaction de réduction des NO sera relativement plus touchée par ce phénomène que celle des NO₂) et, potentiellement, par une fuite d'ammoniac.

D'un autre côté, des températures plus élevées entraînent une diminution de la durée de vie du catalyseur et peuvent conduire à l'oxydation du NH₃, et donc à la production de NO_x supplémentaires. [2, infomil, 2002].

Les systèmes SCR fonctionnant à des températures plus faibles sont généralement moins efficaces pour la destruction des molécules de PCDD/F et, par conséquent, peuvent nécessiter des couches supplémentaires de catalyseur. Ils nécessitent généralement, en entrée, des gaz de combustion plus propres – avec, tout particulièrement, des valeurs faibles en SO₂. [64, TWGComments, 2003]

Les systèmes SCR fonctionnant à faibles températures nécessitent un dispositif de nettoyage automatique (par ex. ramonage à air comprimé).

Il est nécessaire de régénérer régulièrement le catalyseur afin de désorber les sels d'ammoniac. La fréquence de régénération sur des systèmes fonctionnant à faibles températures peut être, au maximum, de 1000 h. Néanmoins, à une telle fréquence, le fonctionnement du catalyseur peut devenir critique, car il peut conduire à des niveaux élevés de concentrations en HCl et SO₂ dans les gaz de combustion finaux.

[74, TWGComments, 2004]

Les avantages environnementaux qui seront obtenus avec cette technique peuvent dépendre de l'emplacement du système SCR dans le système global de traitement des fumées. En effet, lorsque le système SCR est situé avant le laveur, cela pourra entraîner une diminution de l'efficacité d'abattement des NO_x, et pourra donc conduire à des niveaux d'émissions de NO_x supérieures à ceux présentées dans le tableau 4.56.

[74, TWGComments, 2004]

Catalyseurs :

[2, infomil, 2002] Les critères permettant de déterminer le type de catalyseur à utiliser sont :

- température des gaz de combustion
- taux d'abattement de NO_x visé
- fuite d'ammoniac tolérée
- oxydation du SO₂ tolérée

- concentration des gaz en polluants
 - durée de vie du catalyseur
 - nécessité de détruire, en plus, les molécules de PCCD/F sous forme gazeuse
 - concentration des gaz en poussières
- [74, TWGComments, 2004]

Les phénomènes suivants limitent la durée de vie des catalyseurs :

- empoisonnement : lorsque le site actif du catalyseur est bloqué par un composé chimique fortement lié
- dépôt : lorsque les pores du catalyseur sont bloqués par de petites particules ou par des sels condensés, tels que le bisulfate d'ammonium (NH_4HSO_4) – ce phénomène de dépôt peut être réduit en diminuant les concentrations de SO_x en entrée ; de plus, il peut être partiellement réversible en réchauffant le catalyseur
- frittage : lorsque, à des températures trop élevées, la microstructure du catalyseur est détruite
- érosion : du fait des dommages physiques causés par les solides et les particules

Il est rapporté des durées de vie de catalyseur comprises entre trois et cinq ans.

Les gouttelettes en sortie de laveur (qui causent des dépôts de sels) sont considérées comme étant un facteur critique accroissant le taux de dégradation du catalyseur.

Remarque : La *durée de vie du catalyseur* est le nombre d'heures de fonctionnement du catalyseur jusqu'à ce que ce dernier ne puisse plus assurer le niveau requis de réduction des NO_x sans dépasser le niveau de fuite de NH_3 maximum toléré. Par conséquent, lorsque l'on décide de mettre en œuvre un système SCR, les valeurs limites d'émissions en NO_x et en NH_3 doivent être garanties.

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	• peut être appliquée à tout type de déchets
Taille de l'installation	• peut être appliquée à toute taille d'installations, mais plus souvent à des installations de taille moyenne à grande (pour des raisons économiques)
Installation nouvelle/existante	• technique souvent installée en fin du système de traitement des fumées, qui peut donc être appliquée à la fois sur des installations nouvelles et existantes
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> • nécessite principalement une étape de pré-dépoussiérage des gaz ; peut également nécessiter, en amont, une captation des SO_2/SO_3 (voire aussi du HCl) • une température minimum des gaz en entrée est nécessaire pour le fonctionnement du système SCR • si de plus faibles VLE en NO_x sont fixées, l'utilisation d'un système SCR peut permettre à lui seul, sans ajouter de technique complémentaire, d'abattre les émissions en NO_x de façon à respecter ces VLE
Facteurs clé d'emplacement de la technique	<ul style="list-style-type: none"> • les installations situées dans des zones particulièrement sensibles aux NO_x tireront de meilleurs bénéfices de la réduction supplémentaire de NO_x engendrée par cette technique • un espace disponible est nécessaire sur site pour installer l'équipement SCR

Tableau 4.59 : Évaluation de l'applicabilité du système SCR

Données économiques

Les informations relatives aux coûts d'investissement liés à cette technique sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Composant(s) du système de traitement des fumées	Coût d'investissement estimé (million d'EUR)	Commentaires
Filtre à manches	2	
Tour de séchage par pulvérisation	1 – 1,5	
SNCR/tour d'évaporation/injection de réactifs/filtre à manches	7	Exemple de combinaison couramment utilisée
Tour d'évaporation/injection de réactifs/filtre à manches/SCR	10	Exemple de combinaison couramment utilisée
Les coûts estimés se rapportent à un incinérateur de déchets municipaux comportant deux lignes et d'une capacité totale de 200 kt/an		

Tableau 4.60 : Coûts d'investissement estimés de divers composants de systèmes typiques de traitement des fumées semi-humides utilisant des technologies SCR ou SNCR
[12, Achternbosch, 2002]

Le tableau 4.60 ci-dessus montre que, pour le cas de l'installation considérée (utilisant un système de traitement des fumées semi-humide), le coût d'investissement est plus élevé lorsque l'on utilise un système SCR plutôt qu'un système SNCR (différence de l'ordre de 3 millions EUR).

Les coûts d'investissement pour un système SCR équipant un incinérateur de déchets municipaux à deux lignes et d'une capacité de 200 000 t/an sont estimés à 4 millions EUR. Pour comparer, l'équivalent pour un système SNCR se situe à environ 1 million EUR. [12, Achternbosch, 2002].

Une étude récente sur les systèmes dé-NOx montre que le coût d'investissement pour un système SCR équipant une installation de 15 t/h (c.-à-d. 100 000 t/an) est compris entre 7,5 et 9,5 millions EUR. [74, TWGComments, 2004]

[2, Infomil, 2002] Les coûts de fonctionnement engendrés par l'abattement d'une tonne de NOx sont compris entre 1 000 et 4 500 EUR, et ont tendance à diminuer. Si ce coût est maintenant rapporté à la tonne de déchets incinérés, cela revient à 5 – 7,7 EUR. En comparaison, les coûts de fonctionnement d'un système SNCR sont généralement 25 à 40 % moindres qu'avec un système SCR (cela varie en fonction du réactif utilisé pour la SNCR, de la température de la SCR, du préchauffage, etc.). [13, JRC(IoE), 2001] [74, TWGComments, 2004]

Les installations de grande dimension, qui ont des débits de gaz plus importants et qui bénéficient d'économies d'échelle, supportent plus facilement que les autres la charge financière supplémentaire engendrée par un système SCR (du fait que le coût sera réparti sur une plus grande quantité de déchets).

La vapeur haute pression peut être utilisée pour le réchauffage des gaz avant le système SCR. Dans le cas des installations retirant de faibles revenus de la vente de cette énergie (soit en tant que chaleur, soit transformée en électricité), son utilisation sur site pour le réchauffage des gaz engendrera une moindre perte de revenus (c.-à-d. coût) que si, au contraire, des revenus importants avaient pu en être retirés. Il s'ensuit donc que les coûts de fonctionnement d'un système SCR peuvent être abaissés de façon non négligeable sur ces installations qui ne retirent que de faibles revenus de la vente de la vapeur à haute et moyenne pression.

Exemple : Nouvelle ligne sur un incinérateur de déchets municipaux situé dans le sud de la Suède 2002/3 :

Le coût d'investissement pour un système SCR installé sur une nouvelle ligne d'un incinérateur de déchets municipaux (prix de 2002) de 25 t/h (débit de gaz d'env. 150 000 m³/h) a été estimé à 5 - 7

millions EUR. Il y a néanmoins certaines incertitudes sur ce coût étant donné que le système SCR a été acheté en tant que partie du lot complet « traitement des fumées ».

Pour cet exemple, la structure des coûts qui a entraîné le choix du système SCR était dérivée des calculs suivants :

Dépenses évitées :

Diminution de la taxe à payer sur les NO_x, du fait d'une réduction des émissions (une telle taxe est mise en œuvre en Suède à un taux d'environ 4 500 EUR/t de NO_x).

La destruction des molécules de PCDD/F gazeuses peut engendrer des économies sur d'autres mesures d'abattement des PCDD/F (voir la section 4.4.5.3) [74, TWGComments, 2004].

Dépenses encourues :

Coût d'investissement plus élevé du système SCR + perte de revenus du fait de la chaleur/vapeur utilisée pour le système SCR qui, autrement, aurait été vendue + tout coût supplémentaire lié à la consommation de réactifs ou au remplacement du catalyseur.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les situations suivantes :

- les valeurs limites d'émissions pour les NO_x ont été fixées en deçà de 100 mg/Nm³
- des incinérateurs de grande taille ont été identifiés comme étant, d'un point de vue local, des contributeurs significatifs pour les NO_x
- des taxes sur les NO_x ont été fixées à un niveau qui rend la technique SCR économiquement avantageuse
- de la vapeur haute pression est disponible pour assurer le réchauffage des gaz (cela permet de réduire les coûts de fonctionnement lorsque seulement de faibles revenus peuvent être retirés de la vente de cette énergie)

Exemple d'installations

Le système SCR est largement utilisé en incinération. On en trouve des exemples en Allemagne, en Autriche, aux Pays-Bas, en Belgique, au Japon et ailleurs.

Les données fournies par la FEAD montrent que, sur environ 200 incinérateurs de déchets municipaux européens enquêtés, au moins 43 utilisent un système SCR.

Le système SCR est également mis en œuvre sur des incinérateurs de déchets dangereux, en particulier en Allemagne.

Bibliographie

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Autriche, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 60, Reimann, 2002, 61, SYSAV, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4.2 Réduction non catalytique sélective (SNCR, de l'anglais *Selective Non Catalytic Reduction*)

Description

Cette technique a déjà été décrite en section 2.5.5.2.1.

[2, infomil, 2002] Dans le cas d'un processus SNCR, de l'ammoniac (NH₃) ou de l'urée (CO(NH₂)₂) est injecté dans le four pour réduire les émissions de NO_x.

Les températures optimales pour la réaction entre le NH_3 et les NO_x se situent entre 850 et 950 °C ; néanmoins, des températures allant jusqu'à 1050 °C permettent une réaction efficace lorsque de l'urée est utilisée. Si la température est trop élevée, la réaction concurrente d'oxydation sera favorisée et produira des molécules de NO_x non désirées. D'un autre côté, si la température est trop faible, ou si le temps de séjour permettant la réaction entre le NH_3 et les NO_x est insuffisant, l'efficacité de la réduction des NO_x s'en trouvera diminuée, et les émissions d'ammoniac résiduel pourront augmenter. Ce phénomène est connu sous le nom de *fuite de NH_3* .

Concernant ces fuites de NH_3 , il faut savoir que, quoi que l'on fasse, elles se produiront toujours du simple fait des réactions chimiques, mais qu'elles peuvent être accrues en raison d'une injection de réactifs trop importante ou mal optimisée. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Réduction des émissions dans l'air comme suit :

Substance(s)	Efficacité d'abattement (%)	Étendue des émissions réalisées				Commentaires
		moyenne semi-horaire (mg/Nm ³)	moyenne journalière (mg/Nm ³)	moyenne annuelle (mg/Nm ³)	émission spécifique (g/t de déchets incinérés)	
NO_x	30 - 75 %	150 - 400	80 - 180	70 - 180	0,4 - 1,2	Varie en fonction du taux de dosage de réactifs, du type de déchets incinérés et du type de technique de combustion utilisée.
NH_3	non disponible		5 - 30			Les valeurs les plus basses seront atteintes avec l'utilisation d'un laveur humide. Voir la remarque dans ce tableau ci-dessous.
N_2O	non disponible		10 - 30			Voir la remarque dans ce tableau ci-dessous.
Remarque : Les émissions de N_2O augmentent rapidement avec des taux de dosage de réactifs plus élevés (nécessaires pour atteindre des émissions de NO_x inférieures à 120 mg/Nm ³). Les émissions de N_2O dépendent de la température de réaction (donc de la température dans le four) et du réactif utilisé. Généralement, l'utilisation d'urée engendre des émissions de N_2O plus élevées qu'avec de l'ammoniac. Avec l'urée, les émissions de N_2O peuvent être plus élevées [NdT : que celles présentées dans le tableau]. Pour atteindre une efficacité de réduction des NO_x plus importante, il faut augmenter le taux de dosage de réactifs, ce qui peut entraîner une augmentation des fuites de NH_3 – en utilisant, en aval, un système de traitement des fumées humide, le NH_3 pourra être absorbé mais des mesures seront alors nécessaires pour traiter les effluents chargés en NH_3 , par ex. <i>stripping</i> du NH_3 .						

Tableau 4.61 : Niveaux d'émissions associés à l'utilisation d'un système SNCR
 [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Autriche, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 60, Reimann, 2002]

Dans le cas d'un process SNCR, la principale source d'émissions de N_2O est l'utilisation d'urée plutôt que d'ammoniac (ce qui conduit à des émissions de N_2O 2 à 2,5 fois plus élevées qu'avec de l'ammoniac).

Pour réduire la formation de N_2O , il est donc important d'optimiser le choix du réactif (ammoniac ou urée) et de contrôler les conditions du process (notamment mélange des gaz, températures et fuite d'ammoniac). [64, TWGComments, 2003]

Il a été rapporté que l'utilisation d'un système SNCR pouvait aussi réduire la formation des PCDD/F (néanmoins, il n'a pas été apporté de preuves quantitatives de cela). [64, TWGComments, 2003]

Effets croisés

Les effets croisés sont identifiés dans le tableau ci-dessous :

Critères	Unités	Gamme de valeurs atteintes	Commentaires
Besoins en énergie	kWh/t de déchets incinérés	45 – 50 (thermique)	Effet de refroidissement du fait de l'injection de réactifs dans le four
Consommation de réactifs	kg/t de déchets incinérés	8,5 (9,5 l)	Ammoniaque à 25 %
Rapport stœchiométrique des réactifs	ratio	2 – 3	
Résidus : type			Aucun
Résidus : quantité	kg/t de déchets incinérés		Aucun
Consommation d'eau	l/t de déchets incinérés		Non significatif
Production d'effluents	l/t de déchets incinérés		Nulle
Visibilité du panache	+/-	0	Aucun effet significatif

Tableau 4.62 : Effets croisés associés à l'utilisation d'un système SNCR
[60, Reimann, 2002]

Pour cette technique, les principaux effets croisés sont :

- consommation énergétique (néanmoins, plus faible qu'avec un système SCR)
- production de N_2O (molécule ayant un pouvoir de réchauffement global élevé) et fuite d'ammoniac possibles si le système SNCR n'est pas bien contrôlé
- consommation de réactifs (plus élevée qu'avec un système SCR)
- la fuite d'ammoniac peut contaminer les résidus et les effluents ; possibilité de régénérer l'ammoniac

Dans le cas des systèmes de traitement des fumées semi-humides, « *flash dry* » et secs, utilisant comme réactif de la chaux, la fuite de NH_3 est absorbée par le $CaCl_2$ formé lors de la réaction avec le HCl . Si ce résidu est ensuite mis en contact avec de l'eau, le NH_3 sera libéré. Cela peut avoir des conséquences en aval vis-à-vis du traitement des résidus ou de la stabilisation au ciment.

Dans le cas des systèmes humides, un séparateur d'ammoniac peut s'avérer nécessaire afin de respecter les normes locales sur les rejets d'effluents ou pour assurer une précipitation adéquate du cadmium et du nickel (par exemple) contenus dans les effluents. L'ajout d'un tel équipement accroîtra le niveau de complexité sur le plan opérationnel et entraînera une augmentation des coûts.

Données d'exploitation

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> • nécessité d'installer des équipements supplémentaires • éléments d'exploitation sensibles 	M	<ul style="list-style-type: none"> • un dispositif d'injection de réactifs est nécessaire, mais pas un réacteur (cf. système SCR) • l'optimisation de la température et de l'injection de réactifs est importante

Flexibilité	• capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée	M	• bon taux de réduction des NOx pour une large gamme de concentrations en entrée • la température est un facteur critique
Niveau de compétences nécessaire	• besoins de formations supplémentaires ou de personnel supplémentaire	M	• une attention particulière doit être apportée au contrôle et à l'optimisation du taux d'injection de réactifs

Tableau 4.63 : Données d'exploitation associées à l'utilisation d'un système SNCR

[64, TWGComments, 2003]

Les principaux facteurs influençant la performance de cette technique sont :

- le mélange des réactifs avec les gaz de combustion
- la température
- le temps de séjour dans la zone de températures appropriées

Augmenter le taux d'injection de réactifs entraîne généralement une diminution des émissions de NOx. Cependant, cela peut, par la même occasion, accroître la fuite d'ammoniac et les émissions de N₂O (en particulier lorsque le réactif utilisé est de l'urée).

Si des laveurs humides sont utilisés en aval, la fuite d'ammoniac est absorbée. Cet ammoniac peut alors être extrait des effluents en utilisant un séparateur d'ammoniac - néanmoins, l'ajout d'un tel équipement accroît le niveau de complexité sur le plan opérationnel et augmente les coûts d'investissement et d'exploitation. [74, TWGComments, 2004]. L'ammoniac régénéré peut alors être renvoyé et réutilisé comme réactif dans le système SNCR (voir également les commentaires dans la partie « Effets croisés » concernant les rejets d'effluents).

Généralement, lorsque les concentrations en NOx diminuent, cela s'accompagne d'une augmentation des concentrations en N₂O. Dans des conditions défavorables, des niveaux de plus de 50 mg/m³ de N₂O peuvent être atteints, alors que dans de bonnes conditions, ces niveaux peuvent être ramenés à moins de 10 mg/m³. Pour réduire la formation de N₂O, il est donc important d'optimiser et de contrôler les conditions du process.

La quantité de NH₃ injecté dépend de la concentration des gaz bruts en NOx, ainsi que du niveau d'abattement de NOx requis. Le NH₃ est mis en contact avec les gaz de combustion par injection d'une solution aqueuse d'ammoniaque. Les solutions les plus couramment utilisées sont (concentrées ou diluées) l'ammoniaque caustique (NH₄OH) et l'urée (CO(NH₂)₂). L'utilisation d'urée est intéressante pour les installations de relativement petite taille, car l'urée peut être stockée sous forme solide (en sacs), ce qui évite de mettre en œuvre un stockage d'ammoniac (avec toutes les mesures de sécurité que cela entraîne). Par contre, pour les installations de plus grande taille, l'utilisation d'ammoniaque est généralement plus efficace.

Un bon mélange des réactifs avec les NOx contenus dans les gaz de combustion, et ce à la température optimale, est essentiel pour atteindre un taux élevé d'abattement des NOx. Afin de se trouver dans les conditions optimales de températures et également afin de compenser les fluctuations de températures, plusieurs jeux de buses d'injection peuvent être installés à différents niveaux du four (en général dans le premier passage).

En principe, le système SNCR peut être installé dans une zone où les températures sont comprises entre 850 et 1050 °C. Dans la plupart des incinérateurs, cette zone se situe dans la partie supérieure du four.

Les systèmes SNCR sont les plus performants lorsque les conditions de fonctionnement sont stables (c.-à-d. distribution d'ammoniac et concentration en NO_x constantes). Lorsque les conditions de fonctionnement sont instables, cela peut se traduire par les phénomènes suivants :

- fuite d'ammoniac (émissions excessives d'ammoniac)
- mauvais traitement des NO_x
- formation de N₂O

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	Tout type de déchets
Taille de l'installation	Toute taille d'installations
Installation nouvelle/existante	Sur certaines installations existantes, le positionnement des points d'injection peut s'avérer problématique
Compatibilité entre process	Des taux d'injection de réactifs plus élevés (et donc de moindres émissions de NO _x) peuvent être utilisés sans pour autant entraîner de fuite d'ammoniac lorsqu'est installé, en aval, un laveur humide (qui absorbe l'ammoniac en excès). Dans ce cas, un séparateur d'ammoniac peut s'avérer nécessaire pour réduire le niveau de NH ₃ dans les effluents – le NH ₃ , une fois séparé et régénéré, peut être renvoyé et réutilisé comme réactif dans le système SNCR.

Tableau 4.64 : Évaluation de l'applicabilité du système SNCR

Le taux d'abattement maximum normalement obtenu avec cette technique est d'environ 75 %. Il n'est donc pas courant d'utiliser un système SNCR lorsque le taux d'abattement requis est plus important, c.-à-d. typiquement pour atteindre des niveaux d'émissions en NO_x inférieurs à 100 mg/Nm³ (en moyenne journalière). Les taux d'injection de réactifs plus élevés nécessaires pour atteindre des taux d'abattement de NO_x de plus de 75 % font que, pour que la fuite d'ammoniac soit inférieure à 10 mg/Nm³, il peut être nécessaire de mettre en œuvre des mesures spécifiques complémentaires, telles que l'utilisation, en aval, d'un laveur humide et la mise en œuvre de techniques pour contrôler les niveaux d'ammoniac dans les effluents (par ex. *stripping* de l'ammoniac). [74, TWGComments, 2004]

Données économiques

Les principales implications de cette technique sur le plan économique sont les suivantes :

- les coûts d'investissement sont significativement moindres qu'avec un système SCR (voir Tableau 4.60)
- même s'il est ajouté un séparateur d'ammoniac, les coûts d'investissement sont 10 à 30 % plus faibles qu'avec un système SCR
- les coûts liés à la consommation de réactifs sont plus élevés qu'avec un système SCR
- les coûts de fonctionnement sont plus faibles qu'avec un système SCR, principalement du fait d'un moindre besoin en énergie (pas de réchauffage des gaz)

Les coûts d'investissement pour un système SNCR équipant un incinérateur de déchets municipaux à deux lignes et d'une capacité de 200 000 t/an sont estimés à 1 million EUR. Pour comparer, l'équivalent pour un système SCR se situe à environ 4 millions EUR. [12, Achternbosch, 2002]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- les valeurs limites d'émissions pour les NO_x ont été fixées entre 100 et 200 mg/Nm³ (en moyenne journalière)
- l'espace nécessaire pour la mise en œuvre d'un système SCR n'est pas disponible

- il y a la place pour installer les dispositifs d'injection de réactifs (aux emplacements satisfaisant aux conditions de températures)

S'il est permis de rejeter des effluents chargés en ammoniac, alors l'utilisation de cette technique couplée avec un système de traitement des fumées humide sera plus économique car il n'y aura pas besoin d'installer un séparateur d'ammoniac. Cela ne s'applique pas aux autres types de traitement des fumées (qui ne produisent pas d'effluents).

Exemple d'installations

Technique largement utilisée à travers l'Europe.

Bibliographie

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Autriche, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 60, Reimann, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4.3 Optimisation du choix du réactif dans le cas de l'utilisation d'une dé-NO_x SNCR

Description

Avec un système SNCR, les réactifs utilisés sont soit de l'ammoniac, soit de l'urée. Les avantages et inconvénients de chacun de ces réactifs sont présentés dans le tableau ci-dessous. Le choix du réactif doit prendre en compte tout un ensemble de facteurs (facteurs d'ordre opérationnel, facteurs de coûts, facteurs de performances) afin de s'assurer que, sur l'installation considérée, c'est le réactif optimal qui sera choisi.

Réactif	Avantages	Inconvénients
Ammoniac	<ul style="list-style-type: none"> • potentiel plus élevé de réduction des pics de NO_x (si bien optimisé) • moindres émissions de N₂O (10 - 15 mg/Nm³) 	<ul style="list-style-type: none"> • fonctionne efficacement sur une gamme plus resserrée de températures (850 - 950 °C) ; par conséquent une plus grande optimisation est nécessaire • le stockage et la manutention présentent plus de risques • coût par tonne de déchets plus élevé • fuite d'ammoniac d'environ 10 mg/Nm³ • dégagement d'odeurs si les résidus sont en contact avec de l'humidité
Urée	<ul style="list-style-type: none"> • fonctionne efficacement sur une plus large gamme de températures (540 - 1000 °C) ; par conséquent le contrôle de la température est moins critique • le stockage et la manutention présentent moins de risques • moindre coût par tonne de déchets 	<ul style="list-style-type: none"> • moindre potentiel de réduction des pics de NO_x (cf. ammoniac quand bien optimisé) • émissions de N₂O plus élevées (25 - 35 mg/Nm³) et par conséquent contribution au réchauffement climatique (le N₂O ayant un fort pouvoir de réchauffement global) • fuite d'ammoniac d'environ 1 mg/Nm³
Remarque : Le moindre coût de l'urée est surtout significatif pour les installations de relativement petite taille. Pour les installations de plus grande taille, le coût plus élevé du stockage de l'ammoniac pourra être complètement compensé par le plus faible de réactif qui en résulte.		

Tableau 4.65 : Avantages et inconvénients de l'utilisation d'urée et d'ammoniac pour un système SNCR [62, Tyseley, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Les installations nouvelles peuvent être spécifiquement conçues pour fonctionner à des conditions de combustion stables et prévisibles, et peuvent choisir les emplacements optimaux, au niveau du four, pour installer les dispositifs d'injection de réactifs, ce qui permet de bénéficier au mieux des avantages de l'ammoniac (c.-à-d. meilleure réduction des pics de NO_x tout en ayant les plus faibles émissions de N₂O).

De la même façon, les installations existantes qui bénéficient de conditions de combustion et de profils de températures (au niveau du four) stables et bien contrôlés pourront également retirer les meilleurs bénéfices de l'utilisation d'ammoniac.

Par contre, les installations existantes qui rencontrent des difficultés à stabiliser les conditions de combustion (du fait, par exemple, de leur conception, de leur système de contrôle-commande ou du type de déchets reçus) pourront plus difficilement optimiser l'injection de réactifs (emplacement, température, mélange) ; dans ce cas, l'utilisation d'urée pourra leur être davantage profitable. Néanmoins, si des températures supérieures à 1000 °C sont attendues, le taux de production de N_2O (si injection d'urée) deviendra plus important.

Dans les cas où, globalement, les avantages et les inconvénients s'équilibrent, alors le critère « risques liés au stockage et à la manutention des réactifs » pourra avoir un impact plus important sur le choix final.

Avantages environnementaux

Les deux réactifs permettent une réduction des émissions de NO_x .

Le choix du réactif qui est le mieux adapté aux caractéristiques de combustion du four permettra la réduction d'émissions la plus efficace, c'est-à-dire une réduction efficace des NO_x avec une fuite d'ammoniac et une production de N_2O minimales.

Effets croisés

Optimiser le choix du réactif devrait se traduire par l'optimisation de la réduction des NO_x , tout en ayant une fuite d'ammoniac et des émissions de N_2O minimales.

Données d'exploitation

Avoir une bonne connaissance des profils de températures dans la chambre de combustion est fondamental pour choisir le réactif.

La réaction urée/ N_2O dépend grandement de la température, avec, à 1000 °C, jusqu'à 18 % des NO_x qui avaient été abattus qui réapparaissent sous forme de N_2O (alors que cela est négligeable à 780 °C).

Applicabilité

Chercher à optimiser le choix du réactif est applicable à toutes les situations où doit être utilisée une dé- NO_x SNCR.

Données économiques

Il est rapporté que l'utilisation d'ammoniac revient légèrement plus cher que l'utilisation d'urée.

Les exigences en terme de stockage et de manutention de l'ammoniac liquide, gazeux ou en solution sont généralement plus contraignantes et, par conséquent, plus onéreuses que celles de l'urée, qui peut, elle, être stockée sous forme solide – cela contribue au différentiel de coût entre ces deux réactifs.

Le stockage de plus de 50 tonnes d'ammoniac sous forme gazeuse est réglementé par la directive 96/82/CE dite « SEVESO II » relative à la maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs. Cela peut entraîner des coûts supplémentaires du fait des exigences des autorités locales et des procédures de demande d'autorisation.

Dans la plupart des cas, l'ammoniac est utilisé en solution. Cela s'accompagne toujours d'exigences en terme de sécurité, mais ces dernières sont moins contraignantes que dans le cas de l'ammoniac gazeux ou liquéfié.

Le moindre coût de l'urée n'est significatif que pour les installations de relativement petite taille. Pour les installations de plus grande taille, le coût plus élevé du stockage de l'ammoniac pourra être complètement compensé par le coût de réactif plus faible qui en résulte.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Il est demandé de réduire efficacement les NO_x, sans entraîner de rejets excessifs de N₂O, molécule qui a un pouvoir de réchauffement global important (310 fois celui du CO₂).

Exemple d'installations

La dé-NO_x SNCR est largement utilisée en Europe.

Bibliographie

[62, Tyseley, 2001] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4.4 Remplacement d'une partie de l'air secondaire par des gaz de combustion recirculés

Voir la section 4.2.12.

4.4.5 Réduction des émissions de PCDD/F

Pour la majorité des déchets, il n'est pas possible, pour les incinérateurs, de respecter la valeur limite d'émissions dans l'air en PCDD/F fixée par la directive 2000/76/CE (à savoir 0,1 ng/Nm³) en utilisant uniquement des mesures primaires (c.-à-d. des mesures liées à la combustion). Des mesures secondaires (c.-à-d. des mesures d'abattement) sont par conséquent nécessaires.

En général, atteindre de tels niveaux d'émissions implique le recours à une combinaison de :

- mesures primaires, pour réduire la production de PCDD/F
- mesures secondaires, pour réduire davantage le niveau d'émissions dans l'air.

[64, TWGComments, 2003]

4.4.5.1 Techniques primaires pour la prévention des PCDD/F

Les mesures primaires ne sont pas traitées dans cette section (qui ne concerne que les aspects relatifs au traitement des fumées) mais dans d'autres sections de ce document tel que décrit ci-dessous.

Ce qui, en premier lieu, contribue à la prévention de la formation des PCDD/F dans les incinérateurs de déchets est un process de combustion bien contrôlé, empêchant ainsi la formation de précurseurs.

Les techniques qui permettent d'améliorer les aspects liés à la combustion, ce qui se traduira globalement par de meilleures performances du process d'incinération (y compris une réduction du risque de production de PCDD/F), sont traitées dans les sections précédentes de ce chapitre, et en particulier dans les sections suivantes :

4.1 Pratiques générales mises en œuvre avant le traitement thermique

Cette section est pertinente dans la mesure où elle traite du contrôle et de la préparation des déchets avant leur incinération. L'amélioration des caractéristiques de combustion et de la connaissance des déchets qui résulte de la mise en œuvre de ces techniques contribue à améliorer le contrôle de la combustion et, par conséquent, à réduire les risques de formation de PCDD/F.

4.2 Traitement thermique

Comme déjà mentionné dans le paragraphe ci-dessus, une combustion bien contrôlée facilite la destruction des PCDD/F et de leurs précurseurs (qui peuvent être présents, dès le départ, dans les déchets) et empêche la formation de précurseurs. Les techniques présentées dans cette section, telles qu'applicables aux déchets/installations concerné(e)s, sont de première importance pour la réduction primaire des rejets de PCDD/F vers tous les milieux.

4.3 Valorisation énergétique

Pour la partie « valorisation énergétique » d'un incinérateur, la principale préoccupation en terme de PCDD/F est de prévenir la reformation de ces molécules. En particulier, la présence de substances et le design dans les zones de températures qui accroissent le risque de formation des PCDD/F sont particulièrement importants. Les techniques présentées dans cette section prennent en considération les aspects liés aux PCDD/F.

Ainsi, les sections qui suivent (c.-à-d. celles ici en 4.4.5) traitent seulement des aspects PCDD/F en lien avec les systèmes de traitement des fumées, les mesures primaires étant traitées ailleurs tel que décrit dans les paragraphes ci-dessus.

[64, TWGComments, 2003]

4.4.5.2 Prévention de la reformation des PCDD/F à l'intérieur du système de traitement des fumées

Description

Réduire le temps de séjour des gaz chargés en poussières dans la zone de températures allant de 450 à 200 °C réduit les risques de formation de PCDD/F et de composés équivalents.

Si des étapes de dépoussiérage sont mises en œuvre dans cette gamme de températures, alors le temps de séjour des cendres volantes dans cette gamme de températures sera prolongé, augmentant ainsi le risque de formation de PCDD/F. Les dépoussiéreurs qui sont placés dans les zones fortement chargées en poussières (généralement des électrofiltres ou certains filtres à manches) et qui fonctionnent à des températures supérieures à 200 °C augmentent le risque de formation de PCDD/F. Les températures en entrée des dépoussiéreurs devraient, donc, être contrôlées et ramenées en dessous de 200 °C. Pour ce faire, les moyens suivants peuvent être utilisés :

- mise en œuvre d'un refroidissement supplémentaire dans la chaudière (la conception de la chaudière dans la gamme de températures allant de 450 à 200 °C devrait, par elle-même, limiter le temps de séjour des poussières de façon à éviter de simplement transférer le problème vers les étapes aval)
- ajout d'une tour de pulvérisation en sortie chaudière afin de réduire la température des gaz en dessous de 200 °C avant leur passage par les étapes de dépoussiérage.
- refroidissement brutal des gaz, de la température de combustion jusqu'à environ 70 °C – cela est réalisé sur des installations où il n'y a pas de chaudière pour assurer le refroidissement et, en général, uniquement lorsqu'il y a un risque accru de formation de dioxines dû à la nature des déchets incinérés (par ex. déchets fortement contaminés aux PCB). La technique de refroidissement brutal des gaz jusqu'à 70 °C est couramment utilisée sur les incinérateurs de déchets dangereux exploités par des industries chimiques.
- un échange de chaleur gaz/gaz peut également être mis en œuvre (gaz en entrée de laveur/gaz en sortie de laveur)

[74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Réduction du risque de formation de PCDD/F et, par conséquent, du risque d'émissions de ces polluants.

Effets croisés

Les installations existantes qui mettent en œuvre des étapes de dépoussiérage à hautes températures peuvent avoir choisi d'utiliser de tels systèmes de façon à retenir la chaleur dans les gaz de combustion et pouvoir ainsi l'utiliser par la suite (par ex. transfert par échange de chaleur pour les équipements aval de traitement des fumées).

Si les gaz sont refroidis jusqu'à des températures inférieures à 200 °C, alors il peut s'avérer nécessaire, par la suite, de les réchauffer (c.-à-d. nécessité d'un apport supplémentaire de chaleur) de façon à atteindre les niveaux de températures requis pour les équipements aval de traitement des fumées. Dans ce cas, il est possible de réduire les pertes énergétiques en utilisant la chaleur retirée des gaz avant l'étape de dépoussiérage pour assurer ce réchauffage via un échangeur de chaleur.

Les systèmes de refroidissement brutal des gaz engendrent généralement de faibles possibilités de valorisation énergétique (en général, sur les installations où est utilisé un système de refroidissement brutal, il n'y a pas de chaudière).

Ces systèmes engendrent également un panache avec un très fort taux d'humidité, ce qui accroît sa visibilité et sa condensation.

De plus, ces systèmes nécessitent une consommation d'eau importante de façon à assurer un refroidissement suffisant des gaz chauds. Les effluents ainsi produits peuvent être recirculés dans le système jusqu'à un certain point, mais en général il est demandé de les traiter et de les rejeter. Les effluents recirculés peuvent nécessiter un refroidissement pour éviter les pertes au niveau de la cheminée et maintenir le bon fonctionnement du système de traitement des fumées.

Données d'exploitation

Il est rapporté que les systèmes de refroidissement brutal des gaz utilisés dans les incinérateurs de déchets dangereux empêchent efficacement la formation des PCDD/F. [46, Cleanaway, 2002]

Lorsque des chaudières sont utilisées, et lorsque l'étape de dépoussiérage se déroule en dehors de la gamme de températures 450 - 200 °C, alors on observe des concentrations en PCDD/F dans les gaz bruts (c.-à-d. avant l'étape de traitement des PCDD/F) de l'ordre de 1 - 30 ng/Nm³ (TEQ).

Lorsque l'étape de dépoussiérage se déroule, cette fois, dans la gamme de températures 450 - 200 °C, ces mêmes concentrations peuvent être de 10 à >100 ng/Nm³ (TEQ).

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	Technique particulièrement pertinente lorsque les déchets contiennent des PCB ou lorsqu'ils sont supposés entraîner des risques élevés de formation de PCDD/F
Taille de l'installation	La technique convient à toutes les tailles d'installations
Installation nouvelle/existante	Plus difficile à mettre en œuvre sur les installations existantes (car nécessité de reconception complète du process)
Compatibilité entre process	La température joue un rôle important
Facteurs clé d'emplacement de la technique	

Tableau 4.66 : Évaluation de l'applicabilité des techniques de prévention de la reformation des PCDD/F

Dans le cas des installations existantes, de telles modifications nécessiteront une réévaluation complète du système de traitement des fumées, notamment en ce qui concerne la distribution et

l'utilisation de la chaleur.

Toujours dans le cas des installations existantes, lorsque les résidus solides et les gaz de combustion sont déjà envoyés vers des étapes de traitement qui permettent de détruire efficacement les dioxines produites (par ex. système SCR pour les gaz, plus traitement thermique pour les cendres volantes), les bénéfices qu'il est possible de retirer de la mise en œuvre de cette technique sont réduits.

Données économiques

Pour les installations nouvelles, pas d'implication particulière de cette technique en terme de coûts.

Pour les installations existantes, des coûts d'investissement très importants pourront s'avérer nécessaires pour le remplacement de la chaudière et du système de traitement des fumées ; pour de telles modifications, ces coûts d'investissement pourront se situer aux alentours de 10 - 20 millions EUR.

Une diminution des coûts de fonctionnement peut être observée du fait des éléments suivants :

- vente de l'énergie supplémentaire (chaleur) récupérée par les chaudières
- diminution du coût de traitement des résidus solides, ces derniers étant moins contaminés par les PCDD/F (lorsque la technique d'abattement des PCDD/F utilisée est une technique d'adsorption)
- une diminution de la teneur des gaz en dioxines peut avoir un impact positif sur le traitement des fumées en aval : moindre taux d'injection de charbon actif / moindre volume de catalyseur [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- des préoccupations existent vis-à-vis de la possible production de PCDD/F par le process
- des préoccupations existent vis-à-vis des concentrations en PCDD/F dans les résidus d'absorbants du système de traitement des fumées, ces derniers nécessitant d'être éliminés
- les types de déchets incinérés présentent un risque élevé de formation de PCDD/F

Exemple d'installations

Des systèmes de refroidissement brutal sont utilisés sur deux incinérateurs de déchets dangereux au Royaume-Uni.

Utiliser des températures basses en sortie chaudière et mettre en œuvre un refroidissement des gaz après la chaudière sont des techniques largement utilisées en Europe.

Bibliographie

[46, Cleanaway, 2002], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004]

4.4.5.3 Destruction des PCDD/F en utilisant un système SCR

Description

Les systèmes SCR sont principalement utilisés pour la réduction des NOx (voir leur description en sections 2.5.5.2.2 et 4.4.4.1).

Néanmoins, s'ils sont de taille suffisamment grande, ils peuvent aussi être utilisés pour détruire les molécules de PCDD/F en phase gazeuse par oxydation catalytique. En général, pour permettre une réduction combinée des NOx et des PCDD/F, il est nécessaire d'avoir un système SCR constitué de 2 - 3 couches de catalyseur.

Il est important de noter que, dans le cas de l'incinération de déchets, la majorité des molécules de

PCDD/F présentes dans les gaz de combustion « adhère » aux poussières ; la part restante étant constituée par les PCDD/F en phase gazeuse. Les techniques de dépoussiérage permettront donc de capter les PCDD/F transportées par les poussières, alors que les systèmes SCR (et autres systèmes catalytiques) permettront, eux, seulement de détruire la part (plus faible) de PCDD/F en phase gazeuse. Une combinaison de techniques de dépoussiérage et de destruction des PCDD/F permet généralement d'atteindre les niveaux d'émissions atmosphériques en PCDD/F les plus faibles.

Avantages environnementaux

Avec cette technique, il est observé une efficacité de destruction des PCDD/F en phase gazeuse de 98 à 99,9 %, engendrant des émissions de PCDD/F (en combinaison avec d'autres techniques de traitement des fumées) inférieures à 0,1 ng/Nm³ TEQ (VLE fixée par la directive 2000/76/CE), et plus souvent de l'ordre de 0,05 - 0,002 ng/Nm³ TEQ.

En général, le système SCR est installé après une étape de pré-dépoussiérage des gaz.

Les poussières qui seront retirées lors de cette étape de pré-dépoussiérage transporteront avec elles les molécules de PCDD/F adsorbées (qui constituent la majorité des molécules de PCDD/F présentes dans les gaz de combustion). Les résidus issus de cette étape de pré-dépoussiérage seront donc contaminés aux PCDD/F de la même façon, qu'un système SCR soit utilisé ou non.

L'intérêt du système SCR, en terme de réduction de la contamination des résidus de traitement des fumées, est, par conséquent, limité aux cas où est mise en œuvre, après le système SCR, une étape de finition du dépoussiérage des gaz.

Lorsque les résidus issus de cette étape de finition du dépoussiérage des gaz sont ensuite envoyés vers un autre site, alors l'utilisation d'un système SCR se traduira par une diminution globale des quantités de dioxines émises par l'installation vers tous les milieux. Par contre, lorsque ces résidus sont collectés séparément des autres résidus de traitement des fumées (par ex. en utilisant du charbon actif) et sont re-brûlés dans l'installation (si cela est autorisé), alors la diminution globale des quantités de dioxines émises par l'installation permise par l'utilisation d'un système SCR sera moins significative.

Dans les systèmes SCR, les NO_x sont traités en même temps que les PCDD/F ; leur niveau d'émissions est très faible (voir la section 4.4.4.1).

Dans les rares cas où le système SCR est installé avant les autres éléments du système de traitement des fumées, il est important de noter que les PCDD/F qui ne sont pas en phase gazeuse (c.-à-d. les PCDD/F qui adhèrent aux poussières) ne seront pas traités par le système SCR et nécessiteront donc, pour leur abattement, une étape aval de dépoussiérage.

Effets croisés

Les effets croisés sont détaillés dans la section 4.4.4.1.

Les principaux effets croisés sont :

- consommation énergétique pour le réchauffage des gaz afin d'atteindre la température de réaction du système SCR
- le système SCR étant une technique de destruction des polluants, les PCDD/F ne sont pas transférés à des résidus solides (comme c'est le cas avec les techniques d'adsorption).

De manière générale, il est préférable de détruire les polluants plutôt que de les transférer vers un autre milieu. Cependant, l'importance de l'intérêt de la destruction des PCDD/F plutôt que de leur adsorption dépendra du risque évité associé à la gestion, en aval, des résidus chargés en PCDD/F.

Données d'exploitation

Les données d'exploitation sont fournies en section 4.4.4.1.

Etant donné que la majorité des PCDD/F adhèrent aux particules solides, lorsque l'on veut réduire de façon globale les PCDD/F, il est généralement important de mettre en œuvre, en complément du système SCR, des opérations de dépoussiérage – cela afin de s'assurer que les PCDD/F transportés par les poussières, qui n'auront pas été détruits par le système SCR, soient bien retirés des gaz.

Alors qu'un catalyseur à une seule couche peut avoir un effet très important en terme de réduction des NOx, il est nécessaire de disposer d'un catalyseur de plus grande taille si l'on veut obtenir également une destruction efficace des PCDD/F. Plus le nombre de couches de catalyseur sera grand, et plus l'impact en terme de réduction des PCDD/F sera important.

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau 4.67 ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> • peut être appliqué à tout type de déchets
Taille de l'installation	<ul style="list-style-type: none"> • peut être appliqué à toute taille d'installations, mais plus économique si installé sur des installations de taille moyenne à grande (du fait des coûts d'investissement)
Installation nouvelle/existante	<ul style="list-style-type: none"> • lorsqu'il est destiné à être installé en fin du système de traitement des fumées (cas le plus courant), le système peut être ajouté sur n'importe quelle installation (nouvelle ou existante) • lorsqu'il n'est pas destiné à être installé en fin du système de traitement des fumées, son ajout, dans le cadre d'une modernisation d'une installation existante, est plus complexe
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> • technique particulièrement intéressante lorsqu'un abattement important des NOx est également exigé • un réchauffage des gaz est généralement nécessaire pour atteindre la gamme de températures de fonctionnement du système SCR
Facteurs clé d'emplacement de la technique	<ul style="list-style-type: none"> • un espace disponible est nécessaire pour l'installation du réacteur catalytique

Tableau 4.67 : Évaluation de l'applicabilité du système SCR pour l'abattement des PCDD/F

Données économiques

Les coûts associés à la technique sont présentés en section 4.4.4.1.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La mise en œuvre de cette technique est encouragée lorsque sont exigées à la fois une réduction importante des NOx ainsi qu'une réduction supplémentaire des PCDD/F (telles que fournie par un système SCR).

Exemple d'installations

Le système SCR est largement utilisé en incinération. On en trouve des exemples en Allemagne, en Autriche, aux Pays-Bas, en Belgique, en France, au Japon et ailleurs.

Les données fournies par la FEAD à l'EIPPCB (*European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau*, en français BEPRIP « Bureau Européen pour la Prévention et la Réduction Intégrées de la Pollution ») montrent que, sur environ 200 incinérateurs de déchets municipaux européens enquêtés, au moins 43 utilisent un système SCR. Néanmoins, il n'a pas été clairement dit combien, sur les 43, utilisaient leur système SCR pour réduire, en plus des NOx, les PCDD/F.

Le système SCR est également mis en œuvre sur des incinérateurs de déchets dangereux, en particulier en Allemagne.

Bibliographie

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Autriche, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 27, Belgique, 2002, 61, SYSAV, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.4 Destruction des PCDD/F en utilisant des filtres à manches catalytiques

Description

Cette technique a déjà été décrite en section 2.5.8.3.

Avantages environnementaux

Il est rapporté qu'en utilisant des filtres à manches catalytiques dans un incinérateur de déchets municipaux, le taux d'abattement de PCDD/F est supérieur à 99 %. Cela correspond à des niveaux d'émissions de PCDD/F inférieurs à 0,02 ng/Nm³ TEQ pour des concentrations en entrée du filtre de 1,9 ng/Nm³. [27, Belgique, 2002]

Les filtres à manches catalytiques réalisent également une opération de dépoussiérage des gaz. Dans l'exemple donné ci-dessus, l'incinérateur de déchets municipaux utilise en plus un électrofiltre pour réaliser un pré-dépoussiérage. L'association de cet électrofiltre et du filtre à manches catalytique permet d'atteindre des niveaux d'émissions en poussières de l'ordre de 0,2 - 0,6 mg/Nm³.

Il est également rapporté que l'utilisation de filtres à manches catalytiques permet l'abattement des NOx.

[64, TWGComments, 2003]

Il est aussi rapporté que les rejets totaux de dioxines de l'installation (vers tous les milieux) sont réduits du fait de la destruction des molécules, plutôt que de leur adsorption (par du charbon actif). En même temps que cette technique réduit les émissions atmosphériques (tel que décrit plus haut), elle a un impact sur les résidus. En effet, des analyses faites sur des échantillons de poussières collectées par des filtres à manches catalytiques ont montré des concentrations moyennes en PCDD/F de 283 ng I-TEQ/kg de poussières (alors que les mêmes analyses montrent des valeurs de 3 659 ng I-TEQ/kg de poussières pour des filtres à manches non catalytiques utilisant du charbon actif).

Effets croisés

Pour cette technique, le principal effet croisé est la consommation énergétique du fait de la perte de charge à travers le filtre à manches (cette perte de charge est identique à celle de n'importe quel filtre à manches).

Les filtres catalytiques viennent généralement en remplacement d'autres filtres, sur lesquels un abattement des dioxines pouvait déjà être réalisé par injection de charbon actif (c.-à-d. par adsorption). Or, lorsque cette injection de charbon actif permettait, en même temps, d'abattre le mercure métallique, alors le fait de remplacer l'ancien filtre par un filtre catalytique (et donc de supprimer l'injection de charbon actif), peut entraîner une augmentation des émissions atmosphériques de Hg, à moins que d'autres techniques d'abattement du Hg ne soient utilisées.

Données d'exploitation

Les problématiques en terme d'exploitation sont les mêmes que celles des autres filtres à manches.

La gamme de températures dans laquelle se déroule la réaction catalytique est comprise entre 180 °C et 260 °C. [27, Belgique, 2002], [74, TWGComments, 2004]

Voici, ci-dessous, les résultats de tests menés, pendant 21 mois, sur les concentrations de PCDD/F

en entrée et en sortie de filtres à manches catalytiques installés sur un incinérateur de déchets municipaux (sans traitement amont des gaz acides, mais avec une étape de pré-dépoussiérage par électrofiltre) :

Nombre de mois de fonctionnement	0,25	1,5	3	4,8	8	13	18	21
Concentration en PCDD/F en entrée (ngTEQ/Nm ³)	3,4	7	11	10,5	11,9	11,8	8,1	5,9
Concentration en PCDD/F en sortie (ngTEQ/Nm ³)	0,01	0,0035	0,005	0,004	0,01	0,011	0,002	0,023
Efficacité de destruction calculée	99,7 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,6 %

Tableau 4.68 : Données relatives à l'efficacité de destruction des PCDD/F par des filtres à manches catalytiques, calculées sur 21 mois de fonctionnement

[27, Belgique, 2002]

Le média filtrant catalytique ne traite pas le mercure. Par conséquent, un dispositif complémentaire d'abattement du mercure est nécessaire, comme par ex. une injection de charbon actif ou procédé équivalent.

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Evaluation/Commentaires
Type de déchets	Tout type de déchets
Taille de l'installation	Toute taille d'installations
Installation nouvelle/existante	Applicable tant aux installations nouvelles qu'existantes
Compatibilité entre process	Il est nécessaire de prévoir, en plus, un abattement du Hg
Facteurs clé d'emplacement de la technique	Aucun

Tableau 4.69 : Évaluation de l'applicabilité des filtres à manches catalytiques

Données économiques

Dans le cas d'un incinérateur de déchets municipaux comportant deux lignes avec, chacune, une capacité de 27 500 t/an, il a été rapporté que le coût supplémentaire engendré par l'utilisation de filtres à manches catalytiques était compris entre 2 et 3 EUR/t de déchets traités. [27, Belgique, 2002]

Les principales implications de cette technique sur le plan économique sont les suivantes :

- augmentation du coût d'investissement par rapport à des filtres à manches non catalytiques. En effet, le coût du média filtrant est d'environ 300 EUR/m², alors que, pour un média filtrant non catalytique, par ex. un média 100 % PTFE, il est plutôt de 60 EUR/m².
- moindre coût d'investissement que pour un système SCR, et ce pour de mêmes efficacités de destruction.
- nécessité de prendre des dispositions complémentaires pour l'abattement du Hg.

[74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- il est demandé d'atteindre un niveau d'émissions en PCDD/F bien inférieurs à 0,1 ng/Nm³ TEQ
- il n'y a pas de place disponible pour installer un système SCR et un dispositif de réduction des

- NOx (autre qu'une SCR donc) est déjà installé
- un dispositif de traitement du Hg est déjà installé (les filtres à manches catalytiques ne traitent pas le Hg)

Exemple d'installations

Plusieurs installations en Belgique et en France.

Bibliographie

[27, Belgique, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.5 Destruction des PCDD/F par re-combustion des adsorbants

Description

Cette technique a déjà été décrite en section 2.5.8.4.

Le principe de base est que les résidus chargés en PCDD/F collectés par le système de traitement des fumées peuvent, dans certains cas (voir, ci-dessous, les remarques sur le Hg), être détruits en les brûlant dans le four de l'incinérateur, réduisant ainsi de façon globale les rejets de PCDD/F de l'installation.

Avantages environnementaux

Les PCDD/F contenus dans les résidus solides sont détruits par le process d'incinération plutôt que transférés de l'installation vers d'autres milieux via les résidus.

Effets croisés

Il y a un risque de recirculation du mercure métallique, et par conséquent d'émissions correspondantes, à moins qu'il n'y ait un dispositif d'abattement du mercure avec un taux d'abattement adéquat.

Données d'exploitation

Une attention particulière doit être apportée à la manutention des réactifs contaminés de façon à éviter toute fuite accidentelle et à s'assurer que leur introduction dans le four est faite de façon régulière pour garantir une destruction efficace par le process de combustion.

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	Tout type de déchets
Taille de l'installation	Toute taille d'installations
Installation nouvelle/existante	Applicable tant aux installations nouvelles qu'existantes
Compatibilité entre process	Principalement adapté uniquement aux résidus issus des étapes d'absorption spécifique des PCDD/F (par ex. lits fixes de coke ou revêtement de laveur humide imprégné d'adsorbants de dioxines) lorsque il y a d'autres dispositions pour éviter l'accumulation de mercure et donc les rejets potentiels associés
Facteurs clé d'emplacement de la technique	Aucun

Tableau 4.70 : Évaluation de l'applicabilité de la re-combustion des adsorbants

Données économiques

En général, la mise en œuvre de cette technique n'engendre pas de coûts d'investissement

supplémentaires, à moins qu'il ne soit nécessaire d'ajouter des dispositifs d'abattement du mercure (et que ces ajouts soient significatifs).

Il est possible de réaliser des économies sur les coûts de fonctionnement du fait de la réduction des coûts d'élimination des résidus contaminés aux PCDD/F.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Nécessité de réduire les concentrations en PCDD/F dans les résidus solides de traitement des fumées.

Dans certains pays, pour des raisons réglementaires, les résidus de l'incinérateur ne peuvent pas être renvoyés dans le four pour être brûlés. En fait, dans de tels cas, les résidus sont classés selon un type de déchets qu'il est interdit de traiter dans l'installation d'incinération. [64, TWGComments, 2003]

Exemple d'installations

Cette technique est utilisée en Belgique et en Allemagne.

Bibliographie

[55, EIPPCBsitevisits, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.6 Adsorption des PCDD/F par injection de charbon actif ou d'autres réactifs

Description

Cette technique a déjà été décrite dans la section 2.5.8.1.

En résumé, le charbon actif est injecté à l'intérieur du flux de gaz où il se mélange avec les gaz. Le charbon actif est injecté, soit seul, soit avec des réactifs alcalins, (généralement) de la chaux ou du bicarbonate de soude. Les réactifs alcalins injectés, leurs produits de réaction et le charbon actif sont ensuite collectés par un dépoussiéreur, généralement un filtre à manches. L'adsorption des PCDD/F se déroule à l'intérieur du flux de gaz ainsi qu'au niveau de la couche de réactifs qui se forme lorsque l'on utilise des « filtres barrières » (par ex. des filtres à manches).

Les molécules de PCDD/F adsorbées sont évacuées avec les autres résidus collectés par le filtre à manches, l'électrofiltre ou tout autre dispositif de dépoussiérage utilisé en aval.

Il est rapporté que les adsorbants minéraux (par ex. mordenite, zéolite, mélanges de minéraux argileux, phyllosilicate et dolomite) peuvent aussi être utilisés pour l'adsorption des PCDD/F, à des températures allant jusqu'à 260 °C sans entraîner de risque d'incendie dans le filtre à manches.

Il est également rapporté que le coke de lignite est utilisé pour l'adsorption des PCDD/F. [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Il a été rapporté qu'une destruction catalytique des PCDD/F s'opérait à la surface du coke actif. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Les PCDD/F sont adsorbés par le charbon actif, ce qui permet d'atteindre des émissions inférieures à 0,1 ng/Nm³ TEQ.

Le mercure métallique est également adsorbé (voir section 4.4.6.2).

Effets croisés

Les effets croisés liés à l'utilisation de filtres à manches ou de tout autre système de dépoussiérage associé à l'utilisation de cette technique sont décrits dans la section 4.4.2.

Il est produit un résidu solide contenant les PCDD/F adsorbés. Il est important de noter que la quantité de PCDD/F captée par le réactif sera plus faible que celle retirée avec les poussières par un dépoussiérage efficace. Il est rapporté que 80 % des PCDD/F sont retirés avec les poussières via l'opération de dépoussiérage des gaz. [64, TWGComments, 2003]

Les produits de réaction pollués issus du système de traitement des fumées peuvent, dans certains cas, être utilisés comme agent de neutralisation pour le traitement des effluents du laveur et, de ce fait, peuvent réduire la consommation d'agents de neutralisation « neufs ». Là, le charbon actif ou le coke actif capte également les métaux lourds, par ex. le Hg contenu dans les effluents. Il est rapporté que le fait d'utiliser ces réactifs pour le traitement des effluents ne produit aucun résidu supplémentaire, excepté le charbon actif qui est insoluble dans l'eau. Il y a un risque accru d'inflammation et d'incendie et, par conséquent, des mesures de sécurité plus strictes doivent être mises en œuvre pour le stockage et la manutention du charbon actif et du coke actif. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Il est rapporté que, typiquement, sur un incinérateur de déchets municipaux, les taux de consommation de charbon actif sont de 0,35 - 3 kg/t de déchets traités. Des taux d'injection plus élevés peuvent permettre un abattement supplémentaire des PCDD/F. [64, TWGComments, 2003]

Généralement, le taux d'injection de charbon actif se situe entre 0,5 et 1 kg/t de déchets, de façon à atteindre un niveau d'émissions inférieur à 0,1 ng I-TEQ/Nm³.

Exemples sur des installations françaises :

(1) Incinérateur de déchets municipaux de 12 t/h avec système de traitement des fumées semi-humide : 0,35 kg/t

(2) Incinérateur de déchets municipaux de 2,5 t/h avec système de traitement des fumées sec : 1,2 kg/t

[64, TWGComments, 2003]

L'efficacité d'adsorption varie en fonction du type de charbon actif utilisé.

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	• tout type de déchets
Taille de l'installation	• toute taille d'installations
Installation nouvelle/existante	• applicable à la fois aux installations nouvelles et existantes – dans la plupart des cas, peut être mis en œuvre facilement dans le cadre de travaux de modernisation
Compatibilité entre process	• peut être facilement mis en œuvre lorsque le système de traitement des fumées comporte déjà un filtre à manches
Facteurs clé d'emplacement de la technique	• aucun

Tableau 4.71 : Évaluation de l'applicabilité de l'abattement des PCDD/F par injection de charbon actif

Données économiques

Il est rapporté que le coke de lignite est moins cher que le charbon actif [64, TWGComments,

2003]. Il est également rapporté qu'en général la consommation de coke de lignite est plus élevée que celle de charbon actif (jusqu'à deux fois plus élevée). [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La technique a été ajoutée sur un grand nombre d'installations afin d'atteindre un niveau d'émissions en PCDD/F inférieur à 0,1 ng/Nm³. [74, TWGComments, 2004]

Exemple d'installations

Technique largement utilisée dans de nombreux pays.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.4.5.7 Adsorption des PCDD/F dans des filtres à lit fixe

Description

Cette technique a déjà été décrite dans la section 2.5.8.6. Les lits fixes utilisés sont garnis de coke ou de charbon et peuvent être humides ou secs. Les systèmes humides incluent un lavage à l'eau à contre-courant.

Avantages environnementaux

Réduction des émissions dans l'air comme décrit ci-dessous :

- les PCDD/F sont adsorbés, ce qui permet d'obtenir des émissions inférieures à 0,1 ng/Nm³ TEQ
- le Hg est adsorbé, ce qui permet d'obtenir des émissions inférieures à 50 µg/Nm³, typiquement inférieures à 30 µg/Nm³
- les poussières sont captées par le lit fixe

Effets croisés

Les effets croisés sont identifiés dans le tableau ci-dessous :

Critères	Unités	Valeurs	Commentaires
Besoins en énergie	kWh/tonne de déchets incinérés	30 – 35	Perte de charge à travers le filtre
Consommation de réactifs	kg/tonne de déchets incinérés	1	Coke
Résidus : type			Coke usagé
Résidus : quantité	kg/tonne de déchets incinérés	0 – 1	Nul si le coke usagé peut être brûlé dans l'incinérateur
Consommation d'eau	l/tonne de déchets incinérés		<i>Pas d'information</i>
Production d'effluents	l/tonne de déchets incinérés		<i>Pas d'information</i>
Visibilité du panache	+/-	+/-	Les systèmes humides accroissent la visibilité du panache

Tableau 4.72 : Effets croisés associés à l'utilisation de filtres à lit fixe
[12, TWGComments, 2002]

Pour cette technique, le principal effet croisé est la consommation énergétique liée à la perte de charge à travers le filtre.

Le risque d'incendie peut être accru lorsque l'on utilise des lits fixes secs garnis de coke (cela

dépendra de la conception de l'ensemble de la ligne de traitement des fumées). [74, TWGComments, 2004]

Sur un incinérateur de déchets dangereux comportant une ligne (50 000 t/an) équipée d'un four tournant, un nouveau ventilateur de tirage a été installé. Ce nouveau ventilateur a une puissance de 550 kW, alors que l'ancien avait seulement une puissance de 355 kW (perte de charge du filtre comprise entre 25 et 40 mbar) [64, TWGComments, 2003].

Une fois saturé en polluants, le charbon actif usagé est souvent envoyé en centre de stockage en tant que résidu toxique.

Si cela est autorisé, il peut être brûlé dans l'incinérateur de façon à détruire les PCDD/F adsorbés. Etant donné que le charbon actif adsorbe le mercure, en plus des PCDD/F, si on brûle les résidus obtenus dans l'incinérateur, alors il faudra apporter une attention particulière à la recirculation du mercure. En effet, le fait de brûler les résidus dans l'incinérateur entraînera une accumulation du Hg à l'intérieur du process, à moins que ne soient installées des techniques complémentaires d'abattement du mercure, par ex. laveur humide à faible pH.

[74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

La température en entrée d'un lit sec de coke est typiquement de 80 - 150 °C ; en entrée d'un lit humide, elle est de 60 - 70 °C.

Si le lit fixe est suivi par un système SCR, alors le réchauffage nécessaire à ce dernier sera plus important dans le cas d'un lit humide.

Dans le cas de lits fixes secs, afin de réduire les risques d'incendies, une attention particulière doit être apportée à la distribution des gaz de façon à s'assurer que ces derniers soient uniformément répartis.

Toujours afin de réduire les risques d'incendies, il est nécessaire de réaliser un contrôle soutenu de la température à travers le lit, par exemple plusieurs mesures de CO sur toute la longueur du filtre pour détecter les points chauds. [74, TWGComments, 2004]

Le recours à des gaz inertes peut s'avérer nécessaire.

Les lits de coke humides présentent un moindre risque d'incendies. Aucun dispositif anti-incendie ni aucun inertage (c.-à-d. protection avec gaz inerte) n'est nécessaire.

L'ajout d'une alimentation en eau (pour partie recirculée) permet d'évacuer les poussières accumulées, qui, sans cela, peuvent conduire au colmatage du lit.

Il est nécessaire d'évaluer le taux de saturation/encrassement du lit afin de déterminer la fréquence nécessaire de renouvellement des réactifs. [74, TWGComments, 2004]

Les lits fixes sont particulièrement fiables, du fait de l'absence de parties mobiles.

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> nécessité d'installer des équipements supplémentaires éléments d'exploitation sensibles 	M	<ul style="list-style-type: none"> un équipement supplémentaire est nécessaire les risques d'incendies nécessitent une attention et un contrôle particuliers (dans le cas des systèmes secs)

Flexibilité	• capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée	H	• très grande capacité d'adsorption
Niveau de compétences nécessaire	• besoins de formations supplémentaires ou de personnel supplémentaire	H/M	• système robuste, mais une attention particulière est nécessaire vis-à-vis du risque incendie (dans le cas des systèmes secs) et dans les cas où les résidus sont brûlés dans l'incinérateur

Tableau 4.73 : Données d'exploitation associées à l'utilisation de filtres à lit fixe de coke

Il a été rapporté les données d'exploitation suivantes (relatives aux effets croisés de la technique) pour un lit fixe humide garni de coke installé dans un incinérateur de déchets dangereux d'une capacité d'environ 11 000 t/an [64, TWGComments, 2003] :

- consommation de coke de lignite : 0,5 kg/t de déchets incinérés
- le coke usagé est brûlé dans l'incinérateur – du fait de la présence d'un laveur humide à faible pH, la re-combustion du coke usagé n'entraînera pas d'accumulation du Hg
- périodiquement, de l'eau est injectée pour « laver » le lit de coke de lignite, ce qui génère des effluents acides qui sont envoyés vers un process interne de traitement physico-chimique
- le lit humide accroît le taux d'humidité des gaz et la visibilité du panache

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> • en principe, applicable à tout type de déchets • particulièrement adapté aux déchets dangereux fortement hétérogènes pour lesquels les teneurs en PCDD/F peuvent être importants du fait de conditions de combustion difficiles
Taille de l'installation	• la taille de l'installation n'a pas d'importance
Installation nouvelle/existante	• mis en œuvre tant sur des installations nouvelles qu'existantes
Compatibilité entre process	<ul style="list-style-type: none"> • généralement mis en œuvre en fin du système de traitement des fumées, en tant qu'étape de finition de l'épuration des gaz • technique surtout adaptée au cas où elle est placée après un laveur humide • cette technique peut être utilisée en amont d'un système SCR ; dans ce cas, un réchauffage des gaz sera nécessaire (ce dernier devra être plus important dans le cas d'un lit humide)
Facteurs clé d'emplacement de la technique	• un espace disponible est nécessaire pour installer l'équipement supplémentaire

Tableau 4.74 : Évaluation de l'applicabilité des filtres à lit fixe de coke

Données économiques

Le coût d'investissement pour un filtre à lit de coke installé sur un incinérateur de déchets municipaux d'une capacité de 100 000 t/an a été estimé à 1,2 million EUR [12, Achternbosch, 2002].

Le coût d'investissement pour un filtre à lit fixe humide (vide) installé sur une ligne d'incinération de 50 000 t/an est approximativement de 1 million EUR (équipement et de génie civil).

Voici ci-dessous des informations relatives au coût du coke de lignite :

- le coût du coke de lignite est trois à quatre fois moindre que celui du charbon actif

- la consommation de coke de lignite est faible, si bien que le re-remplissage du filtre en coke de lignite peut être effectué pendant les arrêts planifiés

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre pour réduire les émissions de PCDD/F à un niveau inférieur à 0,1 ng/Nm³ TEQ.

Exemple d'installations

Incinérateurs de déchets dangereux en Belgique, en Allemagne et aux Pays-Bas.

Incinérateurs de déchets municipaux en Allemagne.

Bibliographie

[1, UBA, 2001, 3, Autriche, 2002, 12, Achternbosch, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.8 Utilisation de matériaux imprégnés de carbone pour l'adsorption des PCDD/F dans les laveurs humides

Description

Cette technique a déjà été décrite dans la section 2.5.8.5.

Avantages environnementaux

Les PCDD/F sont fortement adsorbées par les particules de carbone contenues dans le matériau. De ce fait, les émissions de PCDD/F sont réduites et le relargage de ces dernières dû à l'effet mémoire est évité. [74, TWGComments, 2004] Avec cette technique, le relargage de PCDD/F pendant les phases de démarrage peut être réduit.

Avec des concentrations en entrée du laveur humide de 6 - 10 ng TEQ/Nm³, il a été rapporté des efficacités de captation des PCDD/F en phase gazeuse, à travers le laveur humide, de l'ordre de 60 - 75 % . En comparaison, pour un laveur humide sans revêtement imprégné de carbone, ces efficacités de captation passent à 0 - 4 %.

De plus, il a été rapporté qu'avec cette technique, durant toute la période de test, l'efficacité d'adsorption n'avait pas chuté [58, Andersson, 2002].

Bien que la concentration atteinte en sortie de laveur (2 - 3 ng TEQ/Nm³) ne permette, en soi, de répondre à l'exigence de la directive 2000/76/CE sur les PCDD/F (0,1 ng/Nm³), il est possible de combiner la technique avec un équipement aval de traitement des fumées de façon à répondre à cette exigence.

Les avantages de cette technique sont alors :

- prévention de l'effet mémoire dans les laveurs humides et donc des risques associés de relargage (du fait du phénomène de désorption) PCDD/F
- réduction de la charge des gaz en PCDD/F pour les opérations aval de traitement des fumées (surtout pendant les phases de démarrage)
- si les réactifs usagés sont brûlés dans l'incinérateur, cela se traduira par une réduction globale du bilan massique en dioxines, du fait de la destruction des PCDD/F dans le four (ce qui est rendu plus facile lorsque l'absorption du Hg est réalisée à une autre étape du système de traitement des fumées) plutôt que de leur transfert aux résidus solides.

Effets croisés

Dans certains cas, le revêtement imprégné de carbone, une fois usagé, est envoyé en centre de stockage en tant que résidu toxique. Dans d'autres cas, il est brûlé dans l'incinérateur (néanmoins,

parfois, des réglementations locales interdisent la re-combustion de ces résidus). [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Critères	Facteurs affectant les critères	Évaluation (Haut/Moyen/Faible) ou données	Commentaires
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> • nécessité d'installer des équipements supplémentaires • éléments d'exploitation sensibles 	F/M	Nécessité de s'adapter à une technique existante (laveur humide)
Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> • capacité de la technique à fonctionner dans une large gamme de conditions d'entrée 	M	
Niveau de compétences nécessaire	<ul style="list-style-type: none"> • besoins de formations supplémentaires ou de personnel supplémentaire 	F	Pas d'exigences supplémentaires particulières

Tableau 4.75 : Données d'exploitation associées à l'utilisation de matériaux imprégnés de carbone dans les laveurs humides

Applicabilité

Applicable (particulièrement en période de démarrage) aux process qui ont opté pour des laveurs humides, pour lesquels il y a des preuves comme quoi il se produit un effet mémoire dans le laveur et pour lesquels il n'y a, en aval du laveur, aucune étape de traitement des fumées qui permette de contrôler les PCDD/F désorbés.

Egalement applicable comme système de prétraitement des dioxines en amont d'un système complémentaire de traitement de ces polluants – de cette manière, il peut être utilisé pour réduire la charge des gaz en PCDD/F en entrée du système *principal* de traitement des dioxines, et ce sans nécessiter d'espace disponible supplémentaire.

Egalement utilisé comme système principal de traitement des dioxines en combinaison avec un électrofiltre (nécessite alors, dans ce cas, l'installation d'un revêtement de la tour de lavage plus important) [74, TWGComments, 2004]

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	Tout type de déchets
Taille de l'installation	Toute installation comportant des laveurs humides
Installation nouvelle/existante	Applicable tant aux installations nouvelles qu'existantes
Compatibilité entre process	Seulement applicable aux laveurs humides
Facteurs clé d'emplacement de la technique	Il est plus facile de mettre en œuvre cette technique dans un laveur à garnissage fonctionnant à la soude

Tableau 4.76 : Évaluation de l'applicabilité de l'utilisation de matériaux imprégnés de carbone dans les laveurs humides
[74, TWGComments, 2004]

Données économiques

Le coût d'investissement approximatif pour l'installation (initiale) d'un revêtement imprégné de carbone sur deux laveurs humides se situe entre 30 000 et 150 000 EUR au total, pour des incinérateurs de capacité allant de 5 à 20 t/h.

Le coût lié au remplacement des matériaux imprégnés est estimé entre 0,1 et 0,2 EUR/tonne de déchets incinérés. Aucune consommation énergétique supplémentaire n'est à prévoir, exceptée celle du fait de la perte de charge supplémentaire. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre lorsqu'il y avait des préoccupations particulières concernant la concentration en PCDD/F dans les laveurs humides et les possibles relargages de ces polluants par ces laveurs.

La technique a également été mise en œuvre lorsqu'était souhaité un abattement des dioxines de 50 – 70 %, et ce, avec un bon rapport coût/efficacité d'abattement.

Exemple d'installations

Cette technique a été mise en œuvre (octobre 2003) dans 10 incinérateurs de déchets municipaux ou dangereux en Suède, au Danemark, en France et en Allemagne.

Bibliographie

[58, Andersson, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.9 Utilisation d'une suspension de charbon actif en suspension dans les laveurs humides

Description

L'utilisation de charbon actif **en suspension** dans le laveur humide permet, à la fois, de réduire la charge des gaz en dioxines et de prévenir l'accumulation des dioxines dans les matériaux constitutifs du laveur (« effet mémoire »).

À un pH proche de 7, la suspension de charbon actif, de concentration variant entre quelques g/l et 50 g/l, est injectée dans le laveur humide équipé d'un décanteur permettant la purge du liquide, tout en retenant le charbon actif.

Etant donné que le charbon actif possède des sites actifs, les molécules de dioxines et de furannes sont transférées aux liquides injectés dans le laveur où elles sont adsorbées par le charbon actif, au niveau duquel se produit une réaction catalytique.

Avantages environnementaux

Les émissions de PCDD/F à la cheminée sont réduites jusqu'à 0,01 - 0,1 ng TEQ/Nm³.

Le charbon actif qui est évacué du laveur n'est pas contaminé.

Le charbon actif permet également d'adsorber le mercure. Lorsqu'il est utilisé dans les conditions décrites au-dessus, les niveaux d'émissions de mercure atteints sont généralement bien inférieurs à 50 µg/Nm³, dans le cas de l'incinération de déchets municipaux.

Etant donné que le charbon actif transforme le SO₂ en acide sulfurique, cette technique est aussi une étape de finition de l'abattement des SO₂.

Il est rapporté que les effluents issus de ce process sont conformes à la valeur limite de rejet dans l'eau en PCDD/F fixée par la directive 2000/76/CE (à savoir 0,3 ng/l). [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

Utilisation de charbon actif.

Le risque d'encrassement accru du fait de l'utilisation du charbon actif peut causer des problèmes pour maintenir le site propre et en ordre. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Information non fournie

Applicabilité

Uniquement applicable aux cas où sont utilisés des laveurs humides et, pour lesquels, le réactif utilisé est de la soude (de façon à ce que le pH soit quasi-neutre).

Lorsque est mise en œuvre cette technique, la soude doit être utilisée pour contrôler le pH à l'intérieur du laveur.

Cette technique n'est pas applicable aux systèmes de traitement des fumées secs, « *flash dry* » et semi-humides.

Données économiques

Si cette technique est utilisée pour la finition de l'épuration des gaz ou pour prévenir l'effet mémoire, les coûts seront limités aux coûts des réactifs. Seules des modifications mineures du laveur humide sont nécessaires pour pouvoir utiliser cette technique.

Pour obtenir un bon taux d'abattement des PCDD/F, cette technique peut nécessiter que la tour de lavage soit équipée d'un revêtement spécifique, de façon à assurer un bon contact entre les gaz de combustion et le liquide injecté. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été utilisée pour atteindre des niveaux d'émissions inférieurs à 0,1 ng TEQ/Nm³

Exemple d'installations

Bruxelles – sortie cheminée : 0,02 - 0,03 ng TEQ/Nm³ (teneur en oxygène de 11 % sur gaz sec)

Mulhouse – sortie cheminée : 0,01 - 0,03 ng TEQ/ Nm³ (teneur en oxygène de 11 % sur gaz sec)

Toulouse – sortie cheminée : 0,04 - 0,1 ng TEQ/ Nm³ (teneur en oxygène de 11 % sur gaz sec)

Svendborg – sortie cheminée : 0,01 - 0,02 ng TEQ/ Nm³ (teneur en oxygène de 11 % sur gaz sec)

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.4.6 Réduction des émissions de mercure

4.4.6.1 Lavage humide à faible pH et ajout d'additifs

Description

[63, Langenkamp, 1999] Le fait d'utiliser des laveurs humides pour le traitement des gaz acides entraîne un pH faible dans ces laveurs est. La plupart des laveurs humides sont composés d'au moins deux étages. Le premier traite principalement le HCl, le HF et une partie des SO₂. Le second, maintenu à un pH de 6 - 8, traite les SO₂.

Si le premier étage est maintenu à un pH inférieur à 1, l'efficacité d'abattement du Hg ionique (c.-à-d. Hg sous forme de HgCl₂, qui est généralement le principal composé de mercure que l'on trouve après combustion des déchets) est supérieure à 95 %.

Cependant, l'efficacité d'abattement est seulement de l'ordre de 0 - 10 % pour le Hg métallique, principalement du fait du phénomène de condensation à la température de fonctionnement du laveur

(environ 60 - 70 °C).

L'adsorption du mercure métallique peut être améliorée jusqu'à un rendement maximum de 20 - 30 % par :

- l'ajout de composés sulfurés dans le liquide d'injection du laveur
- l'ajout de charbon actif dans le liquide d'injection du laveur
- l'ajout d'oxydants (par ex. de peroxyde d'hydrogène) dans le liquide d'injection du laveur. Cette technique fait passer le mercure de la forme métallique à la forme ionique (c.-à-d. sous forme de HgCl_2), ce qui permet de faciliter sa précipitation et de façon très efficace.

L'efficacité globale d'abattement du Hg (c.-à-d. sous formes métallique et ionique) est d'environ 85 %.

Il est rapporté qu'une efficacité d'abattement supérieure à 90 % peut être atteinte en ajoutant des déchets contenant du brome ou en injectant, dans la chambre de combustion, des produits chimiques contenant du brome. [74, TWGComments, 2004]

[63, Langenkamp, 1999] Aux niveaux de concentrations en Hg que l'on trouve généralement en entrée de process avec un grand nombre de types de déchets, et avec, en plus, l'incertitude sur la composition de la plupart de ces déchets, l'efficacité d'abattement de la technique de lavage humide à faible pH est généralement insuffisante pour atteindre un niveau d'émissions inférieur à $50 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Dans un Etat Membre, il a même été fixé une VLE à $30 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Dans l'un ou l'autre de ces cas, selon le niveau de concentrations en entrée, l'ajout d'une capacité supplémentaire d'abattement du Hg peut s'avérer nécessaire telle que :

- injection de charbon actif en amont d'un filtre à manches
- filtre à lit fixe de coke

(voir les sections 4.4.6.2 et 4.4.6.7) [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Les pourcentages d'efficacité d'abattement sont fournis dans la partie « Description » ci-dessus.

L'impact de la concentration en Hg des déchets incinérés et de leur teneur en Cl sont fondamentaux dans la détermination des niveaux d'émissions atteignables en sortie cheminée.

Effets croisés

Les effets croisés liés à l'utilisation d'un laveur humide sont présentés en section 4.4.3.1.

Consommation de tout réactif injecté dans le laveur.

Données d'exploitation

Pour un incinérateur de déchets municipaux avec, en entrée, une concentration moyenne de 3 - 4 mg de Hg/kg de déchets, des niveaux d'émissions dans l'air de 50 - 80 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ seront atteints. [63, Langenkamp, 1999]

La variation de la concentration des déchets municipaux en Hg peut être très grande et, par conséquent, peut entraîner d'importantes variations dans les niveaux d'émissions correspondants. Sur un incinérateur de déchets municipaux autrichien, les valeurs mesurées de concentrations des déchets en Hg s'étaient de 0,6 à 4 mg/kg. Cette variation peut être encore bien plus grande avec d'autres types de déchets, par ex. avec certains déchets dangereux.

Les niveaux d'émissions atteints, simplement avec un laveur humide, sont d'environ $36 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$; avec un laveur humide et un filtre à lit de coke, ils sont inférieurs à $2 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$; et avec un laveur humide combiné à une injection d'additifs, ils sont d'environ $4 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. [74, TWGComments,

2004]

Applicabilité

L'utilisation de laveurs humides acides peut permettre de respecter la valeur limite d'émissions en Hg fixée par la directive 2000/76/CE seulement lorsque :

- le pH est contrôlé de façon à être maintenu inférieur à 1
- les concentrations en chlorures sont suffisamment élevées pour que le mercure présent dans les gaz de combustion bruts soit quasi totalement sous forme ionique (et donc qu'il soit possible de le traiter, comme les chlorures)
- des additifs sont ajoutés à l'intérieur du laveur à faible pH (dans certains cas)

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	
Taille de l'installation	• toute taille d'installations
Installation nouvelle/existante	• sur les installations nouvelles, cette technique n'est généralement pas utilisée seule
Compatibilité entre process	• voir les commentaires faits pour les laveurs humides • un abattement supplémentaire du Hg peut s'avérer nécessaire pour répondre aux exigences de la directive 2000/76/CE (en fonction des concentrations en Hg en entrée)
Facteurs clé d'emplacement de la technique	• aucun

Tableau 4.77 : Évaluation de l'applicabilité de la technique de lavage humide pour la réduction du mercure

La technique est seulement applicable pour le contrôle des émissions de Hg dans l'air, soit en tant qu'étape de prétraitement du Hg, soit dans le cas où les concentrations des déchets en Hg en entrée sont suffisamment faibles (par ex. inférieures à 4 mg/kg). Autrement, il pourrait résulter des émissions atmosphériques de Hg supérieures à 50 µg/Nm³.

Données économiques

Information non fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre en tant qu'adaptation de la technique de lavage humide des gaz acides dans le but de réduire les émissions de mercure).

Exemple d'installations

La technique de lavage humide est largement utilisée en Europe.

Bibliographie

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Autriche, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 55, EIPPCBsitevisits, 2002, 63, Langenkamp, 1999] [64, TWGComments, 2003]

4.4.6.2 Injection de charbon actif pour l'adsorption du Hg

Description

Cette technique implique l'injection de charbon actif en amont d'un filtre à manches (voir aussi la section 4.4.5.6 ; les filtres à manches sont, eux, décrits en section 2.5.3.5) ou d'un autre dispositif de dépoussiérage. L'adsorption du mercure métallique se déroule à l'intérieur du flux de gaz ainsi

qu'au niveau de la couche de réactifs qui se forme lorsque l'on utilise des « filtres barrières » (par ex. des filtres à manches).

Avantages environnementaux

Le mercure métallique est adsorbé (généralement avec une efficacité d'environ 95 %), ce qui permet d'atteindre des émissions dans l'air inférieures à 30 µg/Nm³.

De plus, le mercure ionique est traité par adsorption chimique du fait du soufre présent dans les gaz ou imprégné dans certains types de charbons actifs. [74, TWGComments, 2004]

Dans certains systèmes où la captation du mercure est effectuée dans un laveur humide acide (pH<1) pour réduire la teneur à l'entrée, on peut observer des niveaux d'émissions en sortie cheminée inférieurs à 1 µg/Nm³.

Le charbon actif adsorbe aussi les dioxines (voir la section 4.4.5.6).

Les filtres à manches permettent aussi de capter les particules polluantes et les métaux lourds. Ils sont décrits en section 2.5.3.5.

Il est courant que les réactifs alcalins soient injectés avec le charbon actif. Cela permet de traiter les gaz acides dans le même dispositif de traitement des fumées (« dispositif multifonctionnel »). [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

Les effets croisés sont ceux liés à l'utilisation de filtres à manches, voir la section 4.4.2.2. La consommation énergétique des filtres à manches en est un aspect important.

De plus, pour cette technique, le principal effet croisé est la production de résidus contaminés par le polluant adsorbé (Hg).

Dans le cas où les réactifs solides sont brûlés dans l'incinérateur (dans le but de détruire les PCDD/F), il est important que :

- l'installation soit équipée de techniques complémentaires de traitement du mercure de façon à empêcher l'accumulation du Hg à l'intérieur du process (et donc les éventuels pics d'émissions correspondants)
- la ou les techniques complémentaires de traitement du mercure abattent le polluant avec un taux d'abattement suffisant
- lorsque des laveurs humides sont utilisés, le Hg peut passer dans les effluents (néanmoins, il peut ensuite être précipité et passer dans les résidus solides de traitement des effluents).

Données d'exploitation

Les aspects opérationnels sont ceux liés à l'utilisation de filtres à manches, voir section 4.4.2.2.

Une maintenance efficace des filtres à manches et du système d'injection de réactifs est fondamentale pour atteindre des niveaux d'émissions faibles.

La capacité d'adsorption varie en fonction du type de charbon actif utilisé. Une autre possibilité pour améliorer l'abattement du mercure est l'utilisation d'adsorbants imprégnés de soufre. [74, TWGComments, 2004]

Lors de tests menés sur un incinérateur de déchets dangereux, plusieurs types de charbons actifs ont été utilisés ; il a alors été mesuré, pour chaque type de charbon actif, le taux de consommation horaire nécessaire pour atteindre un niveau donné d'émissions de Hg :

- coke de coque de noix de coco 8 - 9 kg/h
- coke de tourbe 5,5 - 6 kg/h

- lignite 8 - 8,5 kg/h
 - charbon de tourbe 4 - 4,5 kg/h
- [64, TWGComments, 2003]

Les taux de consommation de charbon actif pour l'adsorption des PCDD/F sont similaires à ceux mentionnés ci-dessus, du fait que l'adsorbant est généralement utilisé à la fois pour la captation du Hg et des PCDD/F. Pour des incinérateurs de déchets municipaux, les taux de consommation de charbon actif sont typiquement de l'ordre de 3 kg/t de déchets. Pour des incinérateurs de déchets dangereux, il a été rapporté des niveaux de consommation allant de 0,3 à 20 kg/t de déchets dangereux [41, EURITS, 2002].

Le taux d'injection de réactifs sera déterminé par :

- la capacité d'adsorption du réactif
- la concentration de Hg en entrée
- le niveau d'émissions de Hg visé

Les risques d'incendies sont importants lorsque l'on utilise du charbon actif. Pour réduire ces risques, l'adsorbant peut alors être mélangé avec d'autres réactifs. Par exemple, dans certains cas, il est utilisé un mélange de 90 % de chaux et de 10 % de charbon actif. La proportion de charbon actif est généralement plus importante lorsque le système de traitement des fumées comporte des étapes supplémentaires de traitement des gaz acides (par ex. des laveurs humides).

Applicabilité

L'applicabilité de l'utilisation des filtres à manches est évaluée dans la section 4.4.2.2.

Le tableau ci-dessous détaille les aspects spécifiques, en terme d'applicabilité, liés à l'utilisation de l'injection de charbon actif :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	• permet une réduction efficace des émissions de Hg pour une large gamme de types de déchets
Taille de l'installation	• toute taille d'installations
Installation nouvelle/existante	• applicable dans le cas d'installations nouvelles et de modernisations d'installations existantes
Compatibilité entre process	• pas de problématique particulière
Facteurs clé d'emplacement de la technique	• aucun

Tableau 4.78 : Évaluation de l'applicabilité de l'injection de charbon actif pour la captation du Hg

Données économiques

Les coûts d'investissement supplémentaires liés à la mise en œuvre de cette technique sur des installations qui utilisent déjà, ou qui ont l'intention d'utiliser, une injection de réactifs et des filtres à manches sont minimales. Voir aussi la section 4.4.5.6.

Les coûts de fonctionnement supplémentaires proviennent des éléments suivants :

- consommation de réactifs
- élimination des résidus

Le coût de fonctionnement (coût du charbon actif) est d'environ 125 000 EUR/an pour une installation traitant 65 000 tonnes de déchets dangereux par an.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La technique a été mise en œuvre à la fois sur des installations nouvelles et existantes en tant que moyen de réduction des émissions de Hg dans l'air.

Exemple d'installations

Technique largement utilisée à travers l'Europe.

Bibliographie

[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Autriche, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 55, EIPPCBsitevisits, 2002, 63, Langenkamp, 1999] [41, EURITS, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.6.3 Utilisation de laveurs-condenseurs pour la finition de l'épuration des gaz

Description

Cette technique a déjà été décrite dans les sections 2.4.4.5 et 4.3.16, où elle était présentée principalement du point de vue de la valorisation énergétique. En plus des bénéfices potentiels que cette technique peut engendrer vis-à-vis de la valorisation énergétique, sa mise en œuvre peut également être intéressante du point de vue du traitement des fumées ; en effet, la condensation engendrée par l'utilisation d'un tel laveur à faibles températures peut condenser certains polluants. Cela peut permettre de réduire les rejets de polluants dans l'air, mais ce de façon significative uniquement si la température de fonctionnement du laveur est particulièrement faible, par ex. 40 °C.

Avantages environnementaux

La condensation des polluants contenus dans les gaz de combustion engendre une réduction supplémentaire des émissions atmosphériques.

Concernant le mercure, cette technique ne peut généralement pas assurer, à elle seule, des niveaux d'émissions inférieurs à 50 µg/Nm³. Par conséquent, elle n'est considérée que comme une étape supplémentaire de finition de l'abattement du Hg.

La condensation de l'eau contenue dans les gaz de combustion peut :

- réduire grandement la visibilité du panache (lorsqu'est réalisé en plus un réchauffage des gaz en aval du laveur-condenseur)
- réduire la consommation d'eau du laveur

Effets croisés

L'eau condensée sera chargée en polluants et nécessitera donc d'être traitée, avant rejet, dans une installation de traitement d'effluents. Dans le cas où un laveur humide est utilisé en amont du laveur-condenseur, leurs effluents respectifs pourront être traités dans la même installation de traitement d'effluents.

En général, la technique est seulement mise en œuvre lorsqu'une source de refroidissement est facilement disponible. Par exemple, un retour d'eau du réseau de chauffage urbain à température particulièrement basse (40 °C), cas qui se rencontre généralement uniquement dans les climats froids. La mise en œuvre de cette technique dans d'autres circonstances (l'usage de la technique n'a pas été rapporté dans d'autres circonstances) conduirait à une consommation d'énergie, et donc à des coûts associés, élevés pour assurer le refroidissement nécessaire.

La faible température des fumées en sortie cheminée réduira la force ascensionnelle du panache, et, par conséquent, réduira sa dispersion. Cela peut être évité en utilisant une cheminée plus haute et/ou ayant un plus petit diamètre.

Données d'exploitation

La température des effluents du laveur est très importante pour certains polluants, par ex. pour s'assurer que le mercure est bien condensé et qu'il ne traverse pas simplement le laveur pour se

retrouver ensuite dans les émissions atmosphériques. La fourniture d'une source de refroidissement à température suffisamment basse est, par conséquent, cruciale. Pour permettre un abattement efficace du Hg métallique, des températures en sortie de laveur inférieures à 40 °C peuvent s'avérer nécessaires (remarque : dans certains cas, il est rapporté des températures encore plus basses - voir ci-dessous).

Il a été rapporté que refroidir les gaz en utilisant un refroidisseur à gaz (c.-à-d. sans injection de liquide) jusqu'à une température de 5 °C ne donnait pas de résultats suffisants pour l'abattement du Hg (ref. Bayer AG Dormagen, Allemagne – incinérateur de déchets dangereux).

La faible température des gaz peut engendrer un phénomène de condensation et, par conséquent, de corrosion dans la cheminée, à moins que cette dernière ne soit équipée d'un revêtement intérieur.

Applicabilité

Cette technique est mise en œuvre essentiellement en tant que technique de valorisation énergétique et lorsque des étapes complémentaires d'abattement des polluants ont déjà été installées sur l'installation (par ex. adsorption par du charbon actif, lavage humide à faible pH).

En général, la technique n'est pas mise en œuvre dans le but d'assurer, à elle seule, le contrôle des émissions atmosphériques, mais peut être efficace en tant qu'étape de finition de l'épuration des gaz en combinaison avec d'autres systèmes de traitement des fumées.

Types de déchets : Etant donné que la technique opère après les différentes étapes de traitement des fumées, elle peut, en principe, être appliquée à n'importe quel type de déchets.

Taille de l'installation : La technique a été mise en œuvre sur des incinérateurs de déchets municipaux de capacité allant de 175 000 à 400 000 tonnes par an.

Installations nouvelles/existantes : La technique est mise en œuvre en fin (ou vers la fin) du système de traitement des fumées et peut, donc, être appliquée de la même manière sur des installations nouvelles et existantes.

La technique a seulement des chances d'être applicable dans le cas où il n'est pas nécessaire d'apporter de l'énergie pour assurer le refroidissement supplémentaire du laveur permettant d'atteindre des températures basses. Par conséquent, elle n'a des chances d'être applicable que dans les climats nordiques froids, où les retours d'eau des réseaux de chauffage urbain se font à faible température et assurent donc, à eux seuls, un refroidissement suffisant.

Données économiques

Au total, le coût d'investissement supplémentaire pour un laveur-condenseur est estimé à environ 3 millions EUR. [5, RVF, 2002]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Les ventes supplémentaires de chaleur sont le principal facteur incitatif à la mise en œuvre de cette technique. L'abattement supplémentaire de polluants permis par cette technique est un facteur incitatif d'ordre secondaire.

Exemple d'installations

Plusieurs exemples d'incinérateurs de déchets municipaux en Suède, et un exemple d'incinérateur de boues de stations d'épuration aux Pays-Bas.

Bibliographie

[5, RVF, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.4.6.4 Séparation du mercure en utilisant un filtre à résine

Description

Après une étape de dépoussiérage et un premier rinçage humide acide, les acides bruts, combinés par liaison ionique aux métaux lourds, sont captés par un échangeur d'ions Hg. Le mercure est séparé dans un filtre à résine. Pour finir, les acides sont neutralisés en utilisant du lait de chaux.

Si, après lavage, il reste du mercure résiduel dans les gaz, ce dernier est capté par un filtre à coke placé en aval.

Avantages environnementaux

Technique particulièrement fiable pour l'abattement du Hg.

Effets croisés

Le filtre à résine devra être régénéré, ce qui conduira à transférer le Hg capté.

Données d'exploitation

Information non fournie

Applicabilité

Il est rapporté que la technique n'est pas largement mise en œuvre dans le secteur.

Données économiques

Le TWG précise que la technique est chère, comparée aux autres options possibles.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Information non fournie

Exemple d'installations

RMVA Cologne, Allemagne

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.4.6.5 Injection de chlorite pour le contrôle du Hg métallique

Description

Contrairement au mercure oxydé qui est facilement soluble dans l'eau (et qui peut donc être traité par un laveur humide), le mercure métallique, lui, ne l'est pas. Par conséquent, il est difficile d'atteindre un taux important d'abattement du mercure métallique dans un laveur humide, à moins qu'il n'y soit réalisé, en plus, une injection de charbon actif.

L'injection d'un agent oxydant fort permettra de transformer le mercure métallique en mercure oxydé et rendra ainsi possible son traitement par un laveur humide. Pour éviter que l'agent oxydant ne réagisse avec d'autres composés (par ex. avec du dioxyde de soufre) et ne soit ainsi épuisé, il est introduit juste avant les buses de pulvérisation du premier laveur acide. [NdT : le texte en anglais de la phrase qui précède apparaît erroné, et a été corrigé dans la présente traduction] Le laveur est maintenu à un pH compris entre 0,5 et 2.

Lorsque le liquide pulvérisé entre en contact avec les gaz acides contenant du chlorure d'hydrogène, le chlorite est transformé en dioxyde de chlore, qui est en fait l'espèce active. Il est important de noter que, contrairement aux autres oxydants tel l'hypochlorite (eau de javel), avec le chlorite ou le dioxyde de chlore, il est impossible qu'un atome de chlore ne s'insère dans un anneau aromatique, ce qui fait que cela n'a pas d'impact sur les dioxines.

Avantages environnementaux

Réduction des émissions de mercure.

Autre avantage : réduction des NOx.

Effets croisés

L'utilisation d'oxydants favorise la captation du NO dans le laveur (en le transformant en NO₂ qui est davantage soluble dans l'eau). Cela peut être problématique car cela peut entraîner des teneurs élevées en azote dans les effluents. La directive Incinération ne fixe pas de VLE pour le NH₃, mais souvent les réglementations locales en fixent une, du fait que ce polluant peut avoir des impacts importants sur le milieu aquatique. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Information non fournie

Applicabilité

Incinération de déchets ; abattement du mercure présent dans des gaz de combustion contenant au moins 400 mg/Nm³ de chlorure d'hydrogène.

Applicable uniquement aux systèmes de lavage humide.

Données économiques

Le coût du réactif est le facteur limitant.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Information non fournie

Exemple d'installations

Exemples d'incinérateurs allemands : Bottrop et Ludwigshafen.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.4.6.6 Ajout de peroxyde d'hydrogène (eau oxygénée) dans les laveurs humides**Description**

Le but de ce système est de retirer le Hg, le HCl et le SO₂ des gaz de combustion. Avec ce process, la totalité du mercure métallique est oxydée et passe donc sous forme soluble dans l'eau.

La première étape est une trempe située en aval d'un filtre à manches (avec injection de charbon actif, qui absorbera déjà une grande partie du Hg). Lors de la trempe, les gaz sont refroidis de sorte qu'ils soient saturés. Après cette étape de trempe, les gaz entrent en contact avec le liquide d'injection du laveur qui contient du peroxyde d'hydrogène ainsi qu'un additif. Ce liquide d'injection réagit alors avec les gaz, ce qui engendre des effluents acides qui sont ensuite envoyés vers une étape de neutralisation et de précipitation du mercure.

Avantages environnementaux

Réduction supplémentaire de la concentration des gaz en tous types de mercure (lorsque cette technique est combinée avec une injection de charbon actif, on obtient généralement un taux d'abattement de l'ordre de 99,5 %), ainsi que réduction des concentrations en HCl et SO₂.

Effets croisés

Consommation de réactifs : 4 - 5 kg de H₂O₂ (solution concentrée à 35 % en masse) / tonne de déchets dangereux. La consommation de H₂O₂ peut augmenter du fait que ce dernier réagit, non seulement avec le Hg, mais également avec tous les autres composés oxydables, comme le Fe ou les métaux lourds. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Identiques à celles décrites pour les autres laveurs humides (voir le tableau 4.34).

Applicabilité

Cette technique est applicable à tout type d'incinérateurs utilisant un système de lavage humide. Les meilleurs bénéfices seront retirés de cette technique si le laveur est précédé d'un filtre à manches avec injection de charbon actif.

Données économiques

Le coût de l'installation de cette technique est d'environ 4 millions EUR pour une capacité de traitement de 200 000 tonnes de déchets. Cela correspond au coût d'un laveur humide équipé de la technique spécifique mentionnée ici, mais ne comprend pas les coûts supplémentaires de fonctionnement de cette technique.

Il est rapporté que le H₂O₂ est cher et que sa consommation peut s'avérer difficile à contrôler. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La technique peut être utilisée dans le cas d'installations nouvelles ou existantes qui doivent respecter de nouvelles (et moindres) valeurs limites d'émissions en Hg, HCl et SO₂.

Exemple d'installations

Sydskraft Sakab en Suède.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.4.6.7 Utilisation de filtres à lit de coke ou de charbon actif

L'utilisation de ces techniques, leurs avantages en terme de réduction du Hg, leurs effets croisés et autres problématiques ont déjà été décrits en section 4.4.5.7.

Le Hg est adsorbé, ce qui typiquement engendre des émissions dans l'air inférieures à 30 µg/Nm³.

4.4.7 Autres techniques et substances

4.4.7.1 Utilisation de réactifs spécifiques pour la réduction de l'iode et du brome

Description

Cette technique a déjà été brièvement décrite en section 2.5.4.1.

Des réactifs spéciaux, par ex. du thiosulfate de sodium ou du bisulfite de sodium, peuvent :

- soit être ajoutés, en fonction des besoins, dans un laveur humide existant pour le traitement de lots particuliers de déchets (lorsque le contenu de ces déchets est connu et est critique)
- soit être ajoutés en continu au niveau d'un étage supplémentaire du laveur humide (lorsque la consommation de réactif peut être plus élevée).

Dans le laveur, l'ensemble des halogènes libres subissent, du fait de l'ajout d'une solution alcaline de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$, une réaction de réduction et sont transformés en halogènes hydrides. Avec l'action du $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ainsi que du SO_2 présent dans les gaz, les halogènes hydrides sont retirés des gaz de combustion par dissolution.

Les halogènes en question sont le brome et l'iode, principalement issus des retardateurs de flamme et des DASRI.

Le fluor et le chlore, qui sont, eux, des agents oxydants plus forts, sont complètement réduits sous forme d'halogènes hydrides (NdT : sans qu'il n'y ait besoin d'ajout de réactifs spécifiques).

Il est également possible de réduire les émissions atmosphériques d'iode et de brome en introduisant dans le four, soit des déchets contenant du soufre, soit directement du SO_2 . [64, TWGComments, 2003]

Avantages environnementaux

Lorsque les gaz ont des concentrations non négligeables en brome et iode, il peut être observé des fumées colorées (respectivement) en jaune/marron ou violet. Le recours à un ajout de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ (que cet ajout soit fait en fonction des besoins ou en continu) évite cet effet.

Effets croisés

La consommation de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ dépend de la teneur des déchets en soufre ; son taux d'injection est contrôlé en fonction de la concentration des gaz bruts en SO_2 . Si les déchets ont une teneur suffisamment importante en soufre, il n'est alors pas nécessaire de réaliser une réduction supplémentaire des halogènes.

Les polluants extraits des gaz passent dans les effluents. Par conséquent, un traitement ultérieur de ces polluants, une fois dans les effluents, peut s'avérer nécessaire.

Lorsque du SO_2 ou des déchets à plus forte teneur en soufre sont ajoutés, cela nécessite de modifier les réglages des étapes aval de traitement des fumées afin de s'adapter à la modification de la composition chimique des déchets. Les modifications apportées à l'équilibre soufre/chlore peuvent aussi avoir des impacts sur les taux de reformation de PCDD/F.

Données d'exploitation

Il n'est pas possible de contrôler le process par des mesures redox (d'oxydo-réduction) en ligne, en raison de tout un ensemble de process redox parasites qui se déroulent dans les effluents du laveur. Par conséquent, l'injection de réactifs est contrôlée par la concentration des gaz bruts en SO_2 . Si les déchets ont une teneur suffisamment importante en soufre, il n'est alors pas nécessaire de réaliser une réduction supplémentaire des halogènes - cela renvoie à l'option alternative mentionnée au-dessus, à savoir l'introduction contrôlée dans le four de déchets à plus forte teneur en soufre ou l'injection de SO_2 dans le four.

Applicabilité

Principalement applicable aux incinérateurs de déchets dangereux ou autres installations où les concentrations des déchets incinérés en iode et en brome sont fortement variables et/ou difficiles à prévoir/contrôler. En général, ce sont seulement les incinérateurs de déchets dangereux qui sont

susceptibles de recevoir des déchets avec des concentrations en iode et en brome qui justifient, pour leur contrôle, l'utilisation de cette technique.

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau ci-dessous :

Critères	Évaluation/Commentaires
Type de déchets	• principalement mise en œuvre sur des incinérateurs de déchets dangereux où la teneur des déchets en I et Br peut être élevée, par ex. déchets de laboratoires ou déchets chimiques/pharmaceutiques
Taille de l'installation	• toute taille d'installations
Installation nouvelle/existante	• la technique consistant à ajouter le réactif en fonction des besoins peut être mise en œuvre sur toute installation existante équipée d'un laveur humide • la technique consistant à ajouter le réactif en continu est plus difficile/chère à mettre en œuvre sur une installation existante, mais peut être intégrée dans la conception des installations nouvelles
Compatibilité entre process	• mise en œuvre avec des systèmes de lavage humide
Facteurs clé d'emplacement de la technique	• sensibilité aux rejets de panaches visibles (colorés)

Tableau 4.79 : Évaluation de l'applicabilité de l'injection de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ pour l'abattement des halogènes

Il est rapporté des difficultés en terme de contrôle et de conduite du process. [74, TWGComments, 2004]

Données économiques

Les coûts de construction pour un troisième étage de laveur sur un incinérateur de déchets dangereux existant (au Danemark) sont approximativement de 600 000 EUR (prix établi en 2000). La consommation annuelle de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ pour chacune des trois lignes d'incinération est, en moyenne, d'environ 50 tonnes. À un prix de 0,5 EUR/tonne, le coût total de fonctionnement de ce troisième étage de laveur (sans compter la consommation électrique, par ex. pour les pompes du laveur etc.) est de 25 000 EUR/an par ligne. [NdT : ces chiffres n'apparaissent pas cohérents entre eux.]

Les coûts pour l'ajout de réactifs en fonction des besoins ont des chances d'être moins importants, mais, en contre partie, des ressources supplémentaires peuvent s'avérer nécessaires pour le contrôle et la gestion des déchets entrants.

Les coûts liés à l'ajout de réactifs dans un laveur humide existant sont essentiellement limités aux coûts du réactif ; cela revient donc nettement moins cher que d'ajouter un étage distinct de laveur.

Les coûts liés à l'injection de SO_2 sont limités aux coûts du gaz.

L'ajout de déchets ayant des teneurs plus élevées en soufre sera fonction de la disponibilité de ces déchets.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique a été mise en œuvre dans les cas suivants :

- il est demandé un contrôle des émissions d'iode et de brome
- les concentrations des déchets incinérés en iode et en brome sont fortement variables et/ou difficiles à prévoir/contrôler

Exemple d'installations

L'ajout d'un étage supplémentaire de laveur a été réalisé dans un incinérateur de déchets dangereux au Danemark.

L'ajout de réactifs en fonction des besoins est mis en œuvre dans de nombreux autres incinérateurs de déchets dangereux en Europe.

Bibliographie

[25, Kommunikemi, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.5 Traitement et contrôle des effluents aqueux

4.5.1 Généralités

Les principes généraux à appliquer en ce qui concerne le choix et la conduite des systèmes de traitement des effluents ont déjà été indiqués dans le « BREF relatif aux systèmes communs de traitement et de gestion des eaux et des gaz résiduels dans l'industrie chimique ». Par conséquent, cette section du présent BREF ne traite que de problématiques spécifiques qui ont été identifiées comme importantes pour le secteur de l'incinération de déchets, ou alors comme spécifiques à ce secteur.

4.5.2 Mise en œuvre d'une technologie d'incinération optimale

Un process d'incinération optimal est une condition importante pour un contrôle efficace des émissions dans l'eau. En effet, une incinération incomplète a un effet néfaste sur la composition des gaz de combustion et des cendres volantes (du fait de la présence accrue de composés organiques à caractère polluant et/ou toxique), ce qui peut, par là même, avoir un impact sur la composition des effluents du laveur.

Les techniques à considérer pour la réduction de la charge polluante des gaz de combustion (et, de ce fait, la réduction du risque potentiel de transfert des polluants vers les effluents du laveur) ont déjà été présentées dans les sections 4.1 et 4.2.

4.5.3 Utilisation d'une technologie de traitement des fumées sans rejet d'effluents

Description

Les technologies permettant de traiter les fumées sans rejet d'effluents sont les suivantes :

- systèmes de traitement des fumées secs ou semi-humides – ces systèmes ne génèrent pas d'effluents
- systèmes de traitement des fumées humides, avec évaporation des effluents – ces systèmes génèrent des effluents, mais ces derniers, dans certaines conditions, peuvent être recirculés à l'intérieur du process et évaporés

Un certain nombre d'informations sur ces technologies ont été fournies en section 4.4.3.

Avantages environnementaux

- aucun rejet d'effluents
- réduction des consommations associées au traitement des effluents
- récupération des sels lors de l'évaporation des effluents

Effets croisés

- les sels et autres substances qui auraient été évacués s'il y avait eu rejet d'effluents, ici,

s'accumulent dans les résidus du laveur ou dans les résidus de l'installation de traitement des effluents.

- consommation énergétique de l'unité d'évaporation, si applicable - cela peut s'avérer négligeable si l'énergie fournie provient de la chaleur récupérée par l'incinérateur qui, sans cela, aurait été perdue.

Données d'exploitation

Voir les informations fournies dans la partie « Description » ci-dessus.

Les systèmes de traitement des fumées secs et semi-humides ne génèrent pas d'effluents. Les effluents provenant des autres process présents sur le site ou les eaux pluviales peuvent être recirculés à l'intérieur des systèmes humides ou semi-humides. Les systèmes humides génèrent des effluents qui peuvent être rejetés après traitement ou évaporés soit en ligne, soit dans une unité d'évaporation spécifique. La quantité d'effluents issus d'un système humide est typiquement de 0,2 m³/t de déchets.

L'évaporation des effluents peut engendrer un risque d'encrassement de la tour d'évaporation. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

Les technologies qui permettent un process d'incinération sans rejet d'effluents (tel que décrit ici) peuvent, en principe, être appliquées à tous les incinérateurs de déchets.

Les systèmes secs et semi-humides produisent des résidus solides en quantités relativement plus importantes que les autres systèmes, ce qui peut les rendre moins adaptés aux cas où la disponibilité des exutoires de traitement/élimination de ces résidus est limitée, ou lorsque les coûts de ces exutoires sont élevés.

Dans les cas où il est permis de rejeter les effluents, l'incitation à mettre en œuvre des systèmes permettant d'éviter ces rejets s'en trouvera diminuée. C'est par exemple le cas des environnements marins qui peuvent absorber les effluents salés obtenus après traitement, sans que cela n'engendre d'impacts sur l'environnement.

Données économiques

Les coûts induits par la consommation énergétique d'une unité séparée d'évaporation peuvent être élevés.

Lorsque les coûts d'élimination des résidus solides sont élevés, il peut être intéressant d'adopter un système de traitement des fumées humide avec évaporation des effluents (ou sans, lorsqu'il est possible de rejeter ces effluents), du fait de la moindre production de résidus de ce type de systèmes.

S'il est possible de valoriser les sels récupérés par les unités d'évaporation, cela évitera de devoir payer pour leur élimination.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Le fait qu'il ne soit pas possible de rejeter les effluents est un facteur incitatif clé à la mise en œuvre de cette technique.

Exemple d'installations

Le process d'évaporation est mis en œuvre dans un certain nombre d'installations en Allemagne, ce qui permet d'avoir des systèmes de traitement des fumées humides sans rejet d'effluents.

Les systèmes de traitement des fumées qui n'engendrent pas d'effluents (c.-à-d. les systèmes non humides) sont largement utilisés à travers l'Europe.

En France : Azalys (système humide + évapo-condensation des effluents), Arcante, Ouarville (systèmes semi-humide + humide). [74, TWGComments, 2004]

Bibliographie

[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.4 Recirculation des effluents pollués à l'intérieur des systèmes de traitement des fumées humides

Description

Les effluents pollués issus des laveurs humides sont recirculés, autant que possible sans traitement préalable, de telle sorte qu'ils soient réutilisés comme eau d'alimentation des laveurs ou comme eau de dilution des floculants organiques pour le séchage des boues d'épuration.

Avantages environnementaux

Réduction de la consommation d'eau des laveurs humides.

Effets croisés

Consommations associées au traitement des effluents.

Données d'exploitation

Les floculants organiques peuvent être dilués pour passer d'une concentration de 3 % à 0,1 - 0,2 % avec des effluents chargés en sels sans aucun problème.

Réutiliser les effluents dans les laveurs dépendra de la concentration de ces effluents en sels.

Applicabilité

Applicable uniquement sur des systèmes de lavage humide ou pour le séchage de boues d'épuration.

Données économiques

Cette technique permet d'éviter de consommer de l'eau pour réaliser l'opération de dilution des floculants organiques.

Réduction des quantités d'effluents envoyées en station d'épuration.

Réduction de la consommation d'eau.

[74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Réduction des quantités d'effluents/exigence réglementaire

Exemple d'installations

MHKW Bamberg en Allemagne et certains incinérateurs de déchets dangereux.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.5 Refroidissement supplémentaire de l'eau d'alimentation des systèmes de traitement des fumées humides

Description

Cette technique implique le refroidissement de l'eau d'alimentation du laveur, en utilisant :

- un système de refroidissement (air ou tour de refroidissement)
- une alimentation d'eau froide disponible, par exemple eau de mer ou de rivière, ou retour d'eau froide du réseau de chauffage urbain (typiquement à moins de 40 - 50 °C)

Avantages environnementaux

Le principal avantage en terme de contrôle des effluents est la possibilité de réduire la consommation d'eau du laveur humide.

Pour les autres aspects, voir la partie générale sur le choix du système de refroidissement en section 4.3.10.

4.5.6 Utilisation de l'eau de purge des chaudières pour l'alimentation des laveurs

Description

L'eau des chaudières doit être régulièrement purgée afin de réduire sa teneur en solides dissous et de maintenir le système en bon état de fonctionnement. Les effluents qui résultent de cette purge peuvent être utilisés comme eau d'alimentation des laveurs (semi-humides et humides), plutôt que d'être traités et rejetés.

Avantages environnementaux

Réduction de la consommation d'eau du fait du remplacement d'une partie de l'eau d'alimentation du laveur.

Effets croisés

Il est important de vérifier que la qualité des effluents convient au process ; en particulier, pour éviter les risques d'encrassement dus à la précipitation des sels (par ex. phosphate de calcium). [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Information non fournie

Applicabilité

Applicable uniquement aux systèmes de traitement des fumées qui nécessitent une alimentation d'eau (c.-à.-d. pas les systèmes secs, à moins que ne soit ajoutée une eau d'alimentation pour le conditionnement)

Données économiques

Information non fournie

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Information non fournie

Exemple d'installations

MHKW Bamberg en Allemagne et de nombreux autres incinérateurs de déchets municipaux en Europe.

Bibliographie

[2, Infomil, 2002]

4.5.7 Traitement des effluents de laboratoire dans le laveur

Description

Certains flux d'effluents de laboratoire contiennent de faibles niveaux de contamination et peuvent être utilisés comme eau d'appoint pour l'alimentation du laveur.

En séparant, au niveau du laboratoire, les substances non acceptables, c.-à-d. celles pouvant entraîner une augmentation des émissions ou des problèmes sur le process, on obtient un flux relativement faible d'effluents qui peut être incorporé dans le process de l'installation d'incinération.

Avantages environnementaux

- réduction de la consommation d'eau du laveur (il s'agit seulement d'une faible réduction)
- réduction des émissions potentielles du fait du traitement des effluents de laboratoire directement dans le process de l'installation d'incinération.

Effets croisés

Certaines substances peuvent ne pas être efficacement traitées dans le laveur si elles sont introduites au mauvais endroit du système, ou bien elles peuvent avoir un impact défavorable sur les performances du laveur.

Données d'exploitation

S'assurer que les substances inappropriées ne sont pas envoyées dans le laveur avec les effluents de laboratoire repose sur l'évaluation et la bonne séparation des déchets au sein du laboratoire.

Applicabilité

Applicable uniquement lorsque des laveurs humides sont utilisés.

Applicable aux installations qui possèdent, sur site, un laboratoire, en particulier les incinérateurs de déchets dangereux.

Données économiques

Les effluents sont traités, sur site, par le process de l'installation d'incinération, ce qui permet donc d'économiser leur coût d'élimination.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Exemple d'installations

Bibliographie

[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.5.8 Recirculation des effluents à l'intérieur du process, plutôt que leur rejet

Description

Étant donné que le process d'incinération constitue en soi un moyen de concentrer et d'abattre les polluants contenus dans les déchets, il est possible d'introduire à l'intérieur de ce process, à des endroits bien appropriés, des volumes faibles à moyens d'effluents. Cette opération peut être réalisée de telle sorte qu'elle ne porte atteinte ni au fonctionnement de l'incinérateur, ni à ses performances environnementales.

Des exemples de telles pratiques ont déjà été donnés en sections 4.5.4, 4.5.5, 4.5.6 et 4.5.7 ci-dessus. Voici encore d'autres possibilités :

- utilisation des lixiviats issus de l'entreposage extérieur des mâchefers ou d'autres zones d'entreposage pour alimenter en eau les bacs d'extinction de mâchefers
- utilisation des eaux pluviales collectées pour alimenter en eau le laveur
- recirculation des condensats
- eau de refroidissement provenant du process de production d'électricité
- eau provenant de la préparation de l'eau de chaudière

[74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Si la recirculation des effluents est bien conçue et bien exploitée, elle pourra engendrer les avantages suivants :

- concentration des polluants inorganiques dans les résidus solides (par ex. dans les résidus de traitement des fumées ou les résidus de traitement des effluents)
- réduction de la consommation d'eau
- suppression, ou limitation, de la nécessité de devoir rejeter les effluents

Effets croisés

Lorsqu'un traitement des effluents est nécessaire pour améliorer leur qualité en vue de permettre leur recirculation, cela engendrera des consommations supplémentaires d'énergie et de matières premières (ainsi que des coûts supplémentaires) qui pourront être suffisamment importants pour annuler les bénéfices de l'éventuelle recirculation. Une telle évaluation dépendra grandement des conditions locales.

Il est essentiel que la recirculation des effluents (et donc des substances contenus dans ces effluents) à l'intérieur du process s'accompagne de moyens d'abattement de ces substances, qui, sans cela, peuvent s'accumuler. L'accumulation de certaines substances (notamment du Hg) peut entraîner d'éventuels rejets et pics d'émissions. Pour éviter cela, une évaluation correcte et la mise en œuvre de purges pour ces substances sont nécessaires.

En particulier, ces techniques tendent à entraîner une concentration des polluants à l'intérieur des résidus solides.

Données d'exploitation

Les possibilités de recirculation, à l'intérieur du process, d'effluents partiellement contaminés peuvent être déterminées en réalisant une évaluation de l'ensemble des flux et des échanges de masses. De telles évaluations sont parfois appelées *Pinch Assessments* ou *Materials Exchange Networks*. Ces outils, lorsqu'ils sont appliqués au cas des effluents d'un incinérateur, permettent de déterminer s'il est possible ou non de recirculer les effluents à l'intérieur du process, en prenant en compte les exigences de qualité du process sur les entrants ainsi que l'objectif global du système en terme de réduction des émissions.

Applicabilité

La recirculation des effluents peut être mise en œuvre sur tous les incinérateurs ; néanmoins, elle sera tout particulièrement intéressante dans les cas suivants :

- les effluents peuvent être recirculés sans traitement préalable
- il y a un besoin spécifique de réduire la consommation d'eau de l'installation
- les possibilités de rejeter les effluents sont limitées

Données économiques

Les coûts augmenteront si un traitement préalable des effluents est nécessaire.

La réduction de la consommation d'eau et des coûts liés au rejet des effluents pourra entraîner des économies.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Les principaux facteurs incitatifs à la mise en œuvre de cette technique sont les suivants :

- les possibilités de rejeter les effluents sont limitées, du fait, par exemple, d'exigences réglementaires ou de conditions locales
- l'incinérateur est installé dans un climat sec où l'alimentation en eau peut être limitée

Exemple d'installations

Incinérateur de déchets municipaux sans rejet d'effluents : Azalys, Ouarville [74, TWGComments, 2004]

Bibliographie

[72, El-Halwagi, 1997], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.9 Evacuation séparée des eaux pluviales provenant des toitures et d'autres surfaces propres

Description

Cette technique implique une collecte séparée des eaux pluviales propres, de sorte qu'elles ne se mélangent pas avec les eaux polluées ou potentiellement polluées.

Avantages environnementaux

- réduction du volume d'effluents nécessitant un traitement
- la fraction restante d'effluents pollués sera davantage concentrée et pourra donc être plus efficacement traitée

Effets croisés

Données d'exploitation

L'évacuation séparée des eaux pluviales propres est recommandée afin d'éviter un effet de dilution des effluents à traiter. Les effluents davantage concentrés qui résultent de la mise en œuvre de cette technique peuvent être plus efficacement traités.

Cette technique permet d'éviter les arrivées soudaines de grands volumes d'eaux dans les installations de traitement d'effluents ou dans les bassins de stockage.

Applicabilité

Applicable à tous les incinérateurs.

Si l'incinérateur est situé dans une commune ayant un seul réseau d'égouts pour collecter, à la fois, les effluents pollués et les eaux pluviales, la collecte séparée des eaux non polluées sera d'intérêt limité, à moins que les eaux puissent être traitées pour être directement rejetées dans le milieu naturel. [74, TWGComments, 2004]

Données économiques

Les coûts de mise en œuvre de cette technique dans le cadre de la modernisation d'une installation existante peuvent être importants. Par contre, cette technique peut être installée efficacement sur les

installations nouvelles.

Des économies peuvent être réalisées du fait de la réduction de la capacité de stockage d'eaux nécessaire sur le site.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Dans certains pays, le mélange des eaux pluviales non contaminées avec d'autres effluents est interdit.

Exemple d'installations

Appliqué à travers l'Europe.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.10 Capacité de stockage tampon des effluents

Description

Plus le volume de stockage des effluents sera important, et plus la composition de ces effluents sera homogène. Cela permettra d'améliorer l'optimisation et le contrôle du process de traitement des effluents.

Avantages environnementaux

- diminution des émissions dans l'eau
- amélioration de la stabilité et de la fiabilité du process de traitement des effluents
- l'optimisation du process de traitement des effluents peut conduire à une diminution des consommations liées à ce traitement

Effets croisés

Information non fournie

Données d'exploitation

Information non fournie

Applicabilité

Cette technique est tout particulièrement importante lorsque les déchets sont fortement hétérogènes, ou alors de composition incertaine, car cela conduit à de grandes variations dans la composition des effluents.

Données économiques

Il est nécessaire de fournir des capacités de stockage tampon des effluents et de traitement de ces effluents plus importantes. Souvent, les coûts de traitement des eaux sont différents selon qu'il s'agisse d'effluents ou d'eaux pluviales, tel que décrit en 4.5.9. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Information non fournie

Exemple d'installations

Amagerforbrænding, Danemark

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.11 Mise en œuvre d'un traitement physico-chimique des effluents du laveur humide et des autres effluents contaminés issus de l'installation

Description

On trouve une description de cette technique en sections 2.6.4.1 (traitement physico-chimique en général) et 2.6.4.2 (utilisation de sulfures).

En général, la mise en œuvre de systèmes de traitement des eaux pour les effluents du laveur humide, ainsi que pour les autres effluents collectés dans l'installation (voir section 4.5.10), est considérée comme essentielle. [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Les niveaux d'émissions atteints en utilisant cette technique sont fournis en sections 3.3.4 et 3.3.5.

En utilisant des sulfures pour accroître la précipitation des métaux lourds contenus dans les effluents du laveur humide, on peut obtenir une réduction de la teneur en Hg des effluents traités de 99,9 %. Des niveaux d'émissions dans l'eau de Hg inférieurs à 0,003 mg/l peuvent être atteints. D'autres substances sont également réduites (voir tableau 3.27).

Effets croisés

Consommation d'énergie et de matières premières pour l'installation de traitement des effluents.

Données d'exploitation

L'installation de traitement des effluents est généralement considérée comme étant un élément sensible du process, nécessitant une conduite et surveillance attentives de façon à s'assurer que la qualité des effluents en sortie soit toujours bonne.

Il peut se produire, par sédimentation, des problèmes d'incrustation et de colmatage des canalisations. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

Applicable à tous les incinérateurs équipés de laveurs humides. Peut également être applicable aux autres flux d'effluents qui nécessitent un tel traitement avant rejet. [74, TWGComments, 2004]

Données économiques

Les additifs et les réactifs peuvent être coûteux. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Dans de nombreux pays, la mise en œuvre de cette technique est une exigence réglementaire. Des normes minimum de qualité pour le rejet des effluents ont été incluses dans la directive Incinération (2000/76/CE).

Exemple d'installations

Technique largement appliquée à travers l'Europe sur des installations équipées de laveurs humides.

Bibliographie

[2, infomil, 2002], [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004]

4.5.12 Extraction de l'ammoniac présent dans les effluents

Description

Technique décrite en section 2.6.4.4.

Les fuites d'ammoniac peuvent résulter de l'utilisation de réactifs ammoniacaux pour la réduction des NOx. Ces fuites sont accrues lorsque l'injection de réactifs est importante ou mal optimisée, et, de façon générale, elles sont plus importantes avec les systèmes SNCR qu'avec les systèmes SCR. L'ammoniac est fortement soluble dans l'eau et s'accumule dans les effluents des laveurs humides placés en aval. En utilisant des dispositifs spéciaux, tels que *stripping*, osmose inverse ou autres, il est possible d'extraire l'ammoniac contenu dans les effluents des laveurs humides. Il est ensuite possible de réutiliser l'ammoniac ainsi récupéré comme réactif pour la réduction des NOx.

[74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Les principaux avantages environnementaux obtenus sont :

- réduction de la teneur en ammoniac dans les effluents de laveurs rejetés
- réduction de la consommation d'ammoniac lorsque l'ammoniac récupéré est recirculé afin d'être réutilisé comme réactif pour la réduction des NOx

Effets croisés

Les techniques d'extraction de l'ammoniac nécessitent, pour leur fonctionnement, une consommation d'énergie importante ; de plus, elles présentent un risque d'encrassement. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

La manipulation de solutions d'ammoniac nécessite une attention particulière afin de réduire le risque d'exposition.

Applicabilité

La technique est applicable à tous les incinérateurs équipés de laveurs humides en aval d'une injection d'ammoniac/d'urée pour la réduction des NOx.

La technique est particulièrement intéressante dans le cas où les niveaux de fuites d'ammoniac en aval de la chaudière sont importants, ce qui a tendance à se produire dans les situations suivantes :

- il est difficile d'optimiser l'injection de réactifs du système SCNR (par ex. l'injection / le mélange / la température sont mal optimisés)
- les taux d'injection de réactifs sont relativement élevés (par ex. lorsqu'est demandé un abattement important des NOx)

[74, TWGComments, 2004]

Dans le cas d'un système SNCR, lorsqu'est demandé un abattement important des NOx, il est alors courant que les taux d'injection de réactifs soient élevés (large excès sur rapport stœchiométrique). Cela est généralement le cas lorsque les VLE sur les NOx sont fixées à des niveaux plus bas et lorsque ce n'est pas un système SCR qui est utilisé. Pour la plupart des incinérateurs utilisant un système SNCR, garantir des niveaux d'émissions (en moyenne journalière) inférieurs à 150 mg/Nm³ (inférieurs à 120 mg/Nm³ pour certains déchets prétraités incinérés dans des fours à lit fluidisé) nécessite ces taux d'injection de réactifs plus élevés – le risque associé accru de fuites d'ammoniac renforce alors l'applicabilité de l'utilisation de laveurs humides avec *stripping* de l'ammoniac.

Données économiques

Les coûts d'investissement et de fonctionnement relatifs au séparateur d'ammoniac peuvent être, en partie, compensés par la réduction des coûts des réactifs lorsque l'ammoniac récupéré est recirculé et réutilisé comme réactif dans le système SNCR.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Le principal facteur incitatif à la mise en œuvre de cette technique est la réduction de la teneur en ammoniac des effluents rejetés par le site.

Exemple d'installations

Umea, Nord de la Suède.

Bibliographie

[55, EIPPCBSitevisits, 2002], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.13 Traitement séparé des effluents provenant de différents étages du laveur humide**Description**

Technique décrite plus en détails en section 2.6.4.5.

La technique consiste en une séparation et un traitement séparé des effluents acides et basiques provenant du laveur humide afin de permettre une meilleure optimisation des effluents et des possibilités accrues de récupération des composants de ces effluents.

Avantages environnementaux

- Les émissions dans l'eau peuvent être davantage réduites qu'avec un traitement combiné des effluents
- La séparation et donc l'optimisation des flux d'effluents réduit la consommation de réactifs et permet un traitement ciblé
- Le gypse peut être récupéré à partir des effluents provenant de l'étage du laveur qui traite les composés sulfurés (voir section 4.5.17). Cela réduit les rejets de soufre dans l'eau via les effluents, ainsi que la teneur en soufre des résidus solides de l'installation de traitement des effluents
- Le HCl peut être régénéré à partir des effluents provenant du premier étage (étage acide) du laveur (voir section 4.5.16)

Effets croisés

Consommation supplémentaire d'énergie et de matières premières.

Il est nécessaire qu'il y ait un débouché pour la valorisation des composés récupérés. Cela peut être parfois compliqué du fait des impuretés. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Le fait d'avoir deux lignes de traitement des effluents ajoute un niveau de complexité. On entend par là une augmentation des coûts d'investissement et de fonctionnement, ainsi que la nécessité d'une plus grande place disponible.

La récupération du HCl peut s'avérer problématique du fait que le HF peut engendrer des impuretés.

Applicabilité

Applicable seulement aux incinérateurs équipés de laveurs humides – peut être appliqué, en principe, à toutes les installations répondant à cette condition.

Le coût pour le remplacement d'un système existant de traitement combiné des effluents a de fortes chances d'être très élevé – par conséquent, la technique peut, en général, seulement convenir au cas d'installations nouvelles pour lesquelles il existe des facteurs incitatifs forts sur la qualité des effluents, etc.

Surtout applicable lorsqu'il est nécessaire d'obtenir, en fin de traitement, des effluents de haute qualité et/ou lorsqu'il existe de réelles possibilités de valorisation pour le HCl et/ou le gypse récupérés.

Données économiques

Les coûts d'investissement et de fonctionnement relatifs à la seconde ligne de traitement des effluents peuvent être, en partie, compensés par la réduction des coûts d'élimination des résidus lorsque le gypse et les sels, comme le NaCl ou le CaCl, sont récupérés. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

L'existence de marchés pour les composés récupérés peut conduire à l'adoption de cette technique. Néanmoins, la raison principale pour la mise en œuvre de cette technique est généralement l'application de valeurs limites d'émissions dans l'eau particulièrement faibles (dans le but, par exemple, de protéger un milieu aquatique sensible).

Exemple d'installations

Il est rapporté que cette technique est utilisée aux Pays-Bas, en Allemagne et en Autriche. Cette technique a été vue en fonctionnement sur l'installation d'Umea, au nord de la Suède, où les effluents sont rejetés, après traitement, dans une rivière. Vestforbrænding et Odense, Danemark

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.5.14 Évaporation des effluents du laveur humide à l'intérieur du process d'incinération

Description

Technique décrite en section 2.6.4.7.1.

Les polluants (gaz acides, métaux lourds, etc.) sont extraits des gaz de combustion à l'intérieur du système de traitement des fumées et sont transférés dans les effluents du laveur humide. Ces effluents sont alors neutralisés (par ex. avec du lait de chaux). Des agents complexants sont également injectés pour traiter les composés de métaux lourds. Les effluents obtenus après traitement sont pulvérisés dans une tour d'évaporation où ils se vaporisent grâce à l'énergie apportée par les gaz de combustion en sortie chaudière.

D'autres aspects de cette technique ont déjà été présentés dans la section 4.5.3 relative à la mise en œuvre d'un système de traitement des fumées sans rejet d'effluents.[74, TWGComments, 2004]

4.5.15 Évaporation hors ligne des effluents du laveur humide

Description

Technique décrite en section 2.6.4.7.2.

D'autres aspects de cette technique ont déjà été présentés dans la section 4.5.3 relative à la mise en œuvre d'un système de traitement des fumées sans rejet d'effluents.

Il est nécessaire qu'il y ait un débouché pour les résidus solides (par ex. les sels) résultant de l'évaporation des effluents. Il a été montré que cela pouvait, dans certains cas, être compliqué du fait des impuretés. [74, TWGComments, 2004]

4.5.16 Récupération du HCl présent dans les effluents du laveur humide**Description**

Voir la section 2.6.4.8 pour une description de ce process.

Lors du process de régénération du HCl, on obtient un produit ayant une concentration d'environ 30 % d'acide chlorhydrique (à partir d'effluents concentrés, eux, à environ 10 %).

Avantages environnementaux

Le HCl récupéré peut être ensuite utilisé, par ex. pour le contrôle du pH.

Si le HCl n'était pas récupéré, il devrait alors être neutralisé, ce qui engendrerait des effluents chargés en sels qui devraient être, soit rejetés, soit évaporés. Récupérer le HCl entraîne donc une réduction de la teneur en sels des effluents produits.

Si l'option retenue est l'évaporation (et non le rejet) des effluents chargés en sels, alors le fait de récupérer efficacement le HCl permettra de réduire la quantité de résidus de sels issus de l'installation d'environ 50 % [73, Rijpkema, 2000].

Effets croisés

Consommation énergétique et utilisation de produits chimiques pour le process de régénération du HCl.

Données d'exploitation

Des informations sur deux incinérateurs allemands sont fournies dans le tableau ci-dessous :

Année des données	kg de HCl récupéré par tonne de déchets	
	Installation de Borsigstrasse	Installation de Rugenberger Damm
2000	10	10
2001	-	12,5
2002	10,6	13

Tableau 4.80 : Quantité de HCl (30 %) récupéré par tonne de déchets

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Il est essentiel que les systèmes et matériaux utilisés soient impérativement conçus pour empêcher/limiter la corrosion à l'intérieur du process de régénération.

Il a été rapporté que l'utilisation de cette technique sur une installation avait été abandonnée du fait de problèmes de contamination du HCl récupéré par du HF.

Applicabilité

Technique surtout adaptée aux installations traitant de grandes quantités de déchets chlorés, c.-à-d. les installations sur lesquelles il y aura de grandes quantités de HCl à récupérer. [74, TWGComments, 2004]

Seulement applicable aux installations qui utilisent des laveurs humides.

Données économiques

Les coûts d'investissement nécessaires sont importants. Par conséquent, cette technique est seulement applicable aux cas où les gaz de combustion sont suffisamment chargés en chlore.

Les coûts de fonctionnement et de maintenance peuvent également être élevés, du fait essentiellement de la nature hautement corrosive du matériau récupéré. [74, TWGComments, 2004]

Les recettes engendrées par la vente du produit obtenu peuvent ne pas être si importantes que cela (du fait des fluctuations du marché), mais les coûts d'élimination des résidus sont réduits. Des analyses d'éco-efficacité ont montré que, dans certaines circonstances, cette technique était rentable, comparée à d'autres techniques.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Récupération de matière première.

Économies sur les coûts de neutralisation.

Exemple d'installations

Incinérateurs de déchets dangereux allemands équipés de fours tournants, par ex. à Schkopau et à Stade. Technique également utilisée dans un incinérateur de déchets municipaux à Hambourg.

En Allemagne, on compte six installations équipées de cette technique de régénération du HCl.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003], Brevet US Numéro 5174865 du 29 décembre 1992

4.5.17 Récupération du gypse présent dans les effluents du laveur humide

Description

Cette technique implique le traitement séparé des effluents provenant de l'étage du laveur à pH élevé (6 - 8), c.-à-d. l'étage où est traité le SO₂ ; cela peut permettre la production de gypse commercialisable.

Dans un laveur humide à plusieurs étages, les premiers étages permettent d'extraire des gaz les poussières et le HCl. Ensuite, les gaz passent par l'étage du laveur qui traite le SO₂ (étage où le SO₂, du fait de l'injection de chaux, est absorbé par oxydation et passe sous forme de sulfates).

La suspension de gypse ainsi obtenue est extraite et concentrée dans un hydrocyclone, puis est envoyée dans un conteneur adapté. La suspension de gypse est ensuite déshydratée dans une centrifugeuse. Une fois cette étape réalisée, le gypse est purifié à l'aide de condensats dans le but de retirer les contaminants solubles restants. Enfin, une nouvelle étape de centrifugation est mise en œuvre jusqu'à ce que le taux d'humidité soit ramené en-dessous de 10 % (en poids) et, si nécessaire, il est rapporté qu'il est possible de rendre le gypse blanc en vue de sa commercialisation. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

- récupération du gypse
- réduction de la teneur en sulfates des rejets dans l'eau, du fait de leur extraction des effluents
- lorsque des possibilités de réutilisation du gypse existent, cela réduit de fait le besoin d'éliminer ce gypse, soit seul, soit combiné avec d'autres résidus
- réduction de la quantité de résidus solides
- lorsque le gypse est mélangé avec des hydroxydes et avec les boues résultant de la première étape de traitement des effluents (boues qui sont très difficiles à déshydrater), l'effet de déshydratation de ce mélange est grandement amélioré, jusqu'à 70 % MS [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

- consommation d'énergie et de matières premières pour l'installation de traitement/récupération du gypse

Données d'exploitation

Des informations sur deux incinérateurs allemands sont fournies dans le tableau ci-dessous :

Année des données	kg de gypse récupéré par tonne de déchets	
	Installation de Borsigstrasse	Installation de Rugenberger Damm
2000	3,5	1,7
2001		3,9
2002	3,5	3,3

Tableau 4.81 : Quantités de gypse récupéré par tonne de déchets traités [64, TWGComments, 2003]

Applicabilité

Seulement applicable aux installations qui utilisent des laveurs humides.

Données économiques

Les coûts d'investissement nécessaires sont importants. Par conséquent, cette technique est seulement applicable aux cas où les gaz de combustion sont suffisamment chargés en soufre.

Les recettes engendrées par la vente du gypse peuvent être limitées (du fait des fluctuations du marché), mais les coûts d'élimination des résidus sont réduits. Des analyses d'éco-efficacité ont montré que cette technique était rentable comparée à d'autres techniques.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Existence de débouchés pour le gypse récupéré.

Exemple d'installations

Technique vue sur des incinérateurs en Allemagne.

Bibliographie

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

4.6 Techniques de traitement des résidus solides

Typiquement, la possibilité de valoriser ou non les résidus solides issus de l'incinération de déchets est déterminée par :

- la teneur des résidus en composés organiques
- la teneur totale des résidus en métaux lourds
- la lixiviation des métaux, sels et métaux lourds contenus dans les résidus
- la compatibilité vis-à-vis des caractéristiques physiques des résidus, par ex. taille et résistance des particules

De plus, les facteurs liés au marché, les réglementations et les politiques relatives à l'utilisation des résidus solides, ainsi que les problématiques environnementales locales, ont également un impact important sur le degré d'utilisation des résidus solides.

De nombreux efforts ont été faits pour améliorer la qualité environnementale des résidus issus de l'incinération de déchets et pour recycler ou utiliser au moins une partie de ces résidus. Pour ce faire, les techniques utilisées sont, soit des techniques liées au process [NdT : (on parle ici du process d'incinération)], soit des techniques de post-traitement. Les techniques liées au process visent à modifier les paramètres d'incinération dans le but d'améliorer la combustion ou de modifier la répartition des métaux entre les différents résidus. Les techniques de post-traitement incluent les techniques suivantes : maturation, traitement mécanique, lavage, traitement thermique et stabilisation. Ces différentes techniques seront présentées ci-après.

L'*International Ash Working Group* (IAWG, que l'on pourrait traduire par « Groupe de Travail International sur les Cendres ») a identifié un certain nombre de principes qui doivent être pris en compte lorsque l'on cherche à évaluer les avantages, mais aussi les obstacles, d'une technique de traitement des résidus donnée :

- le process permet-il une amélioration significative de la qualité ?
- le process engendre-t-il des impacts sur la santé, l'environnement ou la sécurité ?
- y a-t-il des résidus secondaires et, que deviennent-ils ?
- obtient-on un produit final de haute qualité ?
- existe-t-il un marché à long terme pour ce produit final ?
- quel est le coût de ce process ?

[4, IAWG, 1997]

Pour certains des résidus produits par le process d'incinération, des réglementations spécifiques peuvent exiger que ces résidus soient éliminés. Lorsque tel est le cas, il y a moins d'intérêt à mettre en œuvre des techniques dont le but est d'améliorer la qualité et la recyclabilité de ces résidus.

[64, TWGComments, 2003]

4.6.1 Amélioration du degré de combustion des mâchefers

Description

Améliorer le degré de combustion des résidus peut être réalisé en optimisant les paramètres de combustion de façon à ce que la combustion du carbone fixé soit complète. Cela peut être réalisé en utilisant une ou plusieurs des techniques présentées dans la section « Process thermique » (voir section 4.2).

Un temps de séjour plus long des déchets dans la chambre de combustion à des températures élevées, ainsi que des températures du lit de déchets plus élevées et une agitation physique des déchets, tout cela combiné, assure que les résidus produits ont de faibles teneurs en matières organiques.

Avantages environnementaux

La teneur en matières organiques des mâchefers est exprimée en COT (carbone organique total) ou en LOI (perte au feu, de l'anglais "*loss on ignition*"). Ce sont des paramètres clé pour les mâchefers, tant pour leur élimination que pour leur utilisation. En effet, les critères d'acceptation en centre de stockage fixent généralement une teneur maximum en COT ; et les critères pour l'utilisation des mâchefers fixent, généralement, soit une teneur maximum en COT, soit des valeurs limites spécifiques sur les composés organiques. Le fait d'améliorer la combustion réduira la teneur en carbone résiduel et donc la teneur en COT.

La teneur en COT est également liée à la mobilité des métaux lourds dans les résidus. Par exemple, le cuivre est lixivié sous forme de complexes organo-cuivre. Le fait d'améliorer la combustion réduira par conséquent aussi la lixiviation du cuivre.

La détermination de la teneur en COT, conformément à la norme EN 13137, détecte aussi le carbone élémentaire en tant que COT qui ne cause aucun problème pour les centres de stockage. La teneur en COT des mâchefers est surtout constituée par du carbone élémentaire, mais dans une certaine mesure, on y trouve aussi des composés organiques. [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

Il est rapporté qu'une élévation de la température de combustion, ainsi que de celle du lit de déchets, est dit engendrer une formation accrue de CaO dans les mâchefers, ce qui entraîne une augmentation du pH des mâchefers. Le pH des mâchefers en sortie de four est souvent supérieur à 12. [Vehlow, 2002 #38]

Cette augmentation du pH peut aussi accroître la solubilité des métaux amphotères, tels que le plomb et le zinc, qui sont présents en grande quantité dans les mâchefers. Le pH des mâchefers peut décroître après la phase de combustion, via une étape de maturation (voir section 4.6.6).

L'augmentation du pH peut être critique ; en particulier du fait que, comme le plomb est amphotère, il peut être dissout à un pH de 11 - 12 et être ensuite lixivié.

La mise en œuvre d'un prétraitement des déchets dans le but d'améliorer la combustion engendrera une consommation énergétique supplémentaire (ainsi que des émissions supplémentaires), et par conséquent engendrera des coûts supplémentaires associés. Ces derniers peuvent être très élevés lorsqu'est mis en œuvre un prétraitement important, par exemple production de RDF.

Si des combustibles d'appoint sont nécessaires pour supporter la combustion, leur consommation est un effet croisé.

Données d'exploitation

Voir les données d'exploitation en section 4.2 relative aux process thermique.

Applicabilité

Cette technique est applicable à la fois aux installations nouvelles et existantes.

Données économiques

Un prétraitement basique des déchets (broyage limité à certains composants des déchets ou mélange en fosse) peut ne pas revenir cher et avoir néanmoins, dans certains cas, un impact important sur la combustion.

Les coûts induits par l'ajout de flux de déchets à haut pouvoir calorifique (par ex. plastiques, résidus de broyage d'automobiles, déchets de bois) ou de combustibles d'appoint dans le but d'améliorer la combustion peuvent varier grandement selon les matériaux voulus et la possibilité, ou non, de mélanger les différents flux. Cette pratique peut accroître les émissions de CO et réduire la capacité d'alimentation en déchets municipaux.

[74, TWGComments, 2004]

Une re-conception ou un remplacement des chambres de combustion et de leurs composantes peut revenir très cher pour des installations existantes, mais peut être facilement considéré comme étant une partie de la conception globale des installations nouvelles ou des installations existantes qui sont en reconstruction.

L'optimisation de l'installation pour types de déchets différents peut nécessiter des dispositifs de régulation supplémentaires, par exemple instruments, éléments de commande, boucles d'asservissement etc. Ces dispositifs supplémentaires peuvent conduire à une augmentation des coûts, en plus de ceux liés au prétraitement.

Certaines techniques peuvent permettre d'obtenir des résidus avec des teneurs en carbone organique moindres que ce qui est exigé par la directive 2000/76/CE. Dans ce cas, il peut être alors observé des augmentations importantes des coûts afin de *garantir* ces moindres teneurs en COT atteintes. Normalement, réduire la teneur en carbone ne constitue pas une exigence pour la réutilisation des résidus solides. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Réglementations fixant des valeurs limites sur la teneur en COT des résidus pour leur utilisation et leur élimination.

Exemple d'installations

L'optimisation de la combustion, via différentes techniques, fait partie du contrôle standard du fonctionnement de l'installation mis en pratique dans de nombreux incinérateurs européens.

Bibliographie

[Vehlow, 2002 #38], [64, TWGComments, 2003]

4.6.2 Séparation des mâchefers et des résidus de traitement des fumées

Description

Le mélange des résidus de traitement des fumées avec les mâchefers entraîne la contamination de ces derniers. En effet, du fait que les résidus de traitement des fumées ont des teneurs en métaux et en matières organiques plus élevées, et également qu'ils présentent une plus grande lixiviation des métaux, cela entraîne une diminution de la qualité environnementale des mâchefers, ce qui limite, de fait, les possibilités d'utilisation de ces derniers.

La séparation des mâchefers et des résidus de traitement des fumées consiste en la collecte, l'entreposage et le transport séparés de ces deux flux de résidus. Cela implique, par exemple, des silos et des containers dédiés pour l'entreposage, ainsi que des systèmes spécifiques de manutention pour les fins résidus de traitement des fumées chargés en poussières.

Avantages environnementaux

La séparation des résidus de traitement des fumées et des mâchefers permet que les mâchefers, une fois traités (par ex. par traitement à sec ou par lessivage des sels et des métaux lourds solubles dans l'eau au niveau de l'extracteur à mâchefers), deviennent un matériau apte à être utilisé. Lorsque les deux flux de résidus sont mélangés, il n'est pas possible d'en tirer, via traitement, un matériau apte à être valorisé et, dans ce cas, la seule option possible est de tout éliminer en centre de stockage. [74, TWGComments, 2004]

Lorsque les mâchefers sont valorisés, ils se substituent aux matériaux de construction dits naturels, tel que le sable et le gravier. [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

Aucun identifié

Données d'exploitation

Des systèmes séparés de transport, d'entreposage et de manutention sont nécessaires.

Applicabilité

Cette technique s'applique à la fois aux installations nouvelles et existantes.

Données économiques

Des réductions de coûts peuvent être observées lorsque des marchés existent pour l'utilisation des mâchefers.

Les coûts d'élimination des résidus de traitement des fumées peuvent être plus élevés, mais, en contre partie, les quantités sont fortement réduites (les tonnages de résidus de traitement des fumées, à eux seuls, représentent typiquement 2 - 3 % des tonnages de déchets incinérés, alors que, lorsqu'ils sont combinés avec les mâchefers, ce chiffre passe à environ 15 %).

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Possibilités accrues d'utilisation des mâchefers et possibles réductions de coûts.

Il s'agit d'une pratique courante, et même exigée réglementairement dans certains pays européens.

Exemple d'installations

Pratique largement mise en œuvre dans les installations d'incinération à travers l'Europe.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003]

4.6.3 Séparation entre l'étape de dépoussiérage et les autres étapes de traitement des fumées

Description

Mettre en œuvre une étape de dépoussiérage avant les autres étapes de traitement des fumées (c.-à-d. celles pour l'abattement des gaz acides et des dioxines), en utilisant des électrofiltres, des cyclones ou des filtres à manches, et ce sans ajout de réactifs (additifs), permet d'envisager le traitement et la valorisation des poussières ainsi collectées.

Lorsque l'installation comporte une chaudière, la collecte, le transfert et l'entreposage séparés des cendres sous chaudière permet d'atteindre le même objectif, mais avec une moindre efficacité de collecte.

Les cendres ainsi séparées peuvent être renvoyées dans le four de façon à détruire les molécules de PCDD/F - ce qui entraînera une réduction globale des quantités de dioxines émises par l'installation. Cependant, la recirculation des cendres volantes peut engendrer des risques d'encrassement du four et parfois également des risques d'accumulation de polluants contenus dans ces cendres. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

La séparation des cendres volantes et des résidus de traitement des fumées peut permettre un traitement séparé et/ou une valorisation séparée (si cela est permis par les réglementations locales) de chacun de ces flux de résidus, ce qui, par conséquent, peut permettre de réduire les quantités de résidus nécessitant une élimination finale.

Il est possible de réduire, de façon globale, les quantités de dioxines sortant de l'installation en réduisant les rejets de ces polluants via les résidus solides, par recirculation des cendres volantes dans la chambre de combustion.

Les traitements non thermiques des cendres volantes (soit cendres volantes séparées, soit cendres volantes combinées avec d'autres résidus de traitement des fumées) ne changent généralement pas le bilan massique global en dioxines, mais concentrent les PCDD/F à l'intérieur de plus faibles quantités de résidus.

Effets croisés

Le pré-dépoussiérage peut améliorer la fiabilité des systèmes de traitement des fumées semi-humides et aussi des autres systèmes de traitement des fumées.

Le pré-dépoussiérage avec filtre à manches engendrera une perte de charge plus importante et donc une consommation énergétique plus élevée qu'avec un électrofiltre.

Données d'exploitation

Le fait de réduire la charge des gaz en polluants particuliers avant leur passage par les étapes aval de traitement des fumées (surtout dans le cas des systèmes de lavage humide) peut améliorer le fonctionnement de ces systèmes aval et réduire leur taille et les coûts associés.

Applicabilité

Applicable à toute nouvelle installation ainsi qu'aux installations existantes qui remplacent leur système de traitement des fumées.

Données économiques

Les coûts induits par les équipements supplémentaires et par leur consommation peuvent être compensés par la réduction des coûts d'élimination des résidus de traitement des fumées.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Lorsque les normes locales sur la lixiviation (et les teneurs) permettent que les cendres volantes soient combinées avec les mâchefers, la technique sera facile à mettre en œuvre.

Des coûts élevés d'élimination des résidus de traitement des fumées inciteront à mettre en œuvre cette technique, de façon à réduire les quantités totales de résidus nécessitant une élimination.

Lorsque des possibilités d'élimination pour les cendres volantes combinées avec les résidus de traitement des fumées sont aisément disponibles (et par conséquent à de faibles coûts), cela sera un frein à la mise en œuvre de cette technique.

Exemple d'installations

Technique largement utilisée en Europe sur les incinérateurs modernes.

Bibliographie

A partir de discussions lors de visites de sites du BEPRIP. [64, TWGComments, 2003]

4.6.4 Mâchefers - séparation des métaux

Description

Les métaux ferreux et non ferreux peuvent être extraits des mâchefers.

La séparation des métaux ferreux est réalisée en utilisant un aimant. Les mâchefers sont étalés sur un tapis roulant ou sur un transporteur vibrant et, là, toutes les particules magnétiques sont attirées par un aimant suspendu au-dessus. Cette séparation des métaux ferreux peut être réalisée sur les mâchefers bruts, juste après qu'ils soient sortis de l'extracteur à mâchefers. Une bonne séparation des métaux ferreux nécessite un traitement en plusieurs étapes, entre lesquelles est intercalée une réduction de taille et un criblage.

La séparation des métaux non ferreux est réalisée en utilisant un séparateur à courant de Foucault. Une bobine magnétique tournant rapidement induit un champ magnétique à l'intérieur des particules non ferreuses, ce qui les éjecte en dehors du flux de mâchefers. La technique est efficace pour les particules de taille allant de 4 à 30 mm et nécessite une bonne répartition des mâchefers sur tout le tapis roulant. Cette séparation est réalisée après les étapes de séparation des métaux ferreux, de réduction de taille et de criblage.

Avantages environnementaux

La séparation des métaux est une étape nécessaire pour permettre le recyclage des différents éléments qui composent les mâchefers.

La fraction ferreuse peut être recyclée, en général après séparation des impuretés (par ex. des poussières), sous forme de ferraille pour les hauts fourx.

Les métaux non ferreux subissent un traitement externe consistant en une nouvelle séparation, cette fois-ci par type de métaux, et peuvent ensuite être re-fondus.

La fraction de mâchefers qui résulte de ces opérations de séparation a une teneur plus faible en métaux et peut être traitée pour devenir un matériau de construction secondaire inerte.

Effets croisés

La séparation des métaux ferreux nécessite une faible quantité d'énergie.

La séparation des métaux non ferreux nécessite un criblage, une réduction de taille et un étalement des mâchefers, ce qui implique une certaine consommation électrique.

Données d'exploitation

La quantité de métaux récupérés dépend de la composition des déchets en entrée.

Pour les métaux ferreux, des données fournies par la Belgique indiquent un taux de récupération de 55 - 60 % (masse de métaux récupérés / masse de métaux en entrée). [Vrancken, 2001 #39] Ce taux de récupération est confirmé par des données de l'IAWG qui indiquent une teneur résiduelle en métaux ferreux de 1,3 à 25,8 % des mâchefers pour lesquels on envisage l'utilisation ou l'élimination. [4, IAWG, 1997].

Pour les métaux non ferreux, la séparation à courant de Foucault (après réduction de taille et criblage) permet un taux de récupération de 50 % (masse récupérée / masse en entrée). La valeur exacte dépend des conditions de fonctionnement du four. On trouve des métaux non ferreux, tels que Pb et Zn, dans les cendres sous chaudière et dans les résidus de traitement des fumées. Al, Cu, Cr et Ni restent, eux, préférentiellement dans les mâchefers. L'oxydation de ces métaux (par ex. Al oxydé en Al_2O_3) pendant la phase de combustion sera un obstacle à la bonne séparation des métaux non ferreux par les séparateurs à courant de Foucault. La fraction de métaux non ferreux obtenue après séparation présente la composition suivante : 60 % d'aluminium, 25 % d'autres métaux, 15 % de résidus. Les autres métaux sont principalement du cuivre, du laiton [NdT : le texte anglais original dit 'messing' qui signifie 'laiton' en allemand], du zinc et de l'acier inoxydable. [Vrancken, 2001 #39]

Applicabilité

La séparation magnétique des métaux ferreux est applicable sur toutes les installations nouvelles et existantes.

La séparation des métaux non ferreux nécessite de l'espace disponible ainsi qu'un flux de mâchefers suffisant ; elle peut être réalisée sur une installation de traitement des mâchefers externe (centralisée).

L'applicabilité de cette technique est fortement liée à la teneur en métaux des déchets introduits dans le four. Cela même est fortement dépendant du régime de collecte et du prétraitement auquel les déchets ont été soumis avant leur introduction dans le four. Par exemple, dans les zones où est installée une collecte sélective des déchets municipaux de grande ampleur et bien suivie par la population, une part importante des métaux sera déjà retirée des déchets municipaux. Le prétraitement des déchets municipaux en vue d'obtenir des RDF aura un effet similaire. Sur certains incinérateurs de déchets dangereux, les fûts broyés sont retirés du flux de déchets avant l'étape de combustion à l'aide d'aimants.

Données économiques

Les fractions de métaux obtenues peuvent être vendues à des ferrailleurs. Les prix dépendent de la pureté (pour les ferreux) et de la composition (pour les non ferreux) des matériaux récupérés. Les prix pour la ferraille sont fonction de la Bourse. Le prix du marché pour ce matériau est généralement de l'ordre de 0,01 - 0,05 EUR/kg.

Les métaux non ferreux récupérés nécessitent un traitement complémentaire afin de les séparer en diverses fractions de métaux purs. Les prix pour les métaux non ferreux dépendent de la quantité d'impuretés (c.-à-d. de l'ampleur du traitement nécessaire) et de la composition (c.-à-d. du prix pour les différents produits finaux). La teneur en aluminium et le prix du marché pour l'aluminium secondaire sont, du point de vue économique, les principaux facteurs déterminants. Le prix pour la fraction non ferreuse issue du traitement des mâchefers d'incinération de déchets municipaux est de l'ordre de 0,10 - 0,60 EUR/kg. [Vrancken, 2001 #39]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Intérêt du marché des ferrailles (c.-à-d. les prix du marché) pour les différentes fractions produites. Valeur commerciale accrue pour le mâchefer débarrassé de ses métaux. Par exemple, les métaux non ferreux peuvent causer des dommages lorsqu'ils sont utilisés en travaux routiers, tels que des phénomènes de gonflement.

Les spécifications pour l'utilisation des mâchefers peuvent inclure des teneurs totales en métaux. Les métaux les plus problématiques, du point de vue de la lixiviation des mâchefers, sont Cu, Mo et Zn.

Exemple d'installations

La séparation des métaux ferreux est réalisée dans la plupart des incinérateurs européens, soit sur site (principalement après l'étape de combustion), soit dans des installations externes de traitement des mâchefers. [74, TWGComments, 2004]

Séparation des métaux non ferreux : plusieurs installations de traitement des mâchefers aux Pays-Bas, en Allemagne, en France et en Belgique.

Bibliographie

[39, Vrancken, 2001], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.6.5 Criblage et broyage des mâchefers

Description

Les différentes opérations de traitement mécanique des mâchefers ont pour but de préparer un matériau pour la construction de routes et les travaux de terrassement possédant des caractéristiques géotechniques satisfaisantes et ne causant pas de dommages lors des travaux routiers.

Ce process de préparation des mâchefers peut comporter plusieurs opérations :

- séparation granulométrique par criblage
- réduction de taille par broyage des gros éléments ou autre moyen de les réduire
- séparation par flux d'air pour éliminer la fraction légère imbrûlée

Trois types de cribles sont possibles :

- trommels
- cribles plats (vibrants ou non)
- cribles à étoile : le criblage est réalisé par le mouvement d'un ensemble de rouleaux équipés, sur chaque axe, de bras en forme d'étoile

Les cribles primaires utilisés pour préparer un agrégat à partir des mâchefers sont, dans la plupart des cas, équipés de mailles de 40 mm de diamètre. Cela permet d'obtenir un agrégat de 0 - 20 mm.

Un broyeur peut être installé sur la ligne de traitement (généralement juste après le premier criblage) afin de briser les gros morceaux de mâchefers. La moitié des installations sont équipées de dispositifs de broyage ; certaines utilisent les équipements faits pour broyer les blocs de pierre (pelle, chargeur, broyeur de roche, etc).

Le fait de briser les gros morceaux de mâchefers présente plusieurs avantages :

- cela réduit la quantité d'éléments lourds mis au rebut
- cela augmente la proportion d'éléments broyés dans le matériau, ce qui constitue la base des agrégats, et
- cela améliore les qualités géotechniques de l'agrégat

La séparation de la fraction légère imbrûlée (ou séparation par flux d'air) est réalisée soit par soufflage soit par aspiration d'air.

Avantages environnementaux

Le principal avantage environnemental de la mise en œuvre d'un process de traitement mécanique des mâchefers est la réduction du volume d'éléments mis au rebut et de déchets, et par conséquent, l'obtention d'un taux de valorisation global des mâchefers plus élevé.

Effets croisés

La consommation énergétique, ainsi que le risque de nuisances sonores et d'émissions de poussières, sont les effets croisés les plus importants.

Applicabilité

Cette technique est, en principe, applicable à tous les incinérateurs qui produisent des mâchefers nécessitant un traitement avant de pouvoir être utilisés, ou alors lorsqu'un tel traitement peut permettre une utilisation accrue des mâchefers.

Données économiques

La rentabilité de l'installation d'un système de broyage des refus de grosse taille doit être évaluée sur la base des quantités prévisionnelles et des coûts d'élimination. On estime que le délai de retour

sur investissement pour un broyeur est de l'ordre de deux ans pour 5 % d'éléments mis au rebut (et donc à broyer) sur 40 000 t/an de mâchefers, et de sept ans si ce dernier chiffre passe à 20 000 t/an.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Politique qualité : cette technique permet d'atteindre un taux de valorisation global de plus de 95 % pour une plate-forme de traitement des mâchefers ce qui permet que moins d'éléments ne soient mis au rebut, elle produit un matériau de meilleure qualité géotechnique et est économique.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003] Voir « Plates-formes de traitement et de maturation des mâchefers », ADEME, novembre 2002

4.6.6 Traitement des mâchefers par maturation

Description

Après séparation des métaux, les mâchefers peuvent être entreposés, pendant plusieurs semaines, soit à l'air libre, soit à l'intérieur de bâtiments spécifiques couverts. Cet entreposage est généralement réalisé en tas sur un sol en béton. Les eaux de drainage et les eaux de ruissellement sont collectées en vue d'être traitées. Si nécessaire, les tas peuvent être humidifiés en utilisant un système avec sprinklers ou avec tuyaux d'arrosage de façon à éviter la formation et l'émission de poussières et de favoriser la lixiviation des sels et la carbonatation [NdT : il s'agit ici certainement de carbonatation, et non de carbonisation comme écrit en anglais] dans le cas où les mâchefers ne sont pas suffisamment humides).

Les tas peuvent être retournés régulièrement de façon à assurer l'homogénéité des process qui se déroulent durant la phase de maturation (captation du CO₂ atmosphérique due à l'humidité, drainage de l'excès d'eau, oxydation, etc.) et à réduire le temps de séjour de chaque lot de mâchefers dans la plate-forme de maturation.

Dans la pratique, une période de maturation de 6 à 20 semaines est couramment observée (ou prescrite) pour les mâchefers traités, avant leur utilisation comme matériau de construction ou, dans certains cas, avant stockage. [74, TWGComments, 2004]

Dans certains cas, la totalité du process de maturation est réalisée à l'intérieur d'un bâtiment clos. Cela aide au contrôle des poussières, des odeurs, du bruit (provenant des machines et des véhicules) et des lixiviats.

Dans d'autres cas, le process est réalisé, en totalité ou en partie, à l'extérieur. Cela permet généralement de disposer de plus de place pour manipuler facilement les mâchefers, peut apporter une meilleure circulation d'air pour permettre la maturation des mâchefers, [64, TWGComments, 2003] et peut également éviter les rejets d'hydrogène explosif en combinaison avec l'aluminium qui peuvent se produire pendant le process de maturation. [74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

Le mâchefer n'est pas un matériau chimiquement inerte en sortie de four. Le process de maturation est mis en œuvre pour réduire la réactivité résiduelle et la lixiviation des métaux. Le CO₂ atmosphérique ainsi que l'eau provenant de l'humidité, de la pluie ou de l'arrosage sont les principaux éléments qui permettent le process de maturation.

L'aluminium contenu dans les mâchefers réagit avec le Ca(OH)₂ et l'eau pour former de l'hydroxyde d'aluminium et de l'hydrogène gazeux. Le principal problème lié à la formation

d'hydroxyde d'aluminium est que cela s'accompagne d'un accroissement du volume, ce qui cause un gonflement du matériau. La production de gaz causera donc des problèmes d'ordre technique si le mâchefer est directement utilisé en sortie de four à des fins de construction. De ce fait, une étape de maturation est nécessaire pour permettre l'utilisation du mâchefer.

Les impacts de l'entreposage et de la maturation des mâchefers sur la lixiviation peuvent être classés ainsi :

- diminution du pH du fait de la captation du CO₂ atmosphérique ou de l'activité biologique
- établissement de conditions anoxiques et réductrices du fait de la biodégradation de la matière organique résiduelle
- conditions réductrices locales du fait de l'évolution d'hydrogène
- hydratation et autres changements dans les phases minérales engendrant une cohésion des particules. [4, IAWG, 1997]

Tous ces effets réduisent la lixiviation des métaux et engendrent une stabilisation des mâchefers. Cela rend les mâchefers plus aptes à être valorisés ou éliminés (mis en décharge). [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

Les eaux de ruissellement engendrées par la pluie ou l'arrosage peuvent contenir des sels ou des métaux et nécessitent donc un traitement. Ces eaux peuvent être recirculées ou utilisées à l'intérieur de l'incinérateur en tant qu'eau d'alimentation du process.

Des contrôles sur les odeurs et les poussières peuvent être nécessaires.

Le bruit des véhicules et des machines peut être un problème dans certains endroits.

Des dispositifs anti-explosion peuvent s'avérer nécessaires dans les installations de maturation closes. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Les données provenant d'un programme de tests mené sur un incinérateur allemand de grande taille illustrent l'effet qu'ont 12 semaines de maturation sur le pH des mâchefers et sur les résultats du test réalisé selon la méthode DEV S4. Le schéma 4.9(a) montre que le pH des mâchefers en sortie de four, selon le test DEV S4, dépasse typiquement 12, puis chute d'environ deux points pendant le process de maturation.

Comme cela peut être observé sur le schéma 4.9(b), ce changement de pH n'a aucun effet sur les propriétés de lixiviation du Mo, qui est principalement présent sous forme de molybdate. La stabilité en lixiviation du Cu et du Zn est quelque peu améliorée avec le mâchefer mûr, alors que, dans le cas du Pb, la lixiviation est réduite de presque deux ordres de grandeur [NdT : (c.-à-d. de presque un facteur 100)].

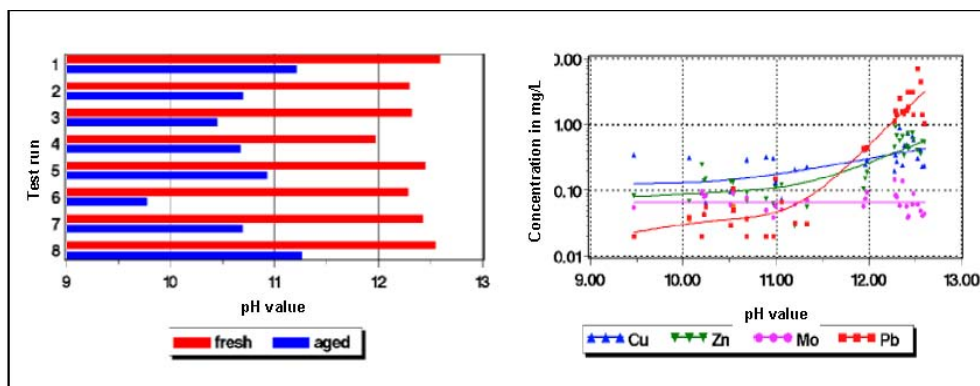


Figure 4.9: Effect of ageing on the leachability of selected metals: (left) effect on pH; (right) leaching as a function of pH [Vehlow, 2002 #38]

Figure 4.9: Effet du vieillissement sur la lixiviation des métaux choisis: fonction du pH (gauche) effet sur le pH ; (droite) lixiviation comme une fonction du pH [Vehlow, 2002 #38]

Test run	Série d'essais
pH value	Valeur de pH
fresh	Mâchefer en sortie de four
aged	Mâchefer mûré
Concentration in mg/l	Concentration en mg/l
pH value	Valeur de pH

Le Bureau des Mines français a mené une étude durant 18 mois sur la maturation, et ses effets sur la lixiviation, d'un tas de 400 tonnes de mâchefer et a abouti à des conclusions similaires à celles de l'étude allemande évoquée ci-dessus. [64, TWGComments, 2003]

Si l'on applique des périodes de maturation plus longues (par ex. > 20 semaines) sur des mâchefer préalablement déferrailés, et ce sans les retourner, alors le mâchefer deviendra de plus en plus solidifié. [74, TWGComments, 2004]

Applicabilité

Cette technique peut être appliquée à toutes les installations nouvelles et existantes qui produisent des mâchefer. En pratique, elle est surtout utilisée sur les incinérateurs de déchets municipaux. [74, TWGComments, 2004]

Pour certains flux de déchets, le traitement par maturation ne permet pas d'améliorer suffisamment la qualité des mâchefer pour permettre une utilisation satisfaisante – dans de tels cas, le facteur incitatif à la mise en œuvre de cette technique peut être simplement d'améliorer les caractéristiques des mâchefer en vue de leur élimination.

Données économiques

Le coût de la maturation est faible comparé au reste de l'installation de traitement. [74, TWGComments, 2004]

Réalisation d'économies sur les coûts d'élimination du fait du recyclage des mâchefer. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Réglementation fixant des valeurs limites sur la lixiviation pour le recyclage des mâchefers en tant que matière première secondaire ou pour leur élimination en centre de stockage. [74, TWGComments, 2004]

Exemple d'installations

Plusieurs installations de traitement des mâchefers aux Pays-Bas, en Allemagne, en France et en Belgique.

Bibliographie

[Vehlow, 2002 #38], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003]

4.6.7 Traitement des mâchefers par des systèmes de traitement sec**Description**

Les installations de traitement sec des mâchefers combinent les techniques de séparation des métaux ferreux, de réduction de taille, de criblage, de séparation des métaux non ferreux et, pour finir, de maturation. Le produit obtenu est un agrégat sec avec une granulométrie contrôlée (par ex. 0 - 4 mm, 0 - 10 mm, 4 - 10 mm), qui peut être utilisé comme matériau de construction secondaire.

Le process est composé des étapes successives suivantes :

- refroidissement des mâchefers à l'air
- séparation des métaux ferreux
- criblage
- broyage de la fraction grossière
- criblage
- séparation des métaux ferreux
- séparation des métaux non ferreux
- maturation

[74, TWGComments, 2004]

Avantages environnementaux

La technique produit un matériau qui peut être utilisé, et réduit donc la quantité de résidus à éliminer.

Effets croisés

L'installation consomme de l'énergie électrique et peut générer des émissions de poussières et du bruit.

Données d'exploitation

Des données sur la qualité des mâchefers après traitement sont indiquées dans le tableau ci-dessous, pour une installation utilisant les techniques suivantes :

- mâchefers bruts entreposés à sec pendant 4 - 6 semaines
- criblage préliminaire des éléments >150 mm
- séparation des métaux ferreux sur la fraction <150 mm
- nouvelle séparation par criblage (<22 mm, 22 - 32 mm, >32 mm)
- fraction <22 mm commercialisée en tant que substitut de sable
- fraction >32 mm envoyée vers un tri manuel et vers des séparateurs afin de retirer la fraction non incinérable et la fraction ferreuse, puis broyage et recirculation
- la fraction 22 - 32 mm subit une séparation par flux d'air de la fraction légère ainsi qu'une

séparation des métaux ferreux

- les fractions de métaux obtenues subissent des opérations de criblage, nettoyage et entreposage, avant de repasser par tout le process séparément des mâchefers.

	Teneurs en métaux des mâchefers après traitement (mg/kg)
As	150
Cd	10
Cr	600
Cu	600
Pb	1 000
Ni	600
Zn	1
Hg	0,01

Tableau 4.82 : Données relatives aux concentrations en métaux (mg/kg) des mâchefers après traitement pour un exemple d'installation de traitement de mâchefers
[TWG Comments]

	Données relatives aux éluats des mâchefers après traitement (µg/l)
As	-
Cd	5
Cr	200
Cu	300
Pb	50
Ni	40
Zn	300
Hg	1

Tableau 4.83 : Données relatives aux éluats (µg/l) des mâchefers après traitement pour un exemple d'installation de traitement de mâchefers
[TWG Comments]

Applicabilité

Cette technique est applicable aux installations nouvelles et existantes. Pour être viable économiquement, un débit minimum [NdT : de mâchefers] est nécessaire. Pour les petites installations, il est possible de passer par un traitement des mâchefers externalisé (centralisé).

Données économiques

Le principal avantage est d'éviter les coûts d'élimination ; cela mis à part, le bilan économique de l'opération de traitement des mâchefers dépendra du prix du marché des différentes fractions produites. Le mâchefer traité sera généralement vendu, transport inclus, à coût zéro. Les recettes proviendront des fractions de métaux non ferreux et ferreux et dépendront de leur qualité. L'aluminium est le métal ayant la valeur marchande la plus élevée. La quantité et la pureté de l'aluminium produit sera donc un facteur important vis-à-vis du bilan économique global de l'installation.

Données relatives à un incinérateur de déchets municipaux suédois mettant en œuvre divers traitements secs des mâchefers ainsi qu'une étape de maturation :

La taxe sur la mise en décharge des mâchefers est d'environ 40 EUR/t.

Les pierres et les graviers qui sont séparés des mâchefers lors des premières étapes du process de traitement ont une valeur commerciale d'environ 6 EUR/t.

La valeur commerciale des mâchefers après traitement, en tant que matériau de construction, est d'environ 2,5 EUR/t.

Données relatives à un incinérateur de déchets municipaux portugais mettant en œuvre une séparation des métaux ferreux et un entreposage d'1-2 jours avant mise en décharge :

Le coût du stockage des mâchefers dans la décharge appartenant à la même société que l'incinérateur est d'environ 2 EUR/t. Cette décharge se situe à proximité de l'incinérateur et donc les coûts de transport sont faibles.

Le coût du stockage des mâchefers dans une décharge appartenant à une autre société est de 2 EUR/t pour le transport et de 9 EUR/t pour l'élimination – soit un total de 11 EUR/t.

Données relatives à un autre incinérateur de déchets municipaux portugais mettant en œuvre une séparation des métaux ferreux et non ferreux, suivie de 3 mois de stabilisation avant mise en décharge :

La valeur commerciale des métaux ferreux est d'environ 102,13 EUR/t.

Coût de la mise en décharge : 28 EUR/t

Coût du transport des mâchefers jusqu'à la décharge : 3 EUR/t

Remarque : des essais sont actuellement en cours pour certifier l'utilisation des mâchefers en construction de routes.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Réglementation sur le recyclage des résidus en tant que matières premières secondaires.

Exemple d'installations

Plusieurs installations aux Pays-Bas, en Allemagne, en Belgique et en France.

Bibliographie

[4, IAWG, 1997], [Vrancken, 2001 #39] [64, TWGComments, 2003]

4.6.8 Traitement des mâchefers par des systèmes de traitement humide

Description

L'utilisation d'un système de traitement humide des mâchefers permet la production d'un matériau apte à être recyclé et engendrant une lixiviation minimale des métaux et des anions (par ex. des sels). Les mâchefers y sont traités par réduction de taille, criblage, lavage et séparation des métaux.

La caractéristique principale de ce traitement est la séparation humide d'une fraction 0 - 2 mm. Etant donné que la majorité des composants lixiviables et des composés organiques reste dans la fraction fine, cela engendre une fraction résiduelle (c.-à-d. fraction >2 mm) avec une lixiviation réduite.

Avantages environnementaux

Cette technique produit un matériau qui peut être utilisé, ce qui réduit donc la quantité de résidus à éliminer.

Le traitement humide des mâchefers permet de retirer les métaux, ce qui permet de réduire à la fois la teneur en métaux des mâchefers et la lixiviation des métaux.

D'autres constituants des mâchefers à considérer sont les sels solubles, principalement les chlorures et les sulfates alcalins et alcalino-terreux. Il est possible de réduire d'environ 50 % la teneur en chlorures par lavage des mâchefers. La méthode la plus simple pour cela est de réaliser le lavage des mâchefers dans le bac d'extinction de ces derniers, comme c'est déjà le cas dans certaines

installations allemandes.

La solubilité des sulfates est contrôlée par l'équilibre de solubilité des sulfates alcalino-terreux prédominants. Leur stabilisation ou leur retrait est alors difficile. [Vehlow, 2002 #38]

Effets croisés

Le traitement humide des mâchefers entraîne la production d'une fraction fine (0 - 2 mm) qui est soit éliminée, soit valorisée. Selon la réglementation applicable, les teneurs en métaux dans les lixiviats de cette fraction peuvent dépasser les valeurs limites.

De plus, des effluents sont produits. Ces derniers peuvent être réutilisés en tant qu'eau d'alimentation du process d'incinération (si leur qualité est suffisante pour cela). [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

La répartition des différentes fractions [NdT : produites lors d'un traitement humide des mâchefers] dépend de la composition des déchets en entrée. Des données d'exploitation issues d'une installation en fonctionnement sont fournies dans le tableau 4.84 :

Type de résidus	% (masse _{en sortie} /masse _{de mâchefers en entrée})
Résidus pour élimination (0 - 2 mm)	47
Matériau pour réutilisation (2 - 60 mm)	34
Métaux ferreux	12
Métaux non ferreux	2
Imbrûlés renvoyés dans le process d'incinération	5

Tableau 4.84 : Répartition des différentes fractions produites lors d'un traitement humide des mâchefers

[Vrancken, 2001 #39]

Le tableau 4.85 ci-dessous montre un exemple de résultats de lixiviation des granulats produits :

	Émission (mg/kg) L/S=10 (cumulé)	
	granulats 2 - 6 mm	granulats 6 - 50 mm
As	0 – 0,1	<0,05
Cd	0 – 0,025	<0,01
Cr	0,005 – 0,053	<0,053
Cu	0,19 – 0,85	0,24 – 0,55
Pb	0,04 – 0,12	<0,10
Ni	0,0007 – 0,005	<0,057
Zn	0,61 – 1,27	<0,16
Remarque : données issues du test de lixiviation sur colonne NEN7343		

Tableau 4.85 : Exemple de résultats de lixiviation des granulats produits

[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

D'autres données sur la qualité des mâchefers après traitement sont indiquées dans les tableaux 4.86 et 4.87 ci-dessous, pour une installation utilisant les techniques suivantes :

- lavage à l'eau des mâchefers dans le bac d'extinction de mâchefers situé en sortie de four (l'eau réduit la teneur des mâchefers en sels)
- séparation des métaux ferreux et des gros éléments par criblage et tri manuel
- entreposage de >1 jour pour permettre la réaction avec le CO₂

- nouveau criblage, broyage, séparation (par ex. broyage séparé de la fraction >32 mm)
- séparation des métaux ferreux et non ferreux
- la fraction >10 mm est recirculée après séparation par flux d'air de la fraction légère (par ex. les plastiques)
- entreposage du produit obtenu pendant 3 mois

	Teneur en métaux des mâchefers après traitement (mg/kg)	
	Plage de valeurs	Moyenne
As	25 – 187	74
Cd	1,1 - 16,7	3,7
Cr	84 – 726	172
Cu	1 676 – 29 781	6 826
Pb	404 – 4 063	1 222
Ni	61 – 661	165
Zn	788 – 14 356	2 970
Hg	0,01 – 0,37	0,7

Tableau 4.86 : Données relatives aux concentrations en métaux (mg/kg) des mâchefers après traitement pour un exemple d'installation de traitement de mâchefers

	Données relative aux éluats des mâchefers après traitement (µg/l)	
	Plage de valeurs	Moyenne
As	<6,0 – 16,1	5,3
Cd	<0,5 – 2,5	0,8
Cr	1 – 113	15,2
Cu	14 – 262	60,7
Pb	8 – 59	11,4
Ni	<4,0 – 11,6	2,9
Zn	<5,0 – 230	19,4
Hg	<0,2 – <0,2	<0,2

Tableau 4.87 : Données relatives aux éluats (µg/l) des mâchefers après traitement pour un exemple d'installation de traitement de mâchefers

Applicabilité

Cette technique est applicable aux installations nouvelles et existantes. Pour être viable économiquement, un flux minimum [NdT : de mâchefers] est nécessaire. Pour les petites installations, il est possible de passer par un traitement des mâchefers externalisé (centralisé).

Données économiques

Le bilan économique de l'opération de traitement des mâchefers dépendra du prix du marché des différentes fractions produites. Le mâchefer traité sera généralement vendu à coût zéro. Les recettes proviendront des fractions de métaux non ferreux et ferreux et dépendront de leur qualité. L'aluminium est le métal ayant la valeur marchande la plus élevée. La quantité et la pureté de l'aluminium produit sera donc un facteur important vis-à-vis du bilan économique global de l'installation.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Réglementation sur le recyclage des résidus en tant que matières premières secondaires.

Exemple d'installations

Indaver, Beveren (Belgique)

Bibliographie

[Vehlow, 2002 #38], [Vrancken, 2001 #39], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003]

4.6.9 Traitement des mâchefers par des systèmes de traitement thermique

Description

Différentes techniques ont été adaptées des industries de la fabrication du verre et du traitement des déchets nucléaires pour le traitement thermique des résidus d'incinération. Les températures mises en œuvre sont de l'ordre de 1 100 à 2 000 °C. Des températures encore plus élevées sont parfois utilisées pour les systèmes à plasma. Ces systèmes à plasma sont utilisés pour la vitrification et la fusion de divers flux de déchets inorganiques, y compris les mâchefers et les cendres volantes – les températures utilisées pour la vitrification par arc plasma sont généralement de l'ordre de 1 400 à 1 500 °C, avec une alimentation en énergie sous forme électrique.

Les produits fondus (c.-à-d. vitrifiat et métaux) sont soit évacués en continu par déversoir, soit soutirés par intermittence, selon les cas.

Avantages environnementaux

Cette technique engendre une réduction des volumes (de 33 à 50 %), une lixiviation très faible ainsi qu'un résidu extrêmement stable, qui peut être facilement recyclé en tant qu'agrégat.

Les niveaux de PCDD/F dans les résidus traités sont réduits. Les concentrations suivantes en PCDD/F (en entrée et en sortie) se rapportent à une destruction par plasma des cendres volantes d'un incinérateur de déchets municipaux. Les « *cendres volantes en sortie* » proviennent des filtres à manches utilisés pour traiter les gaz issus du process de destruction par plasma :

Cendres volantes en entrée	50 ngTEQ/g	
Vitrifiat en sortie	<0,001 ngTEQ/g	
Cendres volantes en sortie	<0,005 ngTEQ/g	
Gaz finaux issus du process de destruction par plasma	<0,05 ngTEQ/m ³	

Effets croisés

Il est rapporté une consommation énergétique très élevée, à savoir 0,7 - 2 kWh/kg de résidus traités. [IAWG, 1997 #4]

Les besoins en énergie sont typiquement comme suit :

- four à arc submergé (courant alternatif) : 650 - 1 000 kWh/tonne de résidus
- four à plasma (courant continu) : 600 - 800 kWh/tonne de résidus

En France, les débouchés pour les résidus vitrifiés sont un souci, du fait de l'absence de réglementation claire sur le sujet. En fait, il n'est pas permis d'utiliser ces résidus vitrifiés ; ils doivent donc être éliminés en centre de stockage. Le débouché disponible (autorisé) est basé sur l'origine des résidus et non sur leurs propriétés.

Les gaz issus du traitement thermique des résidus solides peuvent, eux-mêmes, émettre des niveaux élevés de polluants, tels que NO_x, COT, SO_x, poussières, métaux lourds, etc. Par conséquent, un système de traitement des fumées est nécessaire pour extraire les polluants de ces gaz (il est aussi

possible de traiter ces gaz à l'intérieur du système de traitement des fumées de l'incinérateur (si ce dernier est situé à proximité).

Il est rapporté que ce process est complexe et que sa disponibilité peut être critique. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

Les fours à plasma fonctionnent avec des densités énergétiques de 0,25 à 0,5 MW/m² et ont des taux de fusion de 300 kg/h/m². L'occupation au sol du process est généralement faible.

Il est rapporté une certaine tolérance vis-à-vis des variations en entrée du process. Il est également rapporté que la consommation d'électrodes sur un four à plasma alimenté en courant continu était de 2 kg/tonne de résidus traitée. Un traitement des gaz issus du process est nécessaire.

Applicabilité

Bien qu'utilisées au Japon, ces techniques ont faiblement pénétré les autres marchés, du fait principalement de leur coût élevé et du manque perçu d'intérêt lorsque les systèmes existants produisent déjà un matériau de qualité suffisante.

Le traitement par plasma est utilisé pour le traitement combiné des mâchefers et des cendres volantes issus de l'incinération. Si, en plus, les résidus chimiques du système de traitement des fumées sont ajoutés, il sera alors nécessaire d'accroître la capacité de traitement des gaz issus du système à plasma.

Données économiques

Il est rapporté que, comparés à d'autres techniques, les coûts associés au traitement thermique externe des résidus sont élevés.

Technique de traitement utilisée	Coût (EUR/t de mâchefers)	Coût (EUR/t de déchets municipaux)
Mise en décharge directe	35	12
Prétraitement pour utilisation	20	7
Fusion (combustible fossile, aucun prétraitement)	100	30
Fusion (combustible fossile, séparation de la ferraille)	130	45
Fusion (chauffage à l'électricité)	120	40
Process de fusion au Japon	100	30
Estimations de process de fusion (IAWG)	180	60

Tableau 4.88 : Coûts relatifs d'un certain nombre de techniques de traitement des résidus
[Vehlow, 2002 #38]

Les coûts associés à la vitrification sont très sensibles au coût unitaire de l'électricité. Il est rapporté que les coûts de traitement sont de l'ordre de 100 à 600 EUR/t de résidus. Les coûts d'investissement peuvent aller jusqu'à 20 millions EUR pour une installation d'une capacité de 1 - 1,5 t/h.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Technique mise en œuvre lorsque les normes de lixiviation exigées pour le recyclage des agrégats, ou pour la mise en décharge, sont particulièrement strictes.

Exemple d'installations

Un grand nombre d'exemples au Japon (30 - 40 installations estimées). Quelques expériences en Europe, par ex. en France

Bibliographie

[38, Vehlow, 2002], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003]

4.6.10 Four tournant à haute température (clinkerisation)

Cette technique a déjà été décrite (voir commentaires en section 4.2.16) vis-à-vis de ses impacts sur la combustion. Ses impacts sur les résidus solides produits ont aussi été présentés dans cette section 4.2.16.

4.6.11 Traitements des résidus de traitement des fumées

Les sections suivantes concernent spécifiquement le traitement des résidus de traitement des fumées ; elles ne concernent pas le traitement des mâchefers.

Il faut noter que, dans certains cas, les résidus de traitement des fumées sont envoyés en stockage contrôlé, par exemple en mines de sel. Le champ de ce document BREF ne couvre pas ce sujet ; aucune considération afférente ne pourra donc être trouvée plus loin. On notera néanmoins qu'une telle option est disponible et permise dans certains Etats Membres.

4.6.11.1 Solidification au ciment des résidus de traitement des fumées

Description

En général, les résidus sont mélangés avec des liants minéraux ou hydrauliques (par ex. ciment, cendres volantes de charbon, etc.), des additifs pour contrôler les propriétés du ciment (en général, pour réduire la lixiviation du Pb, on utilise des réactifs à base de silice, et pour réduire la lixiviation des autres métaux, on utilise des réactifs à base de sulfures), et suffisamment d'eau pour s'assurer que les réactions d'hydratation se déroulent bien et permettent la prise du ciment. Les résidus sont de ce fait incorporés dans la matrice du ciment. Typiquement, les résidus réagiront avec l'eau et le ciment pour former des hydroxydes ou des carbonates métalliques qui sont généralement moins solubles que les composés métalliques originellement dans les résidus.

Les techniques de solidification à base de ciment reposent sur des équipements facilement disponibles. Les opérations de mélange et de manutention associées aux process sont bien développées et la technique est robuste vis-à-vis des variations des caractéristiques des résidus.

Le produit solidifié obtenu est généralement, soit stocké dans des installations de stockage en surface ou de stockage souterrain, soit utilisé comme matériau de remblayage dans d'anciennes mines de sel. Il faut noter que, dans certains cas, le stockage en mine de sel est interdit par la réglementation locale applicable, alors que, dans d'autres cas, cette opération est effectuée directement à partir de résidus non traités qui sont simplement conditionnés dans des contenants adaptés (par ex. dans des *big bags*). [64, TWGComments, 2003]

Avantages environnementaux

Le principal avantage de la solidification au ciment est le contact réduit entre l'eau et les résidus et, jusqu'à un certain point, la formation possible d'hydroxydes ou de carbonates métalliques moins solubles [NdT : que les composés métalliques originellement dans les résidus]. Le produit solidifié

est relativement facile à manipuler, et le risque d'effritement [NdT : ou de libération de poussières ?] est très faible. Typiquement, les rejets de métaux lourds issus du produit solidifié, dans une perspective à court terme, sont relativement faibles ; cependant, le pH élevé des systèmes à base de ciment peut entraîner une lixiviation importante des métaux amphotères (Pb et Zn).

L'inconvénient de cette méthode est qu'elle n'empêche pas la lixiviation des sels solubles, ce qui peut éventuellement entraîner la désagrégation physique du produit solidifié, et alors, dans ce cas, une lixiviation encore plus importante.

L'ajout de ciment et d'additifs augmente la quantité de déchets à manipuler ; typiquement, environ 50 % du poids sec des résidus est ajouté en ciment et additifs, et 30 à 100 % du poids sec total est ajouté en eau [4, IAWG, 1997]. Ainsi, lorsque les cendres volantes (dont le tonnage représente 20 - 30 kg/tonne de déchets incinérés) sont solidifiées au ciment, on obtient un produit solidifié avec un tonnage qui représente typiquement 40 - 60 kg/tonne de déchets incinérés, y compris un ajout d'eau correspondant à 50 % du poids sec total.

Effets croisés

Cette technique facilite, dans certains cas, l'utilisation des résidus en tant que matériau de remblayage ou de construction dans l'industrie minière.

L'utilisation de cette technique implique la consommation de ciment, d'additifs et d'eau.

Données d'exploitation

Les consommations d'énergie et d'eau varient et ne sont pas quantifiées.

Le fonctionnement et le contrôle des équipements utilisés pour cette technique sont considérés comme étant relativement simples et comparables aux pratiques courantes dans l'industrie du béton.

Applicabilité

Typiquement, l'opération de solidification est réalisée dans des installations dédiées situées à proximité de la destination finale du produit ; ainsi, les incinérateurs n'ont pas besoin d'installer, sur leur site, d'équipements de solidification. La technique peut être utilisée sur tous les types de résidus de traitement des fumées. La solidification au ciment a aussi été utilisée sur de nombreux autres types de déchets dangereux, y compris pour l'élimination des déchets radioactifs de faible activité.

Données économiques

Dans la plupart des cas, les résidus peuvent être envoyés vers une installation existante. Les coûts de traitement, uniquement pour l'opération de solidification au ciment, peuvent fortement varier selon le pays ; ils sont estimés à environ 25 EUR/ tonne de résidus [38, Vehlow, 2002].

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

La technique est relativement simple et les connaissances techniques nécessaires sont facilement accessibles. De plus, les caractéristiques de lixiviation du produit solidifié sont considérablement améliorées par rapport à celles des résidus non traités. La stabilisation des résidus de traitement des fumées par solidification au ciment a également été utilisée, et est considérée comme acceptable par les autorités, dans un grand nombre de pays à travers le monde.

Exemple d'installations

Cette technique est probablement la méthode la plus courante pour traiter les résidus de traitement des fumées et est largement utilisée en Europe et au Japon.

Les principaux types de solidification au ciment sont listés ci-dessous :

Pays	Caractéristiques
Allemagne	Plusieurs sociétés d'exploitation minière de sel en Allemagne acceptent les résidus de traitement des fumées et les utilisent comme matériau d'apport pour réaliser la solidification au ciment. Les résidus solidifiés sont principalement utilisés comme matériau de remblayage ou comme matériau de renforcement. Pour certaines mines de sel, la solidification au ciment est réalisée dans une installation centralisée utilisant différentes « formules », selon la destination finale et les besoins. De cette installation centralisée de solidification, le produit obtenu est ensuite acheminé jusqu'à la mine de destination (normalement, les résidus sont acheminés directement jusqu'à la mine où ils sont utilisés comme matériau d'apport pour la production de béton dont la mine a besoin).
Suisse	Un type différent de solidification au ciment est utilisé en Suisse où les résidus sont d'abord lavés à l'eau et déshydratés avant d'être mélangés avec le ciment. Cela présente l'avantage de retirer la plupart des sels solubles des résidus, améliorant ainsi la longévité du produit solidifié. Après solidification, le produit obtenu est déposé, avant durcissement, dans un centre de stockage en surface. Dans certaines installations, le mélange est coulé dans des moules pour produire des blocs, qui sont ensuite transportés jusqu'au centre de stockage en surface.
Suède	Sur un site de stockage en Suède (Hogdalan), les résidus de traitement des fumées solidifiés au ciment sont moulés sous forme de blocs puis sont stockés en surface après durcissement.
France	Depuis 1992, les résidus de traitement des fumées et les cendres volantes issues de l'étape de dépoussiérage sont solidifiés/stabilisés en utilisant des liants minéraux et hydrauliques (par ex. ciment, cendres volantes de charbon, etc.) et des additifs, puis sont mis en décharge. En 2001, 90 % des 353 kt de ces résidus produits ont été traités ainsi, dans 12 installations de solidification/stabilisation situées sur 12 sites de stockage en surface de déchets dangereux (sur les 14 existants en France). Depuis 2001, deux nouvelles installations de solidification/stabilisation ont été créées, faisant ainsi passer la capacité totale de traitement d'environ 600 kt/an à 700 kt/an. Aucun déchet solidifié/stabilisé n'est stocké en mines de sel. En août 2002, un nouveau traitement a été mis en œuvre à l'échelle industrielle : avec une capacité de 50 kt/an, il fonctionne sur les résidus issus des traitements des fumées secs utilisant du bicarbonate de soude en les purifiant et en les recyclant à l'intérieur d'une installation de production de carbonate de soude (voir la description complète en section 4.6.11.5). [74, TWGComments, 2004]

Tableau 4.89: Variations, entre plusieurs pays, des traitements par solidification des résidus de traitement des fumées
[48, ISWA, 2003], [64, TWGComments, 2003]

4.6.11.2 Vitrification et fusion des résidus de traitement des fumées

Description

La vitrification et la fusion entraînent, lors du process de traitement, la libération des éléments volatils tels que Hg, Pb et Zn ; dans certains process, cela est utilisé, en combinaison avec d'autres paramètres, pour produire un matériau recyclable faiblement chargé en métaux lourds.

Les techniques employées pour la vitrification et la fusion des résidus sont semblables sur bien des points. La principale différence provient surtout du process de refroidissement, et aussi (mais cela est moins important) de l'utilisation d'additifs spécifiques pour favoriser l'obtention d'une matrice vitreuse ou cristalline.

Plusieurs techniques différentes sont utilisées pour chauffer les résidus : systèmes de fusion électrique, systèmes avec brûleur de combustibles et fusion dans des hauts fourx. Ces techniques diffèrent par le type d'apport énergétique, par les conditions d'oxydation ou de réduction du process et par les quantités de gaz produit.

Généralement, ces techniques s'inspirent des fours utilisés pour la production de fer et d'acier. Dans tous les systèmes, les résidus sont introduits dans une chambre de réaction, généralement par un

système de chargeurs. La conduite du process de fusion peut être réalisée de telle sorte qu'une couche continue plus froide soit maintenue à la surface du bain afin de confiner le process de fusion, ou alors tous les résidus dans la chambre de réaction peuvent être à l'état fondu.

Selon le système de fusion utilisé, les alliages de métaux peuvent être récupérés au niveau de la chambre de réaction. Le zinc (Zn) et le plomb (Pb) peuvent être récupérés. Selon les températures dans la chambre de réaction et les conditions d'oxydation ou de réduction de la phase gazeuse, les métaux lourds (notamment Cd et Pb) seront volatilisés et entraînés avec les gaz. Toutes les configurations de process, quelles qu'elles soient, nécessitent un système de traitement des gaz afin de réduire les émissions polluantes.

Fonctionner dans des conditions d'oxydation évite la séparation des phases et la formation de gouttelettes métalliques dans le produit fondu, alors que fonctionner dans des conditions de réduction accroît la séparation des phases ainsi que la séparation et la volatilisation des métaux.

Pour les systèmes avec brûleurs, les conditions du process sont le plus souvent neutres, mais le débit de gaz produit est très important. Par conséquent, l'équipement de traitement des gaz associé doit être surdimensionné.

Pour les systèmes fonctionnant à l'électricité (c.-à-d. résistance chauffante, arc électrique ou torche à plasma à arc transféré), les conditions du process sont réductrices. Le débit de gaz est faible, mais cela peut être également problématique car la concentration des métaux et des autres substances volatilisées dans les gaz est très élevée et un phénomène de condensation peut survenir dans les canalisations de ces gaz. Souvent du gaz porteur est introduit en plus pour éviter ce phénomène.

Pour les torches à plasma (c.-à-d. torches à plasma à arc non transféré), les conditions du process sont fortement oxydantes. Le débit de gaz est moyen, il n'est pas nécessaire d'ajouter un gaz porteur, et la taille de l'équipement de traitement des gaz reste raisonnable.

Avantages environnementaux

Les produits fondus et vitrifiés présentent généralement de très bonnes propriétés de lixiviation. Des études suisses, qui ont été menées sur des produits vitrifiés, vitro-cristallins et frittés, ont montré que les produits frittés tendaient également à atteindre le même niveau de stabilité en terme de lixiviation. La vitrification permet typiquement d'obtenir les produits les plus stables et les plus denses. Généralement, les composés organiques, tels que les dioxines, sont détruits lors du process.

Un avantage inhérent à ces process est la destruction des polluants organiques, tels que les dioxines. Du fait du rejet de métaux lourds vaporisés lors du process, le traitement thermique nécessite, en complément, un système de traitement des gaz (ce traitement des gaz peut aussi être réalisé directement par le système de traitement des fumées de l'incinérateur).

Un inconvénient majeur de ces méthodes est qu'elles nécessitent des quantités importantes d'énergie et peuvent, par conséquent, être chères.

Trouver un débouché commercial pour les résidus traités peut également être problématique.

Effets croisés

La vitrification et la fusion entraînent, lors du process de traitement, la libération d'éléments volatils tels que Hg, Pb et Zn.

Les process de traitement thermique nécessitent des quantités très importantes d'énergie.

De plus, ces process produisent des résidus solides du fait du traitement des gaz émis. En effet, les gaz issus du traitement thermique des résidus solides émettent des polluants (tels que NO_x, CO₂,

SO_x, poussières, métaux lourds, etc.) et nécessitent donc d'être traités pour extraire ces polluants (si cela est possible, les gaz peuvent être traités à l'intérieur du système de traitement des fumées de l'incinérateur (si ce dernier est situé à proximité)).

Trouver un débouché commercial pour les résidus traités peut également être problématique. En effet, l'utilisation de ces résidus est limitée comparée aux granulats issus des installations de traitement « à froid » des mâchefers ; cela s'explique par le fait que leur constitution physique ne permet pas une grande stabilité pour des applications dans le bâtiment ou dans la construction.

Données d'exploitation

Typiquement, un apport énergétique d'environ 700 - 1 200 kWh/t de résidus traités est utilisé pour atteindre et maintenir les températures élevées nécessaires au process (mais il a aussi été rapporté une valeur allant jusqu'à environ 8 000 kWh/t (Ecke et al., 2000)). La consommation énergétique et le fonctionnement du process varient en fonction du type de four utilisé et de la conception de l'installation.

Généralement, les résidus en entrée du process doivent répondre à un certain nombre de critères de qualité, par exemple : teneur en eau <5 %¹, teneur en imbrûlés <3 %¹, teneur en métaux <20 %¹, et taille des particules <100 mm (Kinto, 1996). En général, les installations de traitement thermique réduisent environ par 5 le volume des résidus en entrée (TWGComments 2003). La fusion accroît la densité des résidus jusqu'à typiquement 2,4 - 2,9 t/m³.

Il est rapporté que ces process peuvent être complexes et que leur disponibilité peut être critique.

Applicabilité

Le traitement thermique est largement utilisé, surtout au Japon et aux Etats-Unis, pour le traitement spécifique des mâchefers ainsi que pour le traitement combiné des mâchefers et des résidus de traitement des fumées. Du fait de teneurs élevées en sels et en métaux lourds dans les résidus de traitement des fumées, le traitement séparé de ces résidus de traitement des fumées peut engendrer la nécessité d'un traitement des gaz particulièrement important, réduisant, de ce fait, les bénéfices globaux du traitement séparé de ces résidus.

Données économiques

Typiquement, cette technique est chère comparée aux autres options de traitement. Il est rapporté que les coûts de traitement sont de l'ordre de 100 - 600 EUR/t de résidus [4, IAWG, 1997, 38, Vehlow, 2002, Ecke et al., 2001]. Les coûts d'investissement peuvent être d'environ 10 - 20 millions EUR pour une installation d'une capacité de 1 - 2 t/h.

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Le principal facteur incitatif à la mise en œuvre de cette technique est l'obtention d'un produit final avec de bonnes propriétés de lixiviation, c.-à-d. que le résidu toxique de départ a été transformé en un produit inerte (surtout dans le cas de la vitrification) ; un autre facteur incitatif est la réduction importante des volumes.

Dans les zones à forte densité de population, tel qu'au Japon, les capacités de stockage peuvent être une ressource rare et donc la mise en décharge peut être relativement chère. Les composés organiques, tels que les dioxines et furannes (dans le cas des déchets municipaux, 90 % ou plus des dioxines et furannes produites durant le process d'incinération sont concentrées dans les résidus de traitement des fumées et les cendres volantes), sont presque détruits en totalité et les composés inorganiques (c.-à-d. les métaux lourds) sont, eux, liés, à l'échelle atomique, à l'intérieur d'une

¹ Teneur exprimée en pourcentage massique

matrice ayant une durée de vie très longue.

Exemple d'installations

Le traitement thermique (c.-à-d. la fusion et la vitrification) est surtout utilisé au Japon où on estime à environ 30 - 40 le nombre d'installations en fonctionnement. Néanmoins, on peut aussi trouver des exemples aux Etats-Unis et en Europe [4, IAWG, 1997].

Pays	Caractéristiques		
Etats-Unis	Un process de vitrification proposé par Corning, Inc [4, IAWG, 1997] inclut des étapes préliminaires de lavage à l'eau, de déshydration et de séchage à 500 °C, avant l'ajout d'additifs favorisant la formation du verre et enfin la fusion. Les lavage et séchage préliminaires sont faits pour retirer les chlorures et le carbone organique résiduel.		
Japon	Selon Ecke & al. (2000) et Sakai et Hiraoka (1997), les installations de traitement thermique traitant à la fois les mâchefers et les résidus de traitement des fumées comprennent :		
		En fonctionnement	En projet
			Capacité (tonnes/jour)
	<i>Fusion électrique :</i>		
	Arc électrique	4	2
	Arc à plasma	4	2
	Résistance électrique	2	3
	<i>Brûleur :</i>		
	Surface réfléchissante	12	
	Surface rotative	5	
	<i>Fusion dans des hauts fourx :</i>		
	Lit de coke	3	
	Combustion du carbone résiduel	1	
	Total	31	7
			1 464

Tableau 4.90 : Process de vitrification des résidus de traitement des fumées utilisés aux Etats-Unis et au Japon
[48, ISWA, 2003]

Un process de fusion par plasma d'une puissance de 0,5 MW traitant à la fois les cendres volantes et les mâchefers est en fonctionnement à Cenon, près de Bordeaux, en France, depuis 1997. Il est rapporté qu'en fait, cette installation ne traite pas les mâchefers mais seulement les cendres volantes issues de l'électrofiltre. Les cendres sous chaudière ne peuvent pas non plus être traitées par ce process du fait de leur teneur en soufre et en halogènes.

Bibliographie

[64, TWGComments, 2003], [48, ISWA, 2003]

4.6.11.3 Extraction acide des cendres sous chaudière et des cendres volantes

Description

Les cendres sous chaudière et les cendres volantes sont traitées avec les effluents acides issus du premier étage (acide) du laveur humide. Les résidus, une fois traités, sont ensuite lavés et normalement mélangés avec les mâchefers avant mise en décharge. [64, TWGComments, 2003]

Ce process, connu sous le nom de process FLUWA, consiste en une extraction acide des métaux lourds et des sels solubles en utilisant les effluents du laveur (acide). Néanmoins, avant d'utiliser ces effluents, le mercure est retiré par filtration (lorsque du charbon actif est introduit dans le

laveur) et/ou par un échangeur d'ions spécifique. Les cendres sous chaudière et les cendres volantes sont toutes deux traitées de cette façon. Le ratio L/S, lors de l'étape d'extraction, est d'environ 4 ; le pH est régulé à 3,5 par ajout de chaux éteinte. Pendant le temps de séjour d'environ 45 minutes, les sulfates (issus du laveur de SO₂) sont précipités sous forme de gypse. Les résidus sont ensuite déshydratés, puis lavés à contre-courant dans un filtre à bandes et, pour finir, mis en décharge, normalement en mélange avec les mâchefers.

Le filtrat doit être traité par neutralisation, précipitation et échange d'ions de façon à retirer les métaux lourds.

Le gâteau de filtration déshydraté et rincé contient environ 25 % de zinc et est, de ce fait, recyclé dans des process métallurgiques.

Avantages environnementaux

Le process retire une grande partie des métaux lourds totaux contenus dans les résidus (Cd : ≥85 % ; Zn : ≥85 % ; Pb, Cu : ≥33 % ; Hg : ≥95 %). La lixivibilité des résidus est réduite d'un facteur de 10² - 10³. Le zinc, le cadmium et le mercure sont recyclés. Il est rapporté que les tests d'écotoxicité (MICROTOX, Ceriodaphnia, prolifération d'algues, mortalité de vers et germination de laitues) sont positifs. [74, TWGComments, 2004]

Effets croisés

Lorsque les cendres, une fois traitées, sont éliminées en mélange avec les mâchefers, la teneur en dioxines de ces derniers augmente ; cependant, les propriétés de lixiviation du mélange {mâchefers + cendres traitées} sont meilleures du fait d'une densité plus importante.

Les sels et les métaux contenus dans les résidus de traitement des fumées sont transférés dans les effluents, qui peuvent alors nécessiter un traitement avant rejet.

Données d'exploitation

Le démarrage de la première installation date de 1996.

La plupart des installations fonctionne 24 h/jour et adapte leur temps de fonctionnement hebdomadaire (4 - 7 jours) en fonction des quantités de résidus de traitement des fumées à traiter.

Applicabilité

Cette technique peut être utilisée seulement sur les incinérateurs équipés d'un système de traitement des fumées humide dont les effluents peuvent être rejetés après traitement.

Données économiques

Coûts de ce process de traitement des résidus de traitement des fumées : environ 150 - 250 EUR/t (y compris le coût pour le recyclage du gâteau de filtration chargé en zinc, équivalent à 10 - 13 EUR/t de déchets). [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Cette technique fournit un moyen de traiter les résidus conformément à la réglementation suisse, et à un prix compétitif par rapport à la principale technique alternative, à savoir l'exportation en mines allemandes.

Exemple d'installations

Installations (incinérant, toutes, des déchets municipaux)	Pays	Année de démarrage
---	------	-----------------------

	Berne	Suisse	1996
	Buchs SG	Suisse	1997
	Emmenspitz	Suisse	1998
	Liberec	République Tchèque	1999
	Niederurnen	Suisse	2001
	Thun	Suisse	2003
	Lausanne	Suisse	2005

Tableau 4.91 : Exemples d'installations utilisant le process d'extraction acide pour traiter les résidus de traitement des fumées
[ISWA, 2003 #48]

Un certain nombre d'autres techniques, plus ou moins similaires, utilisent également le process d'extraction acide :

Process	Caractéristiques
MR	Le process MR (Stubenvoll, 1989), similaire au process 3R, combine une extraction acide avec un traitement thermique. Tout d'abord, les cendres sous chaudière et les cendres volantes sont lavées avec les eaux du premier étage du laveur humide, puis sont déshydratées. Ensuite, les résidus sont traités dans un four tournant pendant une heure à environ 600 °C, ce qui permet de détruire les dioxines et de volatiliser le Hg. Les gaz qui en résultent sont traités dans un filtre à charbon actif. Les effluents sont également traités afin de retirer les métaux lourds. Les eaux de purge du second étage du laveur humide sont utilisées pour laver les mâchefers et pour neutraliser les flux d'effluents acides [4, IAWG, 1997].
AES	Le process d'Extraction Acide des Sulfures (AES, de l'anglais <i>Acid Extraction Sulphide</i>) combine les cendres volantes avec les effluents du laveur chargés en NaOH ainsi qu'avec de l'eau, à un ratio L/S de 5. Après mélange, le pH est contrôlé à environ 6 - 8 avec du HCl de façon à extraire les métaux lourds, et du NaHS est ajouté pour précipiter les métaux lourds sous forme de sulfures. Ensuite, un agent de coagulation est ajouté et les boues ainsi obtenues sont déshydratées. Le gâteau de filtration est mis en décharge, et les effluents sont traités dans une unité de traitement afin d'extraire les métaux lourds ([4, IAWG, 1997]; Inoue et Kawabata, 1997).
Process 3R	Le process 3R (Vehlow et. al. 1990) est similaire au process FLUWA dans la mesure où il utilise les effluents acides du laveur pour extraire les métaux lourds, ce qui est ensuite suivi par une étape de déshydratation. Cependant, ici, les solides sont renvoyés dans la chambre de combustion. Concernant les effluents produits, comme pour le process FLUWA, ils nécessitent un traitement.

Tableau 4.92 : Caractéristiques de certains process d'extraction acide utilisés pour traiter les résidus de traitement des fumées
[48, ISWA, 2003]

Bibliographie

[48, ISWA, 2003, 64, TWGComments, 2003]

4.6.11.4 Traitement des résidus issus des systèmes de traitement des fumées secs utilisant du bicarbonate de soude, en vue d'une utilisation en industrie de production de carbonate de soude

Description

Les résidus issus de traitements des fumées secs utilisant du bicarbonate de soude sont entreposés dans des silos en attendant d'être traités. Les résidus sont ensuite dissous avec certains additifs et avec un pH contrôlé. La suspension ainsi formée passe à travers un filtre-pressé qui sépare les éléments insolubles : hydroxydes de métaux lourds, charbon actif et cendres volantes. De cette manière, on obtient une saumure brute et un gâteau de filtration.

La saumure brute passe ensuite à travers un filtre à sable et dans une colonne garnie de charbon actif qui absorbe tout composé organique présent. Puis, les dernières traces de métaux lourds sont éliminées à l'aide de deux colonnes de résine à échange d'ions de façon à obtenir une saumure avec une qualité suffisante pour être utilisée dans un process industriel de fabrication de carbonate de soude.

Le gâteau de filtration, qui est le seul déchet restant, est mis en décharge. Cela ne représente, au total, pas plus de 2 à 4 kg par tonne de déchets municipaux incinérés.

La saumure purifiée et le gâteau de filtration sont les seuls « produits » finaux obtenus en fin de process. Les eaux de lavage, les réactifs de régénération des résines, etc. sont complètement recyclés dans le process de dissolution ; par conséquent l'installation n'a aucun rejet liquide.

Avantages environnementaux

Le traitement des résidus réduit les quantités finales devant être mises en décharge.

La saumure produite peut être utilisée dans un process industriel de production de carbonate de soude.

Effets croisés

Le process nécessite une consommation supplémentaire d'énergie et de matières premières.

Il faut faire attention à ce que les polluants capturés dans les résidus de traitement des fumées ne soient pas relargués dans l'environnement.

La technique génère une quantité faible de résidus, ce qui permet de limiter les transports de résidus. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

L'installation est gérée selon un système de management de la qualité, qui assure, entre autres, le contrôle des matières premières d'un côté, et le contrôle de la saumure purifiée de l'autre.

À leur arrivée sur l'installation, les résidus de traitement des fumées chargés en sodium sont analysés pour vérifier que leur composition correspond bien aux spécifications d'entrée.

La saumure purifiée produite par l'installation est régulièrement analysée pour vérifier qu'elle est bien conforme aux spécifications, avant d'être envoyée vers l'usine de production de carbonate de soude.

Applicabilité

Seulement applicable aux résidus issus de systèmes de traitement des fumées sec utilisant du bicarbonate de soude.

Données économiques

Cette technique est brevetée.

Lorsqu'on fait une comparaison avec la solidification et la mise en décharge des résidus de traitement des fumées :

- (1) la solidification est facilitée du fait de la séparation de la fraction soluble, et
- (2) la quantité de résidus finaux est réduite.

Le process est compétitif vis-à-vis de techniques alternatives que l'on peut trouver dans certains

pays.

Il est rapporté que les coûts de fonctionnement sont faibles et que les coûts d'investissement pour l'installation de traitement sont, eux, le facteur clé – pour minimiser ces coûts, le process peut être mis en œuvre dans des unités centralisées qui reçoivent et traitent les résidus de plusieurs incinérateurs. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Des coûts d'élimination des résidus de traitement des fumées élevés sont un facteur incitatif important à la mise en œuvre de ce process.

Exemple d'installations

L'installation industrielle pilote a été conçue, à moyenne échelle, dans le but de démontrer la faisabilité de ce process de purification et de recyclage [NdT : en industrie de production de carbonate de soude]. Sa capacité nominale était, par conséquent, seulement de 350 kg de résidus/h (ou 2 800 t de résidus/an). Après plusieurs travaux d'extension, la plateforme a aujourd'hui un permis pour le traitement de 13 000 t/an. Il s'agit du principal prestataire pour plusieurs incinérateurs italiens.

Bibliographie

[59, CEFIC, 2002, 64, TWGComments, 2003, 73, Rijkema, 2000]

4.6.11.5 Traitement, avec des liants hydrauliques, des résidus issus des systèmes de traitement des fumées secs utilisant du bicarbonate de soude

Description

Les résidus issus de traitements des fumées secs utilisant du bicarbonate de soude sont entreposés dans des silos en attendant d'être traités. Les résidus sont ensuite mélangés avec des liants hydrauliques, puis placés dans une solution aqueuse avec certains additifs. La suspension ainsi formée passe à travers un filtre-presse qui sépare les éléments insolubles (où se trouve, en particulier, la plupart des métaux lourds). Les produits résultant de ce process sont une saumure et un gâteau de filtration.

La saumure est ensuite davantage purifiée de façon à pouvoir être réutilisée en industrie de production de carbonate de soude.

Le gâteau de filtration contenant les liants hydrauliques se solidifie en une « matière inerte » (selon les normes françaises) qui peut être stockée dans une installation de stockage adaptée.

Le process n'engendre aucun rejet liquide : les seuls flux sortants sont la saumure recyclable et le gâteau de filtration.

Avantages environnementaux

Les sels purifiés (qui sont sous forme de saumure) sont recyclés dans une usine de production de carbonate de soude située à proximité, et remplacent ainsi une partie de l'approvisionnement en sels de cette usine.

Les résidus finaux sont déjà stabilisés et solidifiés lorsqu'ils sortent de l'installation, et sont transportés vers un centre de stockage autorisé en vue d'y être stockés.

Effets croisés

La technique génère une quantité faible de résidus.

La problématique « transport » peut limiter l'utilisation de cette technique car cette dernière dépend de la distance entre l'incinérateur et l'installation de traitement des résidus. De plus, pour recycler la saumure, l'usine de production de carbonate de soude doit aussi être à proximité de façon à minimiser les impacts du transport. [74, TWGComments, 2004]

Données d'exploitation

L'installation est gérée selon un système de management de la qualité, qui assure, entre autres, le contrôle des matières premières d'un côté, et le contrôle de la saumure purifiée de l'autre.

À leur arrivée sur l'installation, les résidus sont analysés pour vérifier que leur composition correspond bien aux spécifications d'entrée.

La saumure purifiée produite par l'installation est régulièrement analysée pour vérifier qu'elle est bien conforme aux spécifications, avant d'être envoyée vers l'usine de production de carbonate de soude.

Applicabilité

Seulement applicable aux résidus issus de systèmes de traitement des fumées sec utilisant du bicarbonate de soude.

Données économiques

Cette technique est brevetée.

Lorsqu'on fait une comparaison avec la solidification et la mise en décharge des résidus de traitement des fumées :

- (1) la solidification est facilitée du fait de la séparation de la fraction soluble, et
- (2) la quantité de résidus finaux est réduite.

Le process est compétitif vis-à-vis de techniques alternatives que l'on peut trouver dans certains pays.

Il est rapporté que les coûts de fonctionnement sont faibles et que les coûts d'investissement pour l'installation de traitement sont, eux, le facteur clé – pour minimiser ces coûts, le process peut être mis en œuvre dans des unités centralisées qui reçoivent et traitent les résidus de plusieurs incinérateurs. [74, TWGComments, 2004]

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Des coûts d'élimination des résidus de traitement des fumées élevés sont un facteur incitatif important à la mise en œuvre de ce process.

Exemple d'installations

Cette installation est basée en France et a une capacité de 50 kt de résidus de traitement des fumées/an.

Bibliographie

[59, CEFIC, 2002, 64, TWGComments, 2003, 73, Rijpkema, 2000]

4.7 Bruit

Les aspects relatifs au bruit des incinérateurs de déchets sont comparables à ceux des autres industries lourdes et des centrales électriques. Il est courant que les incinérateurs de déchets municipaux soient installés dans des bâtiments complètement clos : cela inclut normalement la réception et le déchargement des déchets, le prétraitement mécanique des déchets, le traitement des fumées, le traitement des résidus etc. ; généralement, seulement les équipements de refroidissement et l'entreposage à long terme des mâchefers sont à l'extérieur.

Les principales sources de bruit extérieur sont :

- camions pour le transport des déchets, des produits chimiques et des résidus
- fonctionnement du grappin au niveau de la fosse d'entreposage des déchets
- prétraitement mécanique des déchets
- ventilateurs de tirage, aspirant les gaz de combustion issus du process d'incinération et engendrant du bruit au niveau de la sortie cheminée
- bruit lié au système de refroidissement (dans le cas du refroidissement par évaporation et surtout dans le cas du refroidissement à l'air)
- bruit lié au transport et au traitement des mâchefers (si réalisé sur site)
- bruit provenant du groupe turbo-alternateur

[74, TWGComments, 2004]

Les autres parties de l'installation, en elles-mêmes, ne sont généralement pas significatives en tant que source de bruit vers l'extérieur, mais néanmoins peuvent contribuer à la production globale de bruit de l'installation [NdT : (ou, dit autrement, peuvent contribuer au « bruit de fond » généré par l'installation)].

Les zones des installations d'incinération qui sont les principales sources de bruit, les niveaux de bruit qu'elles génèrent, ainsi que certaines techniques spécifiques de réduction du bruit, sont des éléments décrits dans le tableau 3.49.

Le degré de protection contre le bruit mis en œuvre et les mesures prises pour ce faire sont souvent très spécifiques au lieu d'implantation et au risque des impacts.

4.8 Outils de management de l'environnement

Description

La meilleure performance environnementale est généralement atteinte par l'installation équipée de la meilleure technologie et fonctionnant de la manière la plus efficace et la plus performante. Cela est confirmé par la directive IPPC qui définit le terme *“techniques”* de la façon suivante : *« aussi bien les techniques employées que la manière dont l'installation est conçue, construite, entretenue, exploitée et mise à l'arrêt »*.

Pour les installations IPPC, un Système de Management de l'Environnement (SME) est un outil que l'exploitant peut utiliser pour aborder ces problématiques de conception, construction, entretien, exploitation et mise à l'arrêt d'une manière méthodique et démontrable. Un SME comprend la structure organisationnelle, les responsabilités, les pratiques, les procédures, les procédés et les ressources pour développer, mettre en œuvre, maintenir, analyser et contrôler la politique environnementale. Les systèmes de management de l'environnement sont les plus efficaces et les plus performants lorsqu'ils constituent une part inhérente au management global et à l'exploitation de l'installation.

Au sein de l'Union Européenne, de nombreuses organisations ont décidé, volontairement, de mettre

en œuvre des systèmes de management de l'environnement basés sur l'EN ISO 14001:1996 ou sur le système communautaire EMAS ("*Eco-Management and Audit Scheme*", que l'on traduit en français par « Système de Management Environnemental et d'Audit » ou plus simplement « Eco-audit »). L'EMAS inclut les exigences du système de management de l'EN ISO 14001, mais met davantage l'accent sur le respect de la législation, la performance environnementale et la participation du personnel ; il requiert également une vérification externe du système de management (dans l'EN ISO 14001, l'auto-déclaration est une alternative à la vérification externe) ainsi que la validation d'une déclaration environnementale publique.

Il y a également de nombreuses organisations qui ont décidé de mettre en place des SME non normalisés.

Tandis que les systèmes normalisés (EN ISO 14001:1996 et EMAS) et non normalisés (« personnalisés ») considèrent en principe l'*organisation* comme étant l'*entité*, ce document adopte une approche plus restrictive, en n'incluant pas toutes les activités de l'organisation (par ex. en ce qui concerne leurs produits et leurs services), du fait que l'entité réglementée par la directive IPPC est l'*installation* (tel que défini dans l'article 2 [NdT : de la directive IPPC]).

Un système de management de l'environnement (SME), pour une installation IPPC, peut contenir les éléments suivants :

- (a) définition d'une politique environnementale
- (b) planification et établissement des objectifs et cibles
- (c) mise en œuvre et fonctionnement des procédures
- (d) contrôle et action corrective
- (e) revue de direction
- (f) établissement d'une déclaration environnementale régulière
- (g) validation par un organisme de certification ou par un vérificateur environnemental externe
- (h) prise en compte, lors de la conception de l'installation, de son démantèlement une fois en fin de vie
- (i) développement de technologies plus propres
- (j) *benchmarking*

Ces points sont expliqués plus en détails ci-dessous. Pour des informations détaillées sur les éléments (a) à (g), qui sont tous inclus dans l'EMAS, le lecteur est renvoyé à la partie « Bibliographie » en fin de section.

(a) Définition d'une politique environnementale

La direction à son plus haut niveau est responsable de la définition de la politique environnementale de l'installation et doit s'assurer que cette dernière :

- est appropriée à la nature, à la dimension et aux impacts environnementaux de ses activités
- comporte un engagement de prévention et de contrôle de la pollution
- comporte un engagement de conformité à l'ensemble de la législation et de la réglementation environnementales applicable et aux autres exigences auxquelles l'organisme a souscrit
- donne un cadre pour l'établissement et l'examen des objectifs et cibles environnementaux
- est documentée et communiquée à tout le personnel
- est disponible pour le public et pour toutes les parties intéressées

(b) Planification

- procédures d'identification des aspects environnementaux de l'installation, afin de déterminer les activités qui ont ou peuvent avoir des impacts environnementaux significatifs ; ces informations doivent être tenues à jour par l'organisme
- procédures permettant d'identifier et d'accéder aux exigences légales et aux autres exigences

auxquelles l'organisme a souscrit et qui s'appliquent aux aspects environnementaux de ses activités

- établir et passer en revue des objectifs et cibles environnementaux documentés, en prenant en considération les exigences légales et autres, ainsi que les points de vue des parties intéressées
- établir et régulièrement mettre à jour un programme de management environnemental, comportant la désignation des responsabilités, pour chaque niveau et fonction concernés, afin d'atteindre les objectifs et cibles, ainsi que les moyens et le calendrier de réalisation

(c) Mise en œuvre et fonctionnement des procédures

Il est important qu'il y ait des systèmes permettant de s'assurer que les procédures sont connues, comprises et appliquées ; par conséquent, un management environnemental efficace comprend :

(i) Structure et responsabilité

- définir, documenter et communiquer les rôles, les responsabilités et les autorités, ce qui inclut la nomination d'un représentant spécifique
- fournir les ressources indispensables à la mise en œuvre et à la maîtrise du système de management de l'environnement ; ces ressources comprennent les ressources humaines, les compétences spécifiques et les ressources technologiques et financières

(ii) Formation, sensibilisation et compétence

- identifier les besoins en formation pour s'assurer que tout le personnel dont le travail peut affecter significativement les impacts environnementaux de l'activité a reçu une formation appropriée

(iii) Communication

établir et maintenir des procédures pour assurer la communication interne entre les différents niveaux et les différentes fonctions de l'installation, ainsi que des procédures pour favoriser le dialogue avec les parties intéressées externes et des procédures pour recevoir et documenter les demandes pertinentes des parties intéressées externes et y apporter les réponses correspondantes

(iv) Participation du personnel

associer le personnel au processus ayant pour but d'atteindre un haut niveau de performance environnementale, en faisant appel à des formes appropriées de participation telles que le système de la "boîte à idées", le travail de groupe fondé sur des projets, ou les comités pour l'environnement

(v) Documentation

établir et tenir à jour l'information, sur support papier ou électronique, nécessaire pour décrire les éléments essentiels du système de management et leurs interactions ainsi que pour indiquer où trouver la documentation correspondante.

(vi) Contrôle efficace du process

un contrôle adéquat des process pour tous les modes de fonctionnement, c'est-à-dire préparation, démarrage, fonctionnement normal, arrêt et conditions anormales
 identifier les indicateurs clés de performance et les méthodes pour mesurer et contrôler ces paramètres (par ex. débit, pression, température, composition et quantité)
 documenter et analyser les conditions de fonctionnement anormales afin d'en identifier les causes, puis de les traiter pour s'assurer que ces conditions anormales ne se reproduisent plus (ceci peut être facilité par l'utilisation d'une *"no blame approach"* [NdT : anglicisme que l'on pourrait traduire par « approche non culpabilisante »] où l'identification des causes est plus

importante que la recherche des responsabilités de chacun).

(vii) Programme de maintenance

établir un programme structuré de maintenance basé sur les descriptions techniques des équipements, les normes, etc. ainsi que sur toutes les pannes des équipements et leurs conséquences

soutenir le programme de maintenance par des systèmes d'enregistrement et des tests-diagnostic appropriés

attribuer clairement les responsabilités pour la planification et l'exécution de la maintenance.

(viii) Prévention des situations d'urgence et capacité à réagir

établir et maintenir des procédures pour identifier les accidents potentiels et les situations d'urgence et être capable de réagir de façon à prévenir et à réduire les impacts environnementaux qui peuvent y être associés.

(d) Contrôle et action corrective

(i) Surveillance et mesurage

établir et maintenir des procédures documentées pour surveiller et mesurer régulièrement les principales caractéristiques des opérations et activités qui peuvent avoir un impact environnemental significatif ; ceci inclut l'enregistrement des informations permettant le suivi de la performance, des contrôles opérationnels appropriés et de la conformité aux objectifs et cibles environnementaux de l'installation (*voir aussi le BREF « Principe généraux de surveillance »*)

établir et maintenir une procédure documentée permettant d'évaluer périodiquement la conformité à la réglementation et à la législation environnementales applicables.

(ii) Action corrective et action préventive

établir et maintenir des procédures définissant les responsabilités et l'autorité pour la prise en compte et l'analyse des non-conformités vis-à-vis des conditions du permis, des autres exigences légales ainsi que des objectifs et cibles, pour la prise des mesures de réduction de tout impact éventuel, ainsi que pour engager et mener à bien les actions correctives et préventives adaptées à l'importance des problèmes et proportionnées à l'impact environnemental considéré.

(iii) Enregistrements

établir et maintenir des procédures d'identification, de maintien et de destruction des enregistrements relatifs à l'environnement. Ces enregistrements doivent être lisibles, identifiables et « traçables » et doivent inclure les enregistrements relatifs à la formation et les résultats des audits et des revues.

(iv) Audit

établir et maintenir un ou plusieurs programme(s) et des procédures pour la réalisation périodique d'audits du système de management environnemental. Ces audits incluent des entretiens avec le personnel, une inspection des conditions d'exploitation et des équipements, l'examen des registres et autres documents pertinents. Ils débouchent sur un rapport d'audit écrit, qui doit être réalisé avec impartialité et objectivité par le personnel (dans le cas des audits internes) ou par les parties externes (dans le cas des audits externes). Les procédures d'audit doivent couvrir le domaine d'application, la fréquence et les méthodologies de l'audit, ainsi que les responsabilités et les exigences relatives à la conduite des audits et aux comptes-rendus des résultats. Le but de ces audits est de déterminer si le système de management environnemental est conforme ou non aux dispositions convenues et s'il a été correctement mis en œuvre et maintenu.

renouveler l'audit ou le cycle d'audits, selon les cas, à l'issue d'une période d'une durée maximum de 3 ans. La fréquence varie en fonction de la nature, de l'ampleur et de la complexité des activités, de l'importance des impacts environnementaux associés, de l'importance et de l'urgence des problèmes constatés lors des audits précédents et de l'historique des problèmes environnementaux. Les activités plus complexes qui ont un impact environnemental plus important sont contrôlées plus fréquemment.

mettre en place des mécanismes appropriés afin d'assurer le suivi des résultats de l'audit.

(v) Évaluation périodique du respect de la législation

examen du respect de la législation environnementale applicable et des conditions du/des permis détenu(s) par l'installation

documenter cette évaluation.

(e) Revue de direction

- passage en revue, par la direction à son plus haut niveau, à intervalles qu'elle détermine, du système de management environnemental afin de s'assurer qu'il est toujours approprié, suffisant et efficace
- s'assurer que l'information nécessaire est recueillie de façon à permettre à la direction de mener à bien cette évaluation
- documenter cette revue.

(f) Etablissement d'une déclaration environnementale régulière

- établir une déclaration environnementale qui accorde une attention particulière aux résultats obtenus par l'installation par rapport à ses objectifs généraux et spécifiques en matière d'environnement. Elle est faite régulièrement – d'une fois par an à moins fréquemment, selon l'importance des émissions, de la production de déchets etc. Elle tient compte des besoins en informations des parties intéressées concernées et est mise à la disposition du public (par ex. publication électronique, bibliothèques, etc.).

Lors de l'élaboration d'une déclaration, l'exploitant peut utiliser des indicateurs de performance environnementale pertinents existants, en veillant à ce que les indicateurs choisis :

- i. donnent une appréciation précise des résultats de l'installation
- ii. soient compréhensibles et sans ambiguïté
- iii. permettent de comparer les résultats de l'installation d'une année sur l'autre, afin d'évaluer l'évolution de ses résultats en matière d'environnement
- iv. permettent, selon les cas, des comparaisons par rapport à des résultats de référence sectoriels, nationaux ou régionaux
- v. permettent des comparaisons avec les exigences réglementaires le cas échéant.

(g) Validation par un organisme de certification ou par un vérificateur environnemental externe

- le fait de faire examiner et valider le système de management, la procédure d'audit et la déclaration environnementale par un organisme de certification accrédité ou par un vérificateur environnemental externe peut, si cela est correctement effectué, accroître la crédibilité du système.

(h) Prise en compte, lors de la conception de l'installation, de son démantèlement une fois en fin de vie

- prendre en compte, au moment de la conception d'une installation nouvelle, l'impact environnemental de son éventuel démantèlement ; en effet, prévoir à l'avance le démantèlement permet de rendre ce démantèlement plus simple, plus propre et moins cher

- le démantèlement engendre des risques environnementaux vis-à-vis de la contamination des sols (et des nappes d’eaux souterraines) et produit de grandes quantités de déchets solides. Les techniques préventives sont spécifiques à chaque process, mais néanmoins voici quelques considérations générales qui peuvent être prises en compte :
 - i. éviter les structures souterraines
 - ii. incorporer des dispositifs qui facilitent le démantèlement
 - iii. choisir des finitions pour les surfaces qui rendent ces dernières faciles à décontaminer
 - iv. utiliser une configuration d’équipements qui minimise le piégeage [NdT : (dans le sens, « la rétention »)] de produits chimiques et facilite la vidange et le lavage
 - v. concevoir des unités flexibles, autonomes qui permettent une mise à l’arrêt progressive, par étape
 - vi utiliser, lorsque cela est possible, des matériaux biodégradables et recyclables.

(i) Développement de technologies plus propres

- la protection de l’environnement devrait être une caractéristique inhérente à toute activité de conception de process menée par l’exploitant, du fait que les techniques incorporées le plus tôt possible dans l’étape de conception sont plus efficaces et moins chères. Prendre en compte le développement de technologies plus propres peut se faire, par exemple, via des activités ou des études de R&D. Une alternative à ces activités réalisées en interne peut être des arrangements passés avec d’autres exploitants ou avec des instituts de recherche actifs dans le domaine concerné afin d’être tenu informé de l’évolution des technologies. Lorsque cela est opportun, il est aussi possible de commissionner ces autres exploitants ou ces instituts de recherche pour réaliser des travaux et études sur le sujet.

(j) *Benchmarking*

- réaliser, de façon systématique et régulière, des comparaisons par rapport à des résultats de référence sectoriels, nationaux ou régionaux, notamment en ce qui concerne les activités d’efficacité énergétique et d’économies d’énergie, le choix des matériaux en entrée, les émissions dans l’air et les rejets dans l’eau (en utilisant par exemple le Registre Européen des Émissions Polluantes, EPER), la consommation d’eau et la production de déchets.

SMEs normalisés et non normalisés

Un SME peut prendre la forme, soit d’un système normalisé, soit d’un système non normalisé (« personnalisé »).

La mise en œuvre et l’adhésion à un système normalisé internationalement reconnu, tel que l’EN ISO 14001:1996, peut accroître la crédibilité du SME, surtout lorsque ce dernier a été correctement vérifié par une entité externe. L’EMAS, quant à lui, accroît encore davantage la crédibilité du SME, du fait de l’interaction avec le public créée par la déclaration environnementale ainsi que du mécanisme assurant le respect de la législation environnementale applicable.

Néanmoins, les systèmes non normalisés peuvent, en principe, être tout aussi efficaces, à condition qu’ils soient correctement conçus et mis en œuvre.

Principaux avantages environnementaux

La mise en œuvre d’un SME, et l’adhésion à ce SME, concentrent l’attention de l’exploitant sur la performance environnementale de l’installation. En particulier, le maintien et le respect de procédures opératoires claires, à la fois pour les conditions de fonctionnement normales et anormales, ainsi que la désignation des responsabilités associées devraient permettre d’assurer que les conditions du permis de l’installation et autres cibles et objectifs environnementaux sont respectés à tout moment.

Les systèmes de management de l'environnement assurent, typiquement, l'amélioration continue de la performance environnementale de l'installation. Plus le point de départ [NdT : (en terme de performance environnementale)] est bas, et plus des améliorations importantes peuvent être attendues à court terme. D'un autre côté, si l'installation a déjà, globalement, un bon niveau de performance environnementale, le SME aidera l'exploitant à maintenir ce haut niveau de performance.

Effets croisés

Les techniques de management de l'environnement sont conçues de façon à considérer l'impact environnemental global de l'installation, ce qui est bien en phase avec l'approche intégrée de la directive IPPC.

Données d'exploitation

Aucune information spécifique n'a été rapportée.

Applicabilité

Les éléments décrits au-dessus [NdT : on parle ici des éléments (a) à (j)] peuvent typiquement être appliqués à toutes les installations IPPC. L'étendue (par ex. le niveau de détails) et la nature (par ex. normalisé ou non normalisé) du SME seront généralement liées à la nature, à la taille et à la complexité de l'installation, ainsi qu'à la gamme des impacts environnementaux qui peut y être associée.

Données économiques

Il est difficile de déterminer avec précision les coûts et les bénéfices économiques liés à l'instauration et au maintien d'un bon SME. Un certain nombre d'études sont présentées ci-dessous. Néanmoins, il ne s'agit que d'exemples et leurs résultats ne sont pas entièrement cohérents. Ces études peuvent ne pas être représentatives de tous les secteurs d'activités à travers l'UE et doivent donc être traitées avec précaution.

Une étude suédoise, réalisée en 1999, a enquêté l'ensemble des 360 sociétés suédoises certifiées ISO et enregistrées EMAS. Avec un taux de réponse de 50 %, l'étude a conclu, entre autres, que :

- les dépenses liées à l'instauration et au maintien du SME sont élevées mais pas déraisonnablement (en dehors du cas des très petites sociétés). Il est attendu une diminution de ces dépenses avec le temps
- un degré plus important de coordination et d'intégration du SME avec les autres systèmes de management est vu comme un moyen possible de faire baisser les coûts
- la moitié des objectifs et cibles environnementaux est rentabilisée en moins d'un an via des économies et/ou des recettes plus élevées
- les économies les plus importantes sont réalisées via la diminution des dépenses liées à l'énergie, au traitement des déchets et aux matières premières
- la plupart des sociétés considèrent que leur position sur le marché a été renforcée grâce à leur SME. Un tiers des sociétés rapporte une augmentation des recettes du fait du SME.

Dans certains Etats Membres, les installations qui ont une certification payent de moindres redevances/taxes.

Un certain nombre d'études¹³ montre qu'il y a une relation inverse entre la taille de la société et le

¹³ Par ex. Dyllick et Hamschmidt (2000, 73) ont cité Klemisch H. et R. Holger, *Umweltmanagementsysteme in kleinen und mittleren Unternehmen - Befunde bisheriger Umsetzung*, KNI Papers 01/02, janvier 2002, p 15 ; Clausen J., M. Keil et M. Jungwirth, *The State of EMAS in the EU. Eco-Management as a Tool for Sustainable Development - Literature Study*, Institute for Ecological Economy Research (Berlin) et Ecologic - Institute for International and European Environmental Policy (Berlin), 2002, p 15.

coût de la mise en œuvre d'un SME. Une relation inverse similaire existe pour la période de retour sur investissement. Ces deux éléments impliquent que la mise en œuvre d'un SME sur une PME présente un rapport coûts-bénéfices moins intéressant qu'avec une société de plus grande taille.

Selon une étude suisse, le coût moyen pour la mise en œuvre et le maintien de la norme ISO 14001 peut varier :

- pour une société de 1 à 49 salariés : 64 000 CHF (44 000 EUR) pour la mise en œuvre du SME et 16 000 CHF (11 000 EUR) par an pour son maintien
- pour un site industriel de plus de 250 salariés : 367 000 CHF (252 000 EUR) pour la mise en œuvre du SME et 155 000 CHF (106 000 EUR) par an pour son maintien

Ces valeurs moyennes ne représentent pas forcément le coût réel pour un site industriel donné, car ce coût dépend aussi fortement du nombre d'impacts significatifs (polluants, consommation énergétique...) et de la complexité des problèmes à étudier.

Une étude allemande récente (Schaltegger, Stefan et Wagner, Marcus, *Umweltmanagement in deutschen Unternehmen - der aktuelle Stand der Praxis*, février 2002, p. 106) présente les coûts suivants pour l'EMAS pour différentes branches d'activité. On peut noter que ces chiffres sont bien plus faibles que ceux de l'étude suisse citée au-dessus. Cela confirme la difficulté qu'il y a à déterminer les coûts d'un SME.

Coût de mise en œuvre (EUR) :

minimum	-	18 750
maximum	-	75 000
moyenne	-	50 000

Coût de validation (EUR) :

minimum	-	5 000
maximum	-	12 500
moyenne	-	6 000

Une étude de l'Institut Allemand des Entrepreneurs (Unternehmerinstitut/Arbeitsgemeinschaft Selbständiger Unternehmer UNI/ASU, 1997, *Umweltmanagementbefragung -Öko-Audit in der mittelständischen Praxis - Evaluierung und Ansätze für eine Effizienzsteigerung von Umweltmanagementsystemen in der Praxis*, Bonn) fournit des informations sur les économies moyennes réalisées avec l'EMAS par an, ainsi que sur la durée moyenne du retour sur investissement. Par exemple, pour des coûts de mise en œuvre de 80 000 EUR, l'étude conclut à des économies moyennes de 50 000 EUR par an, correspondant à une durée de retour sur investissement d'environ un an et demi.

Les coûts externes relatifs à la vérification du système peuvent être estimés à partir des éléments fournis par le Forum International de l'Accréditation (<http://www.iaf.nu>).

Facteurs incitatifs à la mise en œuvre de la technique

Les systèmes de management de l'environnement peuvent entraîner un certain nombre d'avantages, par exemple :

- meilleure compréhension des aspects environnementaux de l'entreprise [NdT : ou de l'installation ?]
- meilleure base pour la prise de décision
- plus grande motivation du personnel
- opportunités supplémentaires pour réduire les coûts de fonctionnement et pour améliorer la

qualité des produits

- amélioration de la performance environnementale
- meilleure image de la société
- réduction des coûts liés aux responsabilités, aux assurances et aux non conformités
- meilleure attractivité pour les employés, les clients et les investisseurs
- plus grande confiance de la part des organismes de contrôle, ce qui peut conduire à une moindre surveillance de la part de ces organismes
- amélioration des relations avec les associations environnementales.

Exemple d'installations

Les éléments décrits ci-dessus de (a) à (e) sont des éléments de l'EN ISO 14001:1996 et de l'EMAS ; par contre, les éléments (f) et (g) sont, eux, spécifiques à l'EMAS. Ces deux systèmes normalisés sont mis en œuvre dans un certain nombre d'installations IPPC. Par exemple, 357 organisations faisant partie de l'industrie chimique européenne (code NACE 24) étaient enregistrées EMAS en juillet 2002, avec la plupart d'entre elles qui exploitent des installations IPPC.

Au Royaume-Uni, l'Agence de l'Environnement d'Angleterre et du Pays de Galles a réalisé, en 2001, une étude sur les installations réglementées par l'IPC (le précurseur de l'IPPC). Cette étude montrait que 32 % des installations ayant répondu étaient certifiées ISO 14001 (ce qui correspond à 21 % de l'ensemble des installations IPC) et que 7 % étaient enregistrées EMAS. Au Royaume-Uni, toutes les cimenteries (il y en a environ 20) sont certifiées ISO 14001 et la majorité sont enregistrées EMAS. En Irlande, où la mise en œuvre d'un SME (pas nécessairement normalisé) est exigée par les permis IPC, on estime que 100 installations, sur environ 500 ayant un permis IPC, ont mis en œuvre un SME selon l'ISO 14001, et que les 400 autres ont opté pour un SME non normalisé.

Bibliographie

(Règlement (CE) n° 761/2001 du Parlement Européen et du Conseil du 19 mars 2001 permettant la participation volontaire des organisations à un système communautaire de management environnemental et d'audit (EMAS), JOUE L 114 du 24/04/2001, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2001:114:0001:0029:FR:PDF>)

(EN ISO 14001:1996, <http://www.iso.ch/iso/en/iso9000-14000/iso14000/iso14000index.html> ; <http://www.tc207.org>)

4.9 Bonnes pratiques pour la sensibilisation du public et pour la communication au public

L'acceptation publique des installations d'incinération varie fortement d'un endroit à un autre. Les maîtres d'ouvrage rencontrent parfois une opposition importante du public dans le cadre de la construction de nouveaux sites. Fournir des informations à la population locale est important. Ceci est vrai pour les sites en fonctionnement, comme pour ceux en projet/construction.

Les techniques suivantes ont été utilisées :

- insertion de publicités dans la presse locale
- distribution de brochures d'information aux ménages
- affichage dans les endroits publics, par exemple bibliothèques et bureaux d'administration locaux
- réunions publiques
- discussions de groupes sur des sujets précis

- visites guidées de l'installation, avec une brève description via un film ou autre support.
[74, TWGComments, 2004]

Les installations en fonctionnement ont eu du succès sur le plan de la sensibilisation/communication en :

- tenant des réunions régulières avec les représentants locaux
- organisant des journées portes ouvertes pour les visites du public
- mettant en ligne sur Internet leurs émissions en temps réel
- indiquant sur des panneaux d'affichage en entrée de site leurs émissions en temps réel.
-

5 MEILLEURES TECHNIQUES DISPONIBLES

Introduction générale au chapitre sur les MTD

Pour la bonne compréhension de ce chapitre et de son contenu, le lecteur est renvoyé à la préface de ce document et en particulier à sa cinquième section : “Comment comprendre et utiliser ce document”. Les techniques et les niveaux (ou les plages de niveaux) d'émission et/ou de consommation associés, présentés dans ce chapitre, ont été évalués par un processus itératif comprenant les étapes suivantes :

- identification des problématiques environnementales clés pour l'incinération des déchets
- examen des techniques les plus pertinentes pour répondre à ces problématiques clés
- identification des meilleurs niveaux de performance environnementale, sur la base des données disponibles dans l'Union Européenne et dans le monde
- examen des conditions dans lesquelles ces niveaux de performance ont été atteints ; tels que les coûts, les effets croisés et les principaux facteurs incitatifs intervenant dans la mise en œuvre de ces techniques
- sélection des meilleures techniques disponibles (MTD) et des niveaux d'émissions et/ou de consommations associés pour ce secteur de façon générale, le tout conformément à l'article 2(11) et l'annexe IV de la Directive

L'expertise apportée par le Bureau européen IPPC et le Groupe de Travail Technique compétent (GTT ou TWG, ‘*Technical Working Group*’) a joué un rôle-clé dans chacune de ces étapes et dans la manière dont les informations sont présentées ici.

Sur la base de cette évaluation, ce chapitre présente les techniques, et, dans la mesure du possible, les niveaux d'émissions et de consommations associés à la mise en œuvre des MTD, qui ont été estimés appropriés pour le secteur considéré dans son ensemble et qui, dans de nombreux cas, reflètent les performances actuelles de certaines installations du secteur. Lorsque sont présentés des niveaux d'émissions ou de consommations "associés aux meilleures techniques disponibles", il faut comprendre que ces niveaux représentent la performance environnementale que l'on peut attendre comme résultat de la mise en œuvre, dans le secteur, des techniques décrites, en gardant à l'esprit l'équilibre entre les coûts et les avantages inhérents à la définition de MTD. Cependant, ils ne sont en aucun cas des valeurs limites d'émissions ou de consommations et ne doivent pas être compris comme tel. Dans certains cas, il se peut que l'on puisse techniquement atteindre de meilleurs niveaux d'émissions ou de consommations, mais, du fait des coûts qu'ils impliquent ou des effets croisés, les techniques correspondantes ne sont pas considérées comme MTD appropriées pour le secteur dans son ensemble. Toutefois, de tels niveaux peuvent être considérés comme justifiés dans des cas bien spécifiques où il existe des motivations particulières.

Les niveaux d'émissions et de consommations associés à la mise en œuvre des MTD doivent être considérés avec les conditions de référence spécifiées (par exemple les périodes de calcul de la moyenne).

Il faut faire une distinction entre la notion de « niveaux associés aux MTD » décrite ci-dessus et le terme « niveau atteignable » utilisé ailleurs dans ce document. Lorsqu'un niveau est dit « atteignable » en utilisant une technique particulière ou une combinaison de techniques, cela doit être compris comme signifiant que l'on peut s'attendre à atteindre ce niveau sur une longue période de temps dans une installation ou un process bien entretenu(e) et bien exploité(e) utilisant ces techniques, bien que les conditions particulières (par ex. conditions techniques, coûts, effets croisés) qui permettent l'atteinte de ce niveau peuvent faire que ce niveau n'est pas considéré comme MTD

en général.

Lorsqu'elles sont disponibles, les données concernant les coûts sont communiquées avec la description des techniques présentées dans les chapitres précédents. On peut ainsi se faire une idée approximative de l'ampleur des coûts correspondants. Toutefois, le coût réel de la mise en œuvre d'une technique dépend grandement de la situation locale comme, par exemple, des taxes et droits applicables ainsi que des caractéristiques techniques de l'installation concernée. Dans ce document, il n'est pas possible d'évaluer complètement l'effet de tels facteurs spécifiques à chaque site. En l'absence de données concernant les coûts, les conclusions relatives à la viabilité économique des techniques sont fondées sur des observations portant sur des installations existantes.

L'intention est que les MTD générales présentées dans ce chapitre soient une référence sur laquelle s'appuyer pour apprécier la performance d'une installation existante ou pour évaluer une proposition dans le cadre d'une installation nouvelle. De cette façon, elles contribueront à la détermination, pour l'installation, des conditions de fonctionnement adéquates « basées sur les MTD » ou à l'élaboration de « prescriptions générales » conformément à l'article 9 (8). Il est probable que des installations nouvelles pourront être conçues de façon à atteindre, voire à dépasser, les niveaux des MTD générales présentées ici, et que des installations existantes pourront aussi tendre vers ces mêmes niveaux des MTD générales voire mieux, selon la faisabilité technique et économique des techniques dans chaque cas.

Bien que les BREF ne fixent pas de normes légalement prescriptives, leur but est de fournir des informations pour guider les industriels, les États Membres et le public, sur les niveaux d'émissions et de consommations attendus de la mise en œuvre des techniques en question. Les valeurs limites adaptées à chaque cas spécifique devront être déterminées en tenant compte des objectifs de la directive IPPC et des conditions locales.

Problématiques supplémentaires spécifiquement développées pour ce BREF

Relation entre les Valeurs Limites d'Émissions et les niveaux de performance associés à l'utilisation des MTD :

En Europe, de nombreuses usines d'incinération ont fait l'objet de réglementations spécifiques sur leurs émissions atmosphériques – et dans certains cas, depuis de nombreuses années déjà. Ces réglementations incluent le respect de valeurs limites d'émissions (VLE) pour certaines substances émises dans l'air. La réglementation européenne la plus récente est la Directive 2000/76/CE, qui fixe des conditions d'exploitation et des VLE applicables dans la majorité des cas où des déchets sont brûlés dans des installations industrielles.

Pour l'interprétation des niveaux d'émissions et de performance associés à la mise en œuvre des MTD tel que présentés dans ce chapitre, il est essentiel que le lecteur comprenne ce qui suit :

- les niveaux d'émissions et de performance associés à la mise en œuvre des MTD sont de natures différentes des VLE
- au sein de l'Europe des 25, les VLE sont fixées et mises en œuvre de manières différentes, du fait que la compétence en la matière est nationale ou locale
- les niveaux d'émissions et de performance donnés ici sont les niveaux de performance attendus en exploitation lorsque l'on met en œuvre les MTD
- la conformité avec les VLE, fixées par les autorisations et la réglementation, conduit naturellement à des niveaux en exploitation inférieurs à ces VLE
- il est important de noter que, pour une installation particulière, abaisser un niveau d'émissions au sein de la plage de niveaux d'émissions associés à la mise en œuvre des MTD présentée ici

peut ne pas être la meilleure solution d'un point de vue global si l'on considère les coûts associés et les effets croisés. De plus, il peut y avoir antagonisme entre eux, c'est-à-dire que la diminution d'un rejet donné peut entraîner l'augmentation d'un autre rejet. Pour ces raisons, on ne s'attend pas qu'une installation soit exploitée en cherchant à atteindre les plus bas niveaux des plages associés à la mise en œuvre des MTD.

Les VLE présentes dans les différentes réglementations applicables à l'incinération ont été utilisées dans le cadre des contrats de fourniture d'équipements comme niveaux de performance minimum garantie par les fournisseurs, à respecter dans les conditions de fonctionnement les plus défavorables. Ceci conduit à obtenir sur certaines installations d'incinération des émissions en exploitation nettement inférieures aux VLE (voir en particulier la Section 3.2). Il est donc important de comprendre la différence entre les niveaux de performance obtenus en exploitation lorsque l'on met en œuvre les MTD, et les VLE, de valeur nécessairement plus élevée, qui ont induit ces niveaux de performance.

Par exemple, si la VLE pour le HCl est fixée à 10 mg/Nm³, le fournisseur d'une technologie particulière pourrait proposer, dans son contrat de fourniture d'équipements, une garantie de performance aux alentours de 7-8 mg/Nm³. Dans une telle situation, l'installation pourra alors fonctionner dans une plage de 1-5 mg/Nm³, avec quelques variations transitoires au-delà de ces chiffres.

Exemple concret concernant les émissions de poussières (VLE et émissions mesurées) sur une installation d'incinération de déchets municipaux située dans un Etat Membre (données de l'année 2001) :

- VLE fixée dans l'autorisation d'exploiter : 15 mg/Nm³ (moyenne ½h)
- amplitude des valeurs mesurées : 0 - 12,6 mg/Nm³ (moyenne ½h)
- valeurs moyennes mensuelles (basées sur toutes les valeurs moyennes ½h) : 0,4 - 1,8 mg/Nm³
- valeurs moyennes annuelles (basées sur toutes les valeurs moyennes ½h) : 0,8 mg/Nm³

On peut voir que les valeurs d'émissions moyennes sont proches du niveau bas de l'amplitude mesurée et bien inférieures à la VLE fixée dans cet exemple. Cependant il faut noter que les relations entre VLE et résultats en exploitation ne seront pas nécessairement les mêmes que ceux-là dans d'autres cas ou dans d'autres secteurs industriels.

Dans le cas de certaines substances et de certaines technologies, chercher à réduire une VLE peut entraîner des difficultés à garantir le niveau d'émissions le plus bas. Ceci peut alors conduire à adopter une autre technique et nécessiter la révision de l'ensemble de la conception de l'installation.

Chercher seulement à réduire les VLE dans l'air, sans considérer la performance globale de l'installation, peut, tout en apportant une amélioration sur un point particulier, entraîner une dégradation de la performance globale de l'installation et/ou des coûts importants. Cela est généralement confirmé pour ce secteur par les résultats des études européennes d'évaluation de l'impact sur la santé – qui, sur la base de faits tangibles et des performances actuelles en terme d'émissions, indiquent que les impacts locaux des émissions des incinérateurs dans l'air sont négligeables ou indétectables. [64, TWGComments, 2003]

Les niveaux d'émissions et de performance associés à la mise en œuvre des MTD tels que présentés dans ce chapitre sont donnés, le cas échéant, avec les conditions de référence sous lesquelles ils s'appliquent, par exemple les périodes de temps pour la surveillance des polluants et pour l'échantillonnage. Pour les émissions atmosphériques, les concentrations proposées sont rapportées aux conditions suivantes : 11% d'oxygène, gaz sec, température 273 K et pression 101,3 kPa.

Combinaison des MTD relatives à l'incinération des déchets listées dans ce chapitre :

Quand on considère les MTD décrites ici pour l'incinération des déchets, il est important de considérer que la solution optimale pour une installation d'incinération particulière prise dans son ensemble, varie selon les conditions locales. Les MTD présentées ici ne sont pas une liste de conditions à remplir garantissant la solution locale optimale ; en effet, cela nécessiterait la prise en compte des conditions locales à un degré qu'il n'est pas possible d'atteindre dans un document présentant les MTD en général tel que celui-ci. Par conséquent, il est peu probable qu'une simple combinaison des MTD générales décrites ici, sans prise en compte des conditions locales, aboutisse à la solution locale optimisée vis-à-vis de l'environnement dans son ensemble. [74, TWGComments, 2004]

Relation entre MTD et implantation des installations d'incinération de déchets :

Ce document ne traite pas en lui-même des critères permettant de choisir les sites appropriés pour implanter les usines d'incinération de déchets, mais satisfaire à certaines MTD ne sera possible que si le site d'implantation présente certaines caractéristiques spécifiques. Cependant, le choix du site requiert la prise en compte de nombreux autres critères importants, comme par exemple la disponibilité du site, le transport des déchets vers l'installation, etc.

Par exemple, dans des circonstances locales particulières, il se peut que l'on puisse seulement construire :

- a) soit une installation avec un taux de valorisation énergétique très élevé, mais à un endroit qui induise de grandes distances pour le transport des déchets,
- b) soit une installation avec une faible valorisation énergétique, mais localisée de telle façon que le transport des déchets soit réduit.

Le choix du site résulte donc d'arbitrages entre les avantages et les inconvénients de chacune des implantations possibles. Au final, il est possible que, selon le site choisi, certaines MTD générales présentées ici soient tout simplement inapplicables au niveau d'une installation particulière.

Bien comprendre l'application des MTD décrites dans ce chapitre :

Ce BREF s'applique à différents types de déchets (par ex. déchets dangereux, déchets municipaux, boues) dont les caractéristiques varient fortement d'un type à l'autre, et même au sein d'un même type, par exemple : dimension des éléments, PCI, teneur en eau et en cendres, nature et concentrations en polluants. Ainsi quand on considère les MTD présentées dans ce chapitre, il faut toujours vérifier l'applicabilité des techniques décrites dans le chapitre 4 au cas particulier de l'installation considérée. L'Article 9 (4) de la Directive prend cela en compte en précisant que les conditions du permis doivent être fondées sur les MTD « *sans prescrire l'utilisation d'une technique ou d'une technologie spécifique, mais en prenant en considération les caractéristiques techniques de l'installation concernée, son implantation géographique et les conditions environnementales locales.* »

Les MTD listées dans ce chapitre incluent des MTD génériques (voir § 5.1) et des MTD spécifiques à certains types de déchets (voir § 5.2, 5.3, 5.4, 5.5 et 5.6). Les MTD génériques sont applicables de façon générale à tous les types d'installations d'incinération de déchets. Les MTD spécifiques sont celles supposées applicables de façon générale aux installations traitant principalement ou exclusivement certains types de déchets (c.-à-d. les installations dédiées). Dans le cas des installations recevant plusieurs types de déchets, une combinaison des MTD spécifiques peut être considérée comme MTD ; cependant, aucune estimation de quand et comment combiner ces

techniques n'étant faite ici, une analyse du cas particulier de l'installation sera nécessaire.

Ensemble des MTD à considérer pour un cas particulier	
MTD génériques +	MTD spécifiques à certains types de déchets
tel que décrit en § 5.1	Incinération de déchets municipaux – section 5.2
	Déchets municipaux prétraités (y compris les combustibles issus de déchets) – section 5.3
	Incinération de déchets dangereux – section 5.4
	Incinération de boues de stations d'épuration – section 5.5
	Incinération de déchets d'activités de soins à risques infectieux – section 5.6

Tableau 5.1: Comment combiner les MTD génériques et spécifiques pour un cas particulier

Etant donné qu'il est impossible d'être exhaustif, que le secteur industriel est par nature évolutif et que ce document reflète la situation à un moment donné, il est possible que des techniques non décrites dans ce chapitre atteignent ou dépassent les critères des MTD établies ci-après.

5.1 MTD génériques pour tout type d'incinération de déchets

Les MTD génériques décrites dans cette section sont complétées, dans les sections suivantes, par des MTD spécifiques à l'incinération de certains types de déchets.

On considère qu'en général, pour une installation d'incinération de déchets donnée, la combinaison des MTD génériques listées ici (section 5.1) avec les MTD spécifiques à certains types de déchets listées dans les sections 5.2 à 5.6 représente un point de départ pour la détermination des techniques et conditions de fonctionnement appropriées à la situation locale de cette installation. L'objectif est donc l'optimisation de l'installation étudiée dans sa situation propre, à partir des informations MTD données ci-après ainsi que des conditions locales.

Pour l'incinération des déchets, les conditions locales à prendre en compte incluent généralement, entre autres :

- les conditions environnementales locales, par exemple la disponibilité de certaines ressources ou encore la qualité environnementale ambiante qui peut influencer sur les niveaux de performances exigés pour l'installation en ce qui concerne ses rejets
- la nature particulière des déchets produits localement et l'impact de la politique de gestion des déchets sur le type et la nature des déchets reçus sur l'installation
- le coût et la faisabilité de la mise en œuvre d'une technique particulière au regard des bénéfices potentiels que l'on peut en tirer – ceci est particulièrement important quand on s'intéresse à la performance des installations existantes
- les possibilités de valorisation/élimination des résidus de process et les prix des différentes options possibles
- les possibilités de vente de l'énergie valorisée à partir des déchets et les tarifs associés
- les tolérances économiques (marché) et politiques à l'accroissement du coût résiduel de traitement résultant de techniques plus performantes.

Ainsi, afin d'assurer des niveaux de performance généralement compatibles avec les MTD, on considère comme MTD de manière générale pour l'incinération des déchets, en combinaison avec les MTD spécifiques à l'incinération de certains flux de déchets, les techniques suivantes :

1. le choix d'une conception d'installation adaptée aux caractéristiques des déchets reçus, tel que décrit en 4.1.1, 4.2.1 et 4.2.3
2. l'entretien du site de manière à ce que ce dernier soit propre et en ordre, tel que décrit en 4.1.2
3. maintenir tous les équipements en bon état de fonctionnement. Pour ce faire, effectuer des inspections de maintenance et mettre en œuvre une maintenance préventive.
4. établir et maintenir des contrôles sur la qualité des déchets entrants, en se basant sur les types de déchets qui peuvent être reçus par l'installation, tel que décrit dans les paragraphes :
 - 4.1.3.1 Fixer les limites d'admission pour les déchets entrants et identifier les risques clés, et
 - 4.1.3.2 Communication avec les apporteurs de déchets afin d'améliorer les contrôles sur la qualité des déchets entrants, et
 - 4.1.3.3 Contrôle sur site de la qualité des déchets alimentant le four, et
 - 4.1.3.4 Vérification, échantillonnage et tests sur les déchets entrants, et
 - 4.1.3.5 Détecteurs de radioactivité
5. le stockage des déchets selon une évaluation des risques liés à leurs propriétés, de telle sorte que

le risque de rejets/relargages potentiellement polluants soit minimisé. En général il est considéré comme MTD de stocker les déchets dans des zones ayant des surfaces étanches et résistantes, avec une évacuation contrôlée et séparée, tel que décrit en 4.1.4.1.

6. mettre en œuvre des techniques et des procédures permettant de réduire et de gérer au mieux le temps de stockage des déchets, tel que décrit en 4.1.4.2, afin notamment de réduire les risques de rejets/relargages au niveau des zones de stockage des déchets ainsi que les risques de détérioration des containers ; tout cela afin de réduire, au final, les risques de rencontrer des difficultés lors du traitement. En général il est considéré comme MTD :
 - d'éviter que les volumes de déchets stockés n'excèdent les capacités de stockage
 - autant que possible, de contrôler et de gérer les apports de déchets. Pour ce faire, communiquer avec les apporteurs de déchets, etc.
7. minimiser le dégagement d'odeurs (et autres dégagements fugitifs potentiels) des zones de stockage de déchets (y compris au niveau des fosses et des cuves de stockage, mais en excluant les déchets de faible volume stockés en containers) et des zones de prétraitement de déchets en aspirant l'air et en l'envoyant dans le four pour servir d'air de combustion (voir 4.1.4.4). De plus, il est également considéré comme MTD de prendre les mesures nécessaires pour le contrôle des odeurs (et autres dégagements fugitifs potentiels) lorsque l'incinérateur est à l'arrêt (par ex. pendant les opérations de maintenance). Pour ce faire :
 - a. éviter de surcharger les zones de stockage de déchets, et/ou
 - b. extraire l'air et l'envoyer dans un système auxiliaire de contrôle des odeurs
8. le stockage séparé des déchets selon une évaluation des risques liés à leurs caractéristiques chimiques et physiques afin que le stockage et le process d'incinération se déroulent en toute sécurité, tel que décrit en 4.1.4.5
9. un étiquetage clair des déchets stockés en containers de sorte qu'ils puissent être identifiés à tout moment, tel que décrit en 4.1.4.6.
10. la mise en œuvre d'un plan de prévention, de détection et de lutte contre les incendies (décrit en 4.1.4.7), en particulier pour :
 - les zones de stockage et de prétraitement des déchets
 - les zones d'alimentation des trémies des fours
 - les équipements électriques et de contrôle / commande
 - les filtres à manches et les filtres à lit statique

Il est généralement considéré comme MTD que le plan mis en œuvre inclut l'utilisation :

- a. d'un système automatique de détection d'incendie avec système d'alarme, et
 - b. d'un système manuel ou automatique d'intervention et de lutte contre l'incendie, tel que jugé nécessaire par l'analyse des risques effectuée
11. l'homogénéisation (par ex. le mélange au grappin) ou le prétraitement complémentaire (par ex. le mélange de déchets liquides et pâteux, ou le broyage de déchets solides) des déchets hétérogènes tel que nécessaire pour satisfaire aux spécifications techniques de l'installation de combustion en terme de déchets entrants (4.1.5.1). Concernant le degré d'utilisation des opérations d'homogénéisation et de prétraitement, il est tout particulièrement important de prendre en compte les effets croisés (par ex. consommation énergétique, bruit, odeurs ou autres dégagements) des systèmes de prétraitement les plus conséquents (par ex. le broyage). Le prétraitement pourra s'avérer indispensable dans le cas d'une installation conçue pour recevoir des déchets homogènes à plage de spécification étroite.

12. l'utilisation des techniques décrites en 4.1.5.5 ou 4.6.4, pour autant qu'elles soient viables techniquement et économiquement, afin d'extraire les métaux ferreux et non ferreux en vue de leur recyclage soit :
 - a. après incinération, à partir des mâchefers, ou
 - b. dans le cas où les déchets sont broyés (par exemple pour certains systèmes de combustion particuliers), à partir des déchets broyés avant que ceux-ci soient incinérés.
13. permettre au personnel d'exploitation de surveiller visuellement la zone de stockage de déchets ainsi que les trémies des fours, soit directement, soit via des écrans de contrôle vidéo ou systèmes similaires, tel que décrit en 4.1.6.1
14. la réduction des entrées d'air parasites dans la chambre de combustion par le circuit d'alimentation des fours en déchets ou d'autres voies, tel que décrit en 4.1.6.4
15. le recours à la modélisation des écoulement pouvant aider en fournissant des informations, tant pour les installations nouvelles que pour les installations existantes, lorsque l'on rencontre des difficultés avec les performances de combustion ou celles du système de traitement des fumées (tel que décrit en 4.2.2), et à fournir des informations pour :
 - a. optimiser la géométrie du four et de la chaudière afin d'améliorer les performances de combustion, et
 - b. optimiser l'injection d'air de combustion afin d'améliorer les performances de combustion, et
 - c. en cas d'utilisation d'un système SNCR ou SCR, optimiser l'injection de réactifs afin d'améliorer l'efficacité de l'abattement des NOx, tout en minimisant la formation de protoxyde d'azote et d'ammoniac ainsi que la consommation de réactifs (voir les sections générales sur la SCR et la SNCR en 4.4.4.1 et 4.4.4.2).
16. afin de réduire de façon globale les émissions, adopter des modes d'exploitation et mettre en œuvre des procédures (par ex. fonctionnement de l'installation en continu plutôt qu'en discontinu, systèmes de maintenance préventive) permettant de minimiser autant que possible les opérations d'arrêt et de redémarrage des fours, qu'elles soient planifiées ou non, tel que décrit en 4.2.5
17. avoir une philosophie relative au contrôle de la combustion, identifier des paramètres clés et utiliser un système de contrôle-commande de la combustion permettant de surveiller ces paramètres et de les maintenir à des niveaux appropriés, afin d'obtenir de bonnes performances de combustion, tel que décrit en 4.2.6. Les techniques à envisager pour le contrôle de la combustion peuvent inclure l'utilisation de caméras infrarouge (voir 4.2.7), ou d'autres systèmes tels que des mesures par ultra-sons ou des mesures de température différentielle
18. l'optimisation et le contrôle des conditions de combustion par une combinaison des éléments suivants :
 - a. le contrôle de l'alimentation en air (oxygène), de sa distribution dans le four et de sa température, y compris de son mélange avec les gaz de combustion
 - b. le contrôle de la température de combustion et de sa distribution dans le foyer, et
 - c. le contrôle du temps de séjour des gaz de combustion.

Des techniques permettant d'atteindre ces objectifs sont décrites en :

4.2.8 Optimisation de la stoechiométrie de l'alimentation en air de combustion

4.2.9 Optimisation et distribution de l'alimentation en air primaire

4.2.11 Optimisation et distribution de l'injection d'air secondaire

4.2.19 Optimisation du temps de séjour, de la température et de la turbulence des gaz dans la zone de combustion, ainsi que des concentrations en oxygène

4.2.4 Design pour augmenter la turbulence dans la chambre de combustion secondaire

19. en général il est considéré comme MTD de mettre en œuvre les conditions de fonctionnement (c.-à-d. températures, temps de séjour et turbulence) spécifiées dans l'article 6 de la Directive 2000/76/CE.

Il faut généralement éviter de mettre en œuvre des conditions de fonctionnement allant plus loin que celles requises pour une destruction efficace des déchets.

La mise en œuvre d'autres conditions de fonctionnement peut également être considérée comme MTD – à condition que ces dernières assurent un niveau de performance similaire ou meilleur d'un point de vue environnemental global. Par exemple, quand il a été montré que l'incinération à des températures inférieures à 1 100 °C (comme cela est demandé pour certains déchets dangereux dans la directive 2000/76/CE) assure un niveau de performance similaire ou meilleur d'un point de vue environnemental global, l'utilisation de telles températures est considérée comme MTD.

20. le préchauffage de l'air primaire pour les déchets à faible pouvoir calorifique, en utilisant la chaleur récupérée sur l'installation, dans les situations où cela entraîne une amélioration des performances de combustion (par ex. incinération de déchets ayant un faible PCI ou un fort taux d'humidité), tel que décrit en 4.2.10. En général cette technique n'est pas applicable aux incinérateurs de déchets dangereux
21. l'utilisation de brûleur(s) auxiliaire(s) en phase de démarrage et d'arrêt, ainsi que pour le maintien en permanence des températures de combustion aux niveaux requis (selon les types de déchets incinérés) tant que des déchets imbrûlés se trouvent dans le four, tel que décrit en 4.2.20
22. la récupération de chaleur au niveau du four (par ex. par utilisation de parois refroidies à l'eau pour les fours à grille et/ou les chambres de combustion secondaire) ainsi que l'isolation thermique du four (par ex. utilisation de matériaux réfractaires ou autres types de revêtements) qui, en fonction du PCI et de la nature corrosive des déchets incinérés, assure :
 - a. une rétention de chaleur adéquate dans le four (les déchets à faible PCI nécessitent une plus grande rétention de chaleur que les autres)
 - b. une récupération supplémentaire de chaleur en vue d'une valorisation énergétique (les déchets à fort PCI peuvent permettre/nécessiter une récupération de chaleur accrue dès les premières zones du four)

Les conditions sous lesquelles les différentes techniques peuvent être appliquées sont décrites en 4.2.22 et 4.3.12

23. un four (y compris les chambres de combustion secondaire, etc.) aux dimensions suffisamment grandes pour permettre une bonne combinaison entre le temps de séjour et les températures des gaz, de sorte que les réactions de combustion puissent être quasiment complètes et qu'elles entraînent des émissions faibles et stables en CO et COV, tel que décrit en 4.2.23
24. dans le cas où l'on utilise un procédé de gazéification ou de pyrolyse, afin d'éviter la génération de déchets, il est considéré comme MTD de :
 - a. combiner l'étape de gazéification ou de pyrolyse avec une étape de combustion ultérieure mettant en œuvre une récupération de l'énergie ainsi qu'un traitement des gaz de combustion de façon à ce que les niveaux d'émissions atmosphériques de l'installation soient compris dans les plages d'émissions associées à la mise en œuvre des MTD, telles que décrites dans ce chapitre, et/ou
 - b. valoriser ou fournir à un client pour valorisation les substances non brûlées (solides, liquides ou gazeuses)

25. de façon à éviter des problèmes d'exploitation pouvant être causés, à des températures élevées, par des cendres volantes « collantes », utiliser une conception de chaudière qui permette de réduire suffisamment les températures des gaz avant l'attaque des faisceaux d'échangeurs de chaleur convectifs (par ex. disposer de suffisamment de passages vides à l'intérieur du four/chaudière et/ou de parois refroidies à l'eau ou d'autres techniques qui permettent le refroidissement des gaz), tel que décrit en 4.2.23 et 4.3.11. Concrètement, la température des gaz au-delà de laquelle l'encrassement devient important dépend à la fois du type de déchets et des paramètres de la vapeur. En général, pour les déchets municipaux, cette température est habituellement de l'ordre de 600 – 750 °C ; elle est plus basse pour les déchets dangereux, et plus élevée pour les boues de stations d'épuration. Des échangeurs de chaleur radiatifs, tels que les surchauffeurs platten à panneaux radiatifs, peuvent être utilisés à des températures de gaz plus élevées que d'autres technologies (voir 4.3.14).
26. l'optimisation globale de l'efficacité énergétique et de la valorisation énergétique de l'installation, en prenant en compte la faisabilité technico-économique (notamment, en faisant particulièrement référence à la forte corrosivité des gaz de combustion issus de l'incinération d'un grand nombre de déchets, par ex. des déchets chlorés), ainsi que la présence d'utilisateurs pour l'énergie ainsi récupérée, tel que décrit en 4.3.1, et en général :
- a. réduire les pertes d'énergie sur les fumées, en utilisant une combinaison des techniques décrites en 4.3.2 et 4.3.5
 - b. utiliser une chaudière pour récupérer l'énergie des gaz de combustion afin de produire de l'électricité et/ou de fournir de la vapeur/chaleur, et ce avec un rendement thermique de chaudière de :
 - i. au moins 80 % dans le cas des déchets municipaux en mélange (réf. Tableau 3.46)
 - ii. 80 à 90 % dans le cas de déchets municipaux prétraités (ou déchets similaires) traités dans un four à lit fluidisé
 - iii. au-dessus de 60 et jusqu'à 70 % dans le cas des déchets dangereux entraînant des risques accrus de corrosion de la chaudière (typiquement du fait de leur teneur en chlore/soufre)
 - iv. 60 à 90 %, en général, pour les autres déchets
 - c. pour les process de gazéification et de pyrolyse qui sont combinés avec une étape de post-combustion, utiliser une chaudière avec un rendement thermique d'au moins 80 %, ou utiliser un moteur à gaz ou autre équipement générateur d'électricité
27. lorsque cela est possible, passer, avec des utilisateurs importants de chaleur/vapeur, des contrats de fourniture de chaleur/vapeur à long terme et destinés à couvrir la charge de base de ces utilisateurs (voir 4.3.1), de façon à ce que la demande en énergie soit plus régulière et que, par conséquent, une part plus importante de l'énergie contenue dans les déchets incinérés soit valorisée.
28. l'implantation de nouvelles installations de telle sorte que l'utilisation de la chaleur et/ou de la vapeur générées par la chaudière puisse être maximisée via une ou plusieurs des voies suivantes :
- a. production d'électricité et fourniture de chaleur ou de vapeur (c.-à-d. co-génération)
 - b. fourniture de chaleur ou de vapeur à des réseaux de chauffage urbain
 - c. fourniture de vapeur de process pour diverses utilisations, principalement industrielles (voir exemples en 4.3.18)
 - d. fourniture de chaleur ou de vapeur pour utilisation dans des systèmes de refroidissement/climatisation

Le choix du site d'implantation pour une installation nouvelle est un processus complexe qui implique de nombreux facteurs locaux (par ex. transport des déchets, présence d'utilisateurs

pour l'énergie récupérée, etc.) ; ces facteurs locaux sont abordés dans l'article 9(4) de la directive IPPC.

La production d'électricité seule [NdT : c-à-d. sans fourniture de chaleur/vapeur] peut représenter la meilleure option de valorisation énergétique dans des cas particuliers où les conditions locales empêchent la valorisation de l'énergie issue des déchets sous forme de chaleur/vapeur.

29. dans le cas où il y a production d'électricité, optimiser les paramètres de la vapeur (tout en tenant compte des exigences des utilisateurs de la chaleur/vapeur produite), en prenant notamment en considération les éléments suivants (voir 4.3.8) :
 - a. fonctionnement à des paramètres de vapeur plus élevés dans le but d'accroître la production électrique, et
 - b. protection de la chaudière en utilisant des matériaux spécifiquement adaptés (par ex. revêtements ou tubes de chaudière faits en matériaux spéciaux)

Les paramètres optimaux de la vapeur pour une installation donnée sont fortement dépendants de la corrosivité des gaz de combustion et, par conséquent, de la composition des déchets.

30. le choix d'une turbine :
 - a. bien adaptée à la fourniture d'électricité et de chaleur, tel que décrit en 4.3.7
 - b. engendrant un rendement électrique élevé
31. pour des installations nouvelles ou des installations existantes en rénovation, dans le cas où la valorisation électrique est prioritaire devant la valorisation de chaleur, minimiser la pression du condenseur, tel que décrit en 4.3.9
32. la minimisation de la consommation énergétique de l'installation dans son ensemble, en prenant notamment en considération les éléments suivants (voir 4.3.6) :
 - a. pour un même niveau de performances, choisir les techniques à faible consommation énergétique plutôt que celles à forte consommation
 - b. autant que faire se peut, disposer les éléments du système de traitement des fumées de façon à éviter de devoir les réchauffer (c.-à-d. placer les équipements nécessitant des températures élevées des gaz en amont de ceux nécessitant de moindres températures)
 - c. lorsqu'est utilisé un système SCR :
 - i. utiliser des échangeurs de chaleur permettant de réchauffer les gaz en entrée du système SCR grâce à l'énergie des gaz en sortie
 - ii. de façon générale, choisir le système SCR qui, pour un même niveau de performances (y compris en terme de disponibilité/encrassement et d'efficacité d'abattement), a la plus faible température de fonctionnement
 - d. lorsqu'un réchauffage des gaz est nécessaire, utiliser des échangeurs de chaleur de façon à minimiser la consommation d'énergie externe liée au réchauffage des gaz
 - e. éviter l'utilisation d'énergies primaires en utilisant préférentiellement l'énergie produite sur site plutôt que celle provenant de sources extérieures
33. lorsqu'un système de refroidissement est nécessaire, choisir le type de système de refroidissement (permettant de condenser la vapeur) le mieux adapté aux conditions environnementales locales, en prenant particulièrement en compte les impacts des effets croisés potentiels, tel que décrit en 4.3.10
34. l'utilisation d'une combinaison de techniques de nettoyage de la chaudière *on-line* et *off-line*, de façon à réduire le temps de séjour et l'accumulation des poussières dans la chaudière, tel que décrit en 4.3.19

35. l'utilisation d'un système global de traitement des fumées qui, combiné avec l'installation dans son ensemble, permet généralement d'atteindre les niveaux d'émissions dans l'air en exploitation associés à la mise en œuvre des MTD listés dans le Tableau 5.2.

Substance(s)	Tableau 5.2 : Plages de niveaux d'émissions dans l'air associés à la mise en œuvre des MTD (voir remarques ci-dessous) (en mg/Nm ³ si non spécifié autrement)			
	Mesures ponctuelles	Moyenne semi-horaire	Moyenne journalière	Commentaires
Poussières totales		1 - 20 (voir <i>split view 2</i>)	1 - 5	En général, l'utilisation de filtres à manches permet d'atteindre les niveaux les plus bas de ces plages d'émissions. Il est très important de mettre en œuvre une maintenance efficace des systèmes de dépoussiérage. La consommation énergétique peut augmenter lorsque l'on cherche à abaisser les moyennes d'émissions. Le fait de contrôler les niveaux d'émissions de poussières permet généralement de réduire, par la même occasion, les émissions de métaux.
Chlorure d'hydrogène (HCl)		1 - 50	1 - 8	Le contrôle, l'homogénéisation et le mélange des déchets peuvent réduire les fluctuations de concentrations des gaz bruts, qui peuvent conduire à des pics d'émissions. Les systèmes de traitement des fumées humides sont ceux qui ont généralement la plus grande capacité d'absorption et qui permettent d'atteindre les niveaux d'émissions les plus bas pour ces substances, mais qui sont généralement les plus chers. Voir le Tableau 5.3 pour des considérations sur les critères de choix entre les principaux systèmes de traitement des fumées, y compris des considérations sur les effets croisés.
Fluorure d'hydrogène (HF)		< 2 (voir <i>split view 2</i>)	< 1	
Dioxyde de soufre (SO₂)		1 - 150 (voir <i>split view 2</i>)	1 - 40 (voir <i>split view 2</i>)	
Monoxyde d'azote (NO) et dioxyde d'azote (NO₂), exprimés en dioxyde d'azote, pour les installations utilisant un système SCR		40 - 300 (voir <i>split view 2</i>)	40 - 100 (voir <i>split view 2</i>)	Des techniques de contrôle des déchets et de la combustion, couplées avec un système SCR, permettent généralement un fonctionnement à l'intérieur de ces plages d'émissions. L'utilisation d'un système SCR implique une consommation énergétique et des coûts supplémentaires. En général l'utilisation d'un système SCR entraîne un moindre coût supplémentaire par tonne de déchets traités sur les plus grandes installations. Des déchets à forte teneur en N peuvent entraîner des concentrations en NOx accrues dans les gaz bruts.
Monoxyde d'azote (NO) et dioxyde d'azote (NO₂), exprimés en dioxyde d'azote, pour les installations n'utilisant pas un système SCR		30 - 350	120 - 180	Des techniques de contrôle des déchets et de la combustion, couplées avec un système SNCR, permettent généralement un fonctionnement à l'intérieur de ces plages d'émissions. Atteindre des moyennes journalières inférieures à cette gamme de valeurs nécessite généralement un système SCR (bien que des niveaux d'émissions inférieurs à 70 mg/Nm ³ aient été atteints en utilisant un système SNCR, par ex. lorsque la teneur des gaz bruts en NOx est faible et/ou avec des taux d'injection de réactifs élevés). Lorsque le système SNCR fonctionne avec des taux élevés d'injection de réactifs, la fuite de NH ₃ qui en résulte peut être contrôlée en utilisant un système de traitement des fumées humide avec, ensuite, des mesures appropriées pour traiter les effluents chargés en ammoniac qui en résultent. Des déchets à forte teneur en N peuvent entraîner des concentrations en NOx accrues dans les gaz bruts. (Voir aussi la remarque 8 ci-dessous concernant le cas des petites installations)
Substances organiques sous forme de gaz et de vapeur, exprimées en COT		1 - 20	1 - 10	Les techniques qui améliorent les conditions de combustion permettent de réduire les émissions de ces substances. Les niveaux d'émissions de ces substances ne sont, en général, guère influencés par le système de traitement des fumées. Les niveaux d'émissions de CO peuvent être plus élevés pendant les phases d'arrêt et démarrage, ainsi que dans le cas de chaudières nouvelles qui n'ont pas encore atteint leur niveau normal d'encrassement.
Monoxyde de carbone (CO)		5 - 100	5 - 30	

Mercure et ses composés (exprimés en Hg)	< 0,05 (voir <i>split view 2</i>)	0,001 - 0,03	0,001 - 0,02	L'adsorption à l'aide de réactifs à base de carbone est généralement nécessaire pour atteindre ces niveaux d'émissions sur un grand nombre de déchets – du fait que les émissions de Hg métallique sont plus difficiles à contrôler que celles de Hg ionique. Les techniques et les performances d'abattement requises dépendront des niveaux et de la distribution de Hg dans les déchets. Certains flux de déchets ont des concentrations très fortement variables en Hg – le prétraitement des déchets peut alors s'avérer nécessaire dans de tels cas afin d'éviter les pics de Hg dans les gaz bruts qui dépasseraient la capacité du système de traitement des fumées. Le contrôle continu du Hg n'est <u>pas</u> exigé par la directive 2000/76/CE, mais a été mis en œuvre dans certains États Membres.
Cadmium et thallium totaux (et leurs composés, exprimés en métaux)	0,005 - 0,05 (voir <i>split view 2</i>)			Voir les commentaires pour le Hg. La volatilité de ces métaux étant plus faible que celle du Hg, les techniques de contrôle des émissions de poussières et des autres métaux seront plus efficaces pour contrôler les émissions de ces substances que pour contrôler celles du Hg.
Σ autres métaux	0,005 - 0,5			Les techniques qui contrôlent les émissions de poussières permettent généralement de contrôler aussi les émissions de ces métaux.
Dioxines et furannes (ng TEQ/Nm³)	0,01 - 0,1 (voir <i>split view 2</i>)			Les techniques de combustion détruisent les PCDD/F présents dans les déchets. Une conception spécifique ainsi que des contrôles de la température limitent la synthèse <i>de novo</i> . En complément de ces mesures, des techniques d'abattement utilisant des absorbants à base de carbone réduisent les émissions finales en PCDD/F jusqu'à des niveaux compris dans cette plage de valeurs. Une augmentation des taux d'injection d'absorbants à base de carbone peut permettre d'atteindre des niveaux d'émissions dans l'air jusqu'à 0,001 ng TEQ/Nm ³ , mais entraînera une augmentation des consommations ainsi que de la production de résidus.

Substances non incluses dans la directive 2000/76/CE sur l'incinération des déchets :				
Ammoniac (NH ₃)	< 10	1 - 10	< 10 (voir <i>split view</i> 1)	Un contrôle efficace des systèmes dé-NOx, y compris vis-à-vis du dosage de réactifs, contribue à réduire les émissions de NH ₃ . Les laveurs humides absorbent le NH ₃ qui est alors transféré dans le flux d'effluents.
Benzo[a]pyrène	Pour ces substances, il n'y avait pas suffisamment de données pour en tirer une conclusion ferme sur les niveaux d'émissions associés aux MTD. Néanmoins, les données fournies au Chapitre 3 indiquent que leurs niveaux d'émissions sont généralement faibles. Les émissions de PCB, HAP et benzo[a]pyrène peuvent être contrôlées en utilisant les mêmes techniques que celles pour les PCDD/F. Les niveaux d'émissions de N ₂ O sont fonction de la technique de combustion, de l'optimisation de la combustion et de l'optimisation du système SNCR lorsque le réactif utilisé est de l'urée.			Les techniques de contrôle des émissions de PCDD/F permettent également de contrôler celles de benzo[a]pyrène, PCB et HAP.
PCB				Une combustion oxydante efficace ainsi qu'un contrôle efficace des systèmes dé-NOx contribuent à réduire les émissions de N ₂ O. Les niveaux les plus élevés peuvent être observés avec des fours à lit fluidisé fonctionnant à des températures plus faibles, par ex. inférieures à ~900 °C.
HAP				
Protoxyde d'azote (N ₂ O)				

NOTES :

1. Les plages de valeurs fournies dans ce tableau sont les niveaux de performances qui sont généralement attendus en exploitation lorsque l'on met en œuvre les MTD – ce ne sont pas des valeurs limites d'émissions légalement contraignantes (VLE).

2. Σ autres métaux = somme de Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V et leur composés exprimés en métaux.

3. Les mesures ponctuelles sont moyennées sur une période d'échantillonnage comprise entre 30 minutes et 8 heures. Les périodes d'échantillonnage sont en général de l'ordre de 4 à 8 heures pour de telles mesures.

4. Les données sont rapportées aux conditions normales de température et de pression, c'est-à-dire 273 K, pour une pression de 101,3 kPa, avec une teneur en oxygène de 11 % sur gaz sec.

5. Les dioxines et furannes sont calculées en utilisant les facteurs d'équivalence fournis dans la directive 2000/76/CE.

6. Lorsque l'on compare des performances obtenues par rapport à ces plages de valeurs, il est important, dans tous les cas, de tenir compte de l'intervalle de confiance du système de mesure ; en effet, l'erreur relative augmente au fur et à mesure que les concentrations mesurées diminuent et tendent vers des niveaux de détection plus faibles.

7. Les données d'exploitation qui ont permis l'établissement de ces plages de valeurs ont été obtenues selon les codes actuels de bonnes pratiques en terme de contrôle des émissions, qui, en particulier, requièrent des analyseurs avec des échelles instrumentales de 0 – 3 fois les VLE de la directive incinération. Dans le cas de polluants ayant un profil d'émissions très bas mais avec des pics brefs, une attention particulière doit être apportée à l'échelle instrumentale. Par exemple, il a été rapporté, dans certains cas, que le fait de faire passer l'échelle instrumentale, pour la mesure du CO, de 3 fois la VLE de la directive incinération à une valeur 10 fois plus grande multipliait les valeurs mesurées par un facteur 2 - 3. Cela doit être pris en compte lorsque l'on interprète ce tableau.

8. Il a été rapporté, par un Etat Membre, que, dans certains cas, des difficultés techniques avaient été rencontrées lors de la mise en œuvre, a posteriori, de systèmes SNCR sur des installations existantes d'incinération de déchets municipaux de petites capacités, et également que la rentabilité (c.-à-d. le coût par unité de quantité de NOx abattu) de l'abattement de NOx (par ex. avec un système SNCR) était moindre dans le cas des petits incinérateurs de déchets municipaux (c.-à-d. ceux d'une capacité < 6 tonnes/heure).

SPLIT VIEWS [NdT : Les “split views” sont les divergences de vue au sein du Groupe de Travail qui a élaboré le BREF] :

1 MTD 35 : En se basant sur leur connaissance des performances d'installations existantes, quelques États Membres ainsi que l'ONG Environnementale ont exprimé une divergence de vue sur la plage de niveaux d'émissions (en moyenne journalière) de NH₃ associés à la mise en œuvre des MTD qui devrait être, selon eux, <5 mg/Nm³ (au lieu de <10 mg/Nm³)

2 MTD 35 : Un État Membre ainsi que l'ONG Environnementale ont exprimé des divergences de vue vis-à-vis des plages de valeurs du Tableau 5.2 (émissions dans l'air). Ces divergences de vue sont basées sur leur connaissance des performances d'un certain nombre d'installations existantes, ainsi que sur leur interprétation des données fournies par le TWG et aussi de celles incluses dans ce document BREF (par ex. dans le Chapitre 3). Les conclusions de la réunion du TWG sont les plages de valeurs du Tableau 5.2, mais avec les divergences de vue suivantes : poussières totales en moyenne semi-horaire : 1 - 10 mg/Nm³ ; NOx (exprimés en NO₂) avec système SCR en moyenne semi-horaire : 30 - 200 mg/Nm³ et en moyenne journalière : 30 - 100 mg/Nm³ ; Hg et ses composés (exprimés en Hg) en mesure ponctuelle : 0,001 - 0,03 mg/Nm³ ; Cd + Tl totaux en mesure ponctuelle : 0,005 - 0,03 mg/Nm³ ; Dioxines et furannes en mesure ponctuelle : 0,01 - 0,05 ng TEQ/Nm³. En se basant sur le même raisonnement, l'ONG Environnementale a aussi exprimé les divergences de vue suivantes : HF en moyenne semi-horaire : <1 mg/Nm³ ; SO₂ en moyenne semi-horaire : 1 - 50 mg/Nm³ et en moyenne journalière : 1 - 25 mg/Nm³.

Tableau 5.2 : Plages de niveaux d'émissions en exploitation associés à la mise en œuvre des MTD pour les rejets atmosphériques des incinérateurs de déchets

36. lors du choix du système global de traitement des fumées, prendre en compte :
- les facteurs généraux décrits en 4.4.1.1 et 4.4.1.3
 - les impacts potentiels sur la consommation énergétique de l'installation, tel que décrits en section 4.4.1.2
 - les questions de compatibilité globale entre process qui peuvent survenir lors de modernisations d'installations existantes (voir 4.4.1.4)
37. lors du choix du type de traitement des fumées (c'est-à-dire humide, semi-humide ou sec), prendre en compte les critères de sélection généraux fournis, en tant qu'exemple, dans le Tableau 5.3 (liste non exhaustive) :

Critères	Système de traitement des fumées humide (H)	Système de traitement des fumées semi-humide (SH)	Système de traitement des fumées sec avec chaux (SC)	Système de traitement des fumées sec avec bicarbonate de soude (SB)	Commentaires
Performances en terme d'émissions dans l'air	+	0	-	0	<ul style="list-style-type: none"> en ce qui concerne le HCl, le HF, le NH₃ et le SO₂, les systèmes humides sont généralement ceux qui permettent d'atteindre les niveaux d'émissions atmosphériques les plus bas chacun des systèmes est généralement combiné avec des équipements complémentaires de dépoussiérage et de contrôle des PCDD/F les systèmes SC peuvent atteindre les mêmes niveaux d'émissions que les systèmes SB et SH, mais seulement s'ils utilisent des taux d'injection de réactifs plus élevés, ce qui entraînera de fait une production accrue de résidus
Production de résidus	+	0	-	0	<ul style="list-style-type: none"> en général, la production de résidus par tonne de déchets traités est plus importante avec les systèmes SC et plus faible avec les systèmes H ; les résidus des systèmes H sont davantage concentrés en polluants la récupération de matières premières à partir des résidus est possible avec les systèmes H via traitement des effluents du laveur, et aussi avec les systèmes SB
Consommation d'eau	-	0	+	+	<ul style="list-style-type: none"> la consommation d'eau est généralement plus élevée avec les systèmes H les systèmes secs utilisent peu ou pas d'eau
Production d'effluents	-	+	+	+	<ul style="list-style-type: none"> les effluents produits par les systèmes H (s'ils ne sont pas évaporés) doivent être traités et généralement rejetés – lorsqu'il est possible de trouver un milieu récepteur apte à recevoir les effluents traités chargés en sels (par ex. le milieu marin), le rejet en lui-même peut alors ne présenter aucun inconvénient significatif retirer l'ammoniac présent dans les effluents peut être complexe
Consommation énergétique	-	0	0	0	<ul style="list-style-type: none"> la consommation énergétique est plus élevée avec les systèmes H, du fait de la demande en énergie des pompes – et elle est encore plus élevée lorsque (comme c'est courant) le système est combiné avec d'autres équipements de traitement des fumées, par ex. des dépoussiéreurs
Consommation de réactifs	+	0	-	0	<ul style="list-style-type: none"> la consommation de réactifs est généralement la plus faible avec les systèmes H la consommation de réactifs est généralement la plus élevée avec les systèmes SC – mais peut être réduite en mettant en œuvre une recirculation des réactifs

					<ul style="list-style-type: none"> • les systèmes SH, SC et SB peuvent tirer des bénéfices de la mise en œuvre d'un suivi de la teneur des gaz de combustion bruts en gaz acides (voir 4.4.3.9)
Capacité à supporter des variations de concentrations en polluants en entrée	+	0	-	0	<ul style="list-style-type: none"> • les systèmes H sont les plus à même de fonctionner dans une large gamme de concentrations en entrée en HCl, HF et SO₂ et des variations rapides dans le temps • en général, les systèmes SC offrent moins de flexibilité – néanmoins, cela peut être amélioré par la mise en œuvre d'un suivi de la teneur des gaz de combustion bruts en gaz acides (voir 4.4.3.9)
Visibilité du panache	-	0	+	+	<ul style="list-style-type: none"> • la visibilité du panache est généralement accrue avec les systèmes H (à moins que des mesures spéciales ne soient prises) • la visibilité du panache est généralement la moindre avec les systèmes secs
Complexité du process	- (la plus grande)	0 (moyenne)	+	+	<ul style="list-style-type: none"> • les systèmes H, en eux-mêmes, sont assez simples, mais ils nécessitent l'ajout d'autres composants pour obtenir un système complet de traitement des fumées (cela inclut une installation de traitement des effluents etc.)
Coûts d'investissement	en général plus élevés	moyens	en général moindres	en général moindres	<ul style="list-style-type: none"> • les coûts plus élevés pour les systèmes H proviennent des coûts supplémentaires pour le traitement complémentaire des fumées et les composants auxiliaires – cela est d'autant plus important pour les petites installations
Coûts de fonctionnement	moyens	en général moindres	moyens	en général moindres	<ul style="list-style-type: none"> • dans le cas des systèmes H, l'installation de traitement des effluents engendre des coûts de fonctionnement supplémentaires – cela est d'autant plus important pour les petites installations • les coûts d'élimination des résidus sont accrus lorsque davantage de résidus sont produits et lorsque davantage de réactifs sont consommés. En général, les systèmes H sont ceux qui produisent les plus faibles quantités de résidus solides [NdT : le texte anglais dit 'reagent' mais il s'agit certainement d'une coquille] et qui, par conséquent, ont les moindres coûts d'élimination de résidus [NdT : idem]. • les coûts de fonctionnement comprennent les coûts des consommables, les coûts d'élimination des résidus et les coûts de maintenance. Les coûts de fonctionnement dépendent grandement des prix locaux des consommables et de l'élimination des résidus.
Remarque : + signifie que l'utilisation de la technique présente généralement un avantage vis-à-vis du critère d'évaluation considéré 0 signifie que l'utilisation de la technique ne présente généralement aucun avantage ou inconvénient significatif vis-à-vis du critère d'évaluation considéré - signifie que l'utilisation de la technique présente généralement un inconvénient vis-à-vis du critère d'évaluation considéré					

Tableau 5.3 : Un exemple d'évaluation d'un certain nombre de critères pertinents vis-à-vis de l'IPPC qui peuvent être pris en compte lors du choix entre les différentes options de traitement des fumées (humide / semi-humide / sec)

38. de façon générale (c.-à-d. à moins qu'il n'y ait de facteurs incitatifs locaux particuliers), éviter l'utilisation de deux filtres à manches sur une même ligne de traitement des fumées (tel que décrit en 4.4.2.2 et 4.4.2.3), cela afin d'éviter l'augmentation associée de la consommation électrique

39. la réduction de la consommation de réactifs et de la production de résidus pour les systèmes de traitement des fumées secs, semi-humides et intermédiaires, via une combinaison adaptée des éléments suivants :
 - a. ajustement et contrôle de la quantité de réactif(s) injecté(s) afin de satisfaire aux besoins du système de traitement des fumées et pour atteindre les niveaux d'émissions finaux en exploitation visés.
 - b. utilisation du signal généré par des analyseurs de HCl et/ou de SO₂ (ou autres paramètres pertinents) à réponse rapide placés en amont et/ou en aval, de façon à optimiser les taux d'injection de réactifs, tel que décrit en 4.4.3.9.
 - c. recirculation d'une partie des résidus de traitement des fumées collectés, tel que décrit en 4.4.3.7.

L'applicabilité et le degré d'utilisation des techniques mentionnées ci-dessus, qui représentent les MTD, varieront en fonction, notamment, des éléments suivants : les caractéristiques des déchets et par conséquent la nature des gaz de combustion, le niveau d'émission final à atteindre, et le retour d'expérience technique de l'utilisation concrète de ces techniques sur l'installation.

40. l'utilisation de mesures primaires (c.-à-d. liées à la combustion) de réduction des NOx pour réduire la production de ces polluants, combinées soit avec un système SCR (4.4.4.1) soit avec un système SNCR (4.4.4.2), selon l'efficacité d'abattement requise. En général, le système SCR est considéré comme MTD lorsque sont requises des efficacités de réduction de NOx plus importantes (c.-à-d. lorsque la teneur des gaz bruts en NOx est élevée) et lorsqu'il est souhaité de faibles concentrations en NOx dans les gaz finaux.

Il a été rapporté, par un Etat Membre, que, dans certains cas, des difficultés techniques avaient été rencontrées lors de la mise en œuvre, a posteriori, de systèmes SNCR sur des installations existantes d'incinération de déchets municipaux de petites capacités, et également que la rentabilité (c.-à-d. le coût par unité de quantité de NOx abattu) de l'abattement de NOx (par ex. avec un système SNCR) était moindre dans le cas des petits incinérateurs de déchets municipaux (c.-à-d. ceux d'une capacité < 6 tonnes/heure).

41. pour la réduction des émissions de PCDD/F vers tous les milieux, l'utilisation de :
 - a. techniques permettant d'améliorer la connaissance et le contrôle des déchets, en particulier leurs caractéristiques de combustion, via une sélection des techniques décrites en 4.1, et
 - b. des techniques primaires (c.-à-d. liées à la combustion) (récapitulées en 4.4.5.1) pour détruire les molécules de PCDD/F présentes dans les déchets ainsi que leurs précurseurs, et
 - c. une conception de l'installation et une exploitation contrôlée qui permettent d'éviter les conditions favorisant la reformation ou la production de PCDD/F (voir 4.4.5.2) ; pour ce faire, éviter notamment de mettre en œuvre une étape de dépoussiérage dans la gamme de températures allant de 250 à 400 °C. Il a été rapporté qu'une réduction supplémentaire de la synthèse *de novo* était possible lorsque la température de fonctionnement du dépoussiéreur était abaissée de 250 à moins de 200 °C, et
 - d. l'utilisation d'une combinaison adaptée d'une ou plusieurs des mesures d'abattement de PCDD/F suivantes :
 - i. adsorption par injection de charbon actif ou d'autres réactifs à un taux de dosage adapté, avec en aval une filtration par filtre à manches, tel que décrit en 4.4.5.6, ou
 - ii. adsorption dans des filtres à lit fixe, avec une fréquence adaptée de renouvellement des adsorbants, tel que décrit en 4.4.5.7, ou

- iii. utilisation d'un système SCR constitué de plusieurs couches de catalyseurs, dimensionné suffisamment grand pour pouvoir assurer le contrôle des PCDD/F, tel que décrit en 4.4.5.3, ou
 - iv. utilisation de filtres à manches catalytiques (mais seulement lorsque d'autres dispositions sont prises pour assurer un contrôle efficace du Hg métallique et ionique), tel que décrit en 4.4.5.4
42. lorsque sont utilisés des laveurs humides, réaliser une évaluation de l'effet mémoire dans les laveurs [NdT : il s'agit de l'adsorption de PCDD/F par les plastiques des laveurs] et prendre des mesures adaptées à l'encontre de cet effet mémoire et ainsi éviter les pics de relargage de PCDD/F par les laveurs. Une attention particulière doit être apportée à la possibilité d'effet mémoire lors des phases d'arrêt et de démarrage.
 43. s'il est mis en œuvre une re-combustion des résidus de traitement des fumées, alors des mesures adaptées doivent être prises pour éviter la recirculation et l'accumulation du Hg dans l'installation.
 44. pour le contrôle des émissions de Hg, lorsque des laveurs humides sont utilisés comme seul moyen, ou comme principal moyen, de contrôle des émissions de Hg total :
 - a. l'utilisation d'un premier étage de laveur à faible pH avec ajout de réactifs spécifiques pour l'abattement du Hg ionique (tel que décrit en 4.4.6.1, 4.4.6.6 et 4.4.6.5), en combinaison avec les mesures complémentaires suivantes pour l'abattement du Hg métallique (ou Hg élémentaire), tel que nécessaire pour ramener les niveaux d'émissions finaux dans l'air dans les plages de niveaux d'émissions associés aux MTD qui ont été fournies pour le Hg total
 - b. l'injection de charbon actif, tel que décrit en 4.4.6.2, ou
 - c. l'utilisation de filtres à lit de coke ou de charbon actif, tel que décrit en 4.4.6.7
 45. pour le contrôle des émissions de Hg, lorsque sont utilisés des systèmes de traitement des fumées semi-humides ou secs, l'utilisation de charbon actif ou d'autres réactifs adsorbants efficaces pour l'adsorption des PCDD/F et du Hg, tel que décrit en 4.4.6.2, avec un taux d'injection contrôlé de sorte que les niveaux d'émissions finaux dans l'air soient compris dans les plages de niveaux d'émissions associés aux MTD qui ont été fournies pour le Hg
 46. l'optimisation globale de la recirculation et de la réutilisation à l'intérieur de l'installation des effluents issus du site, tel que décrit en 4.5.8, y compris, par exemple, si elle est de qualité suffisante, l'utilisation de l'eau de purge des chaudières pour l'alimentation en eau des laveurs humides, de façon à réduire la consommation d'eau des laveurs du fait du remplacement d'une partie de leur eau d'alimentation (voir 4.5.6).
 47. l'utilisation de systèmes séparés de collecte, de traitement et d'évacuation des eaux pluviales du site, y compris les eaux de ruissellement de toiture, de façon à ce que ces eaux ne se mélangent pas avec les flux d'effluents pollués ou potentiellement pollués, tel que décrit en 4.5.9. En fonction du risque de contamination et des critères locaux de rejets, certains de ces flux d'eaux pluviales ne nécessitent, avant rejet, qu'un traitement léger ou pas de traitement du tout.
 48. lorsqu'un système de traitement des fumées humide est utilisé :
 - a. l'utilisation, sur site, d'un traitement physico-chimique des effluents du laveur avant leur rejet du site, tel que décrit en 4.5.11, et de ce fait atteindre, au point de rejet de l'installation de traitement des effluents, des niveaux d'émissions généralement compris dans les plages de niveaux d'émissions en exploitation associés aux MTD qui sont fournies dans le tableau

5.4

- b. le traitement séparé des effluents acides et basiques issus des différents étages du laveur, tel que décrit en 4.5.13, lorsque des facteurs particuliers incitent à une réduction supplémentaire des rejets dans l'eau et/ou lorsqu'est souhaitée une récupération du HCl et/ou du gypse
- c. la recirculation des effluents du laveur humide à l'intérieur du laveur, et l'utilisation de la conductivité électrique (mS/cm) des effluents recirculés comme mesure de contrôle, de façon à réduire la consommation d'eau du laveur du fait du remplacement d'une partie de son eau d'alimentation, tel que décrit en 4.5.4
- d. disposer d'une capacité de stockage tampon des effluents du laveur, de façon à rendre plus stable le process de traitement des effluents, tel que décrit en 4.5.10
- e. l'utilisation de sulfures (par ex. M-trimercaptotriazine) ou autres agents complexants du Hg pour réduire la teneur de Hg (et autres métaux lourds) dans les effluents finaux, tel que décrit en 4.5.11
- f. lorsqu'est utilisé un système SNCR avec un laveur humide, la teneur des effluents finaux en ammoniac peut être réduite en réalisant un *stripping* de l'ammoniac, tel que décrit en 4.5.12, et l'ammoniac ainsi récupéré peut être recirculé afin d'être réutilisé comme réactif de réduction des NOx.

Paramètre	Plage de niveaux d'émissions associés aux MTD (en mg/l si non spécifié autrement)	Informations sur l'échantillonnage et sur les données
Total des solides en suspension (tel que défini par la directive 91/271/CEE)	10 - 30 (95 %) 10 - 45 (100 %)	• mesure journalière réalisée sur échantillonnage ponctuel ou à partir d'un prélèvement proportionnel au débit journalier
Demande chimique en oxygène	50 - 250	• mesure journalière réalisée sur échantillonnage ponctuel ou à partir d'un prélèvement proportionnel au débit journalier
pH	pH 6,5 - pH 11	• mesure en continu
Hg et ses composés, exprimés en Hg	0,001 - 0,03 (voir <i>split view</i> 1)	<ul style="list-style-type: none"> • mesure mensuelle réalisée à partir d'un prélèvement sur 24 heures proportionnel au débit, avec une seule mesure par an qui dépasse les valeurs fournies ou alors pas plus de 5 % lorsque plus de 20 mesures sont réalisées par an • il y a eu un certain nombre d'expériences positives sur le suivi en continu du Hg • des niveaux d'émissions de Cr total inférieurs à 0,2 mg/l assurent le contrôle du chrome VI • Sb, Mn, V et Sn ne sont pas inclus dans la directive 2000/76 /CE
Cd et ses composés, exprimés en Cd	0,01 - 0,05 (voir <i>split view</i> 1&2)	
Tl et ses composés, exprimés en Tl	0,01 - 0,05 (voir <i>split view</i> 2)	
As et ses composés, exprimés en As	0,01 - 0,15 (voir <i>split view</i> 1)	
Pb et ses composés, exprimés en Pb	0,01 - 0,1	
Cr et ses composés, exprimés en Cr	0,01 - 0,5 (voir <i>split view</i> 2)	
Cu et ses composés, exprimés en Cu	0,01 - 0,5 (voir <i>split view</i> 2)	
Ni et ses composés, exprimés en Ni	0,01 - 0,5 (voir <i>split view</i> 2)	
Zn et ses composés, exprimés en Zn	0,01 - 1,0 (voir <i>split view</i> 2)	
Sb et ses composés, exprimés en Sb	0,005 - 0,85 (voir <i>split view</i> 1)	
Co et ses composés, exprimés en Co	0,005 - 0,05	
Mn et ses composés, exprimés en Mn	0,02 - 0,2	
V et ses composés, exprimés en V	0,03 - 0,5 (voir <i>split view</i> 1)	

Sn et ses composés, exprimés en Sn	0,02 - 0,5	
PCDD/F (TEQ)	0,01 - 0,1 ng TEQ/l (voir <i>split view</i> 1&2)	• moyenne de 6 mesures mensuelles réalisées à partir d'un prélèvement sur 24 heures proportionnel au débit
<p>NOTES :</p> <p>1. Les valeurs sont exprimées en concentrations massiques pour des échantillons non filtrés</p> <p>2. Les valeurs se rapportent aux rejets d'effluents de laveurs après traitement, sans dilution</p> <p>3. Les plages de valeurs d'émissions associées aux MTD et les VLE sont de natures différentes – voir les commentaires en introduction du Chapitre 5</p> <p>4. Le pH est un paramètre important pour le contrôle du process de traitement des effluents</p> <p>5. Le degré de confiance associé aux mesures décroît au fur et à mesure que les concentrations mesurées diminuent et tendent vers des niveaux de détection plus faibles</p> <p>SPLIT VIEWS [NdT : Les “<i>split views</i>” sont les divergences de vue au sein du Groupe de Travail qui a élaboré le BREF] :</p> <p>1 MTD 48 : Un État Membre ainsi que l'ONG Environnementale ont exprimé des divergences de vue vis-à-vis des plages de valeurs du Tableau 5.4 (émissions dans l'eau). Ces divergences de vue sont basées sur leur connaissance des performances d'un certain nombre d'installations existantes, ainsi que sur leur interprétation des données fournies par le TWG et aussi de celles incluses dans ce document BREF (par ex. dans le Chapitre 3). Les conclusions de la réunion du TWG sont les plages de valeurs du Tableau 5.4, mais avec les divergences de vue suivantes : Hg : 0,001 - 0,01 mg/l ; Cd : 0,001 - 0,05 mg/l ; As : 0,003 - 0,05 mg/l ; Sb : 0,005 - 0,1 mg/l ; V : 0,01 - 0,1 mg/l ; PCDD/F < 0,01 - 0,1 ng TEQ/l.</p> <p>2 MTD 48 : En se basant sur le même raisonnement, l'ONG Environnementale a aussi exprimé les divergences de vue suivantes : Cd : 0,001 - 0,02 mg/l ; Tl : 0,001 - 0,03 mg/l ; Cr : 0,003 - 0,02 mg/l ; Cu : 0,003 - 0,3 mg/l ; Ni : 0,003 - 0,2 mg/l ; Zn : 0,01 - 0,05 mg/l ; PCDD/F < 0,01 ng TEQ/l.</p>		

Tableau 5.4 : Niveaux d'émissions en exploitation associés aux MTD pour les rejets d'eaux de l'installation de traitement des effluents du laveur

49. l'utilisation d'une combinaison adéquate des techniques et principes décrits en 4.6.1 pour améliorer la combustion des déchets autant que cela est nécessaire pour atteindre une teneur en COT dans les résidus inférieure à 3 % (en poids) et, typiquement, comprise entre 1 et 2 % (en poids), y compris en particulier :
- l'utilisation d'une combinaison adaptée de conception du four (voir le choix de la technique de combustion en 4.2.1), de mode d'exploitation du four (voir 4.2.17) et de débit d'alimentation en déchets (voir 4.2.18) de façon à permettre une agitation et un temps de séjour suffisants des déchets dans le four à des températures suffisamment élevées, y compris dans les zones de parachèvement de la combustion.
 - l'utilisation d'une conception de four qui, autant que possible, retient physiquement les déchets à l'intérieur de la chambre de combustion (par ex. réduction de l'espace entre les barreaux de grille (dans le cas des fours à grille, utilisation de fours tournants ou statiques pour les déchets sensiblement liquides) pour permettre leur combustion. La réintroduction des fines sous grille générées lors des premières étapes du process d'incinération dans la chambre de combustion pour y être rebrûlées peut permettre de diminuer la teneur globale en imbrûlés (lorsque ces fines sous grille contribuent de façon importante à la détérioration cette teneur en imbrûlés) (voir 4.2.21).
 - l'utilisation de techniques pour homogénéiser et prétraiter les déchets, tel que décrit en MTD 11, selon le(s) type(s) de déchets reçus sur l'installation.
 - l'optimisation et le contrôle des conditions de combustion, y compris l'alimentation en air (oxygène) et la distribution de cet air, tel que décrit en MTD 18.
50. la gestion séparée entre, d'une part, les mâchefers et, d'autre part, les cendres volantes et les autres résidus de traitement des fumées, de façon à éviter la contamination des mâchefers et, de ce fait, accroître leur potentiel de valorisation, tel que décrit en 4.6.2.
- Les cendres sous chaudière peuvent présenter des niveaux de contamination similaires ou alors très différents de ceux observés dans les mâchefers (en fonction de facteurs spécifiques locaux liés au mode d'exploitation du process, à sa conception et aux déchets incinérés) – par

conséquent, il est également considéré comme MTD d'évaluer les taux de contaminants dans les cendres sous chaudière, et de déterminer s'il est préférable de les mélanger avec les mâchefers ou de les séparer de ces derniers.

Il est considéré comme MTD d'évaluer, séparément, chaque flux de résidus solides produit au regard de son potentiel de valorisation soit seul, soit en combinaison avec d'autres résidus.

51. lorsqu'une étape de pré-dépoussiérage (voir 4.6.3 et 4.4.2.1) est mise en œuvre, une évaluation de la composition des cendres volantes ainsi collectées devrait être effectuée pour déterminer si ces cendres peuvent être valorisées, soit directement, soit après traitement, plutôt que d'être éliminées.
52. la séparation des métaux ferreux et non ferreux contenus dans les mâchefers (voir 4.6.4), autant que cela est réalisable et économiquement viable, en vue de leur valorisation.
53. le traitement des mâchefers (sur site ou hors site), par une combinaison adéquate des techniques suivantes :
 - a. traitement sec des mâchefers, avec ou sans maturation, tel que décrit en 4.6.6 et 4.6.7, ou
 - b. traitement humide des mâchefers, avec ou sans maturation, tel que décrit en 4.6.6 et 4.6.8, ou
 - c. traitement thermique, tel que décrit en 4.6.9 (cas du traitement thermique externe) et 4.6.10 (cas du traitement thermique à l'intérieur du processus d'incinération), ou
 - d. criblage et broyage (voir 4.6.5)autant que cela est nécessaire pour répondre aux spécifications établies pour leur utilisation ou pour leur admission sur le site de traitement ou d'élimination, par exemple pour atteindre un niveau de lixiviation des métaux et des sels qui soit conforme aux conditions environnementales locales du lieu où les mâchefers sont utilisés.
54. le traitement des résidus d'épuration des fumées (sur site ou hors site) autant que cela est nécessaire pour répondre aux conditions d'acceptation de la filière de gestion des déchets choisie pour eux, y compris des considérations sur l'utilisation des techniques de traitement des résidus d'épuration des fumées décrites en 4.6.11.
55. la mise en œuvre de mesures de réduction du bruit pour répondre aux exigences locales sur le bruit (les techniques sont décrites en 4.7 et 3.6).
56. mettre en œuvre un management de l'environnement. Un certain nombre de techniques de management de l'environnement sont considérées comme MTD. L'étendue (par ex. le niveau de détails) et la nature (par ex. normalisé ou non normalisé) du SME seront généralement liées à la nature, à la taille et à la complexité de l'installation, ainsi qu'à la gamme des impacts environnementaux qui peut y être associée.

Il est considéré comme MTD de mettre en œuvre et d'adhérer à un Système de Management de l'Environnement (SME) qui comprend, en fonction des conditions locales, les éléments suivants (voir section 4.8) :

 - définition d'une politique environnementale de l'installation par la direction à son plus haut niveau (l'engagement de la direction à son plus haut niveau est considéré comme une condition préalable à la mise en œuvre réussie des éléments du SME ci-dessous)
 - planification et établissement des procédures nécessaires
 - mise en œuvre des procédures, en accordant une attention particulière aux éléments suivants :
 - structure et responsabilité
 - formation, sensibilisation et compétence
 - communication

- participation du personnel
- documentation
- contrôle efficace du process
- programme de maintenance
- prévention des situations d'urgence et capacité à réagir
- maintien du respect de la législation environnementale.
- contrôle de la performance et prise d'actions correctives, en accordant une attention particulière aux éléments suivants :
 - surveillance et mesure (voir aussi le BREF « Principe généraux de surveillance »)
 - action corrective et action préventive
 - maintien des enregistrements
 - audit interne indépendant (lorsque cela est possible) pour déterminer si le système de management de l'environnement est conforme ou non aux dispositions convenues et s'il a été correctement mis en œuvre et maintenu.
- revue de direction.

Trois autres éléments, qui peuvent compléter les étapes précédentes, sont considérés comme des mesures complémentaires. Néanmoins, leur absence n'est généralement pas incompatible avec les MTD. Ces trois étapes complémentaires sont les suivantes :

- faire examiner et valider le système de management et la procédure d'audit par un organisme de certification accrédité ou par un vérificateur environnemental externe.
- établissement et publication (et, éventuellement, validation externe) d'un rapport environnemental régulier décrivant l'ensemble des aspects environnementaux significatifs de l'installation et permettant des comparaisons, d'une année sur l'autre, par rapport aux objectifs et cibles environnementaux ainsi que, selon les cas, par rapport à des résultats de référence sectoriels.
- la mise en œuvre et l'adhésion à un système internationalement reconnu tel que l'EMAS et l'EN ISO 14001:1996. Cette étape basée sur le volontariat peut accroître la crédibilité du SME. En particulier, l'EMAS accroît encore davantage la crédibilité du SME, du fait qu'il comprend tous les éléments mentionnés plus haut [NdT : (il est fait ici référence aux éléments (a) à (g) de la section 4.8)]. Néanmoins, les systèmes non normalisés peuvent, en principe, être tout aussi efficaces, à condition qu'ils soient correctement conçus et mis en œuvre.

Spécifiquement pour ce secteur industriel, il est également important de prendre en considération les éléments potentiels du SME suivants :

- prendre en compte, au moment de la conception d'une installation nouvelle, l'impact environnemental de son éventuel démantèlement
- prendre en compte le développement de technologies plus propres
- lorsque cela est possible, réaliser régulièrement des comparaisons par rapport à des résultats de référence sectoriels, notamment en ce qui concerne les activités d'efficacité énergétique et d'économies d'énergie, le choix des matériaux utilisés [NdT : ou le choix des déchets alimentés ?], les émissions dans l'air, les rejets dans l'eau, la consommation d'eau et la production de déchets
- le développement et l'utilisation de procédures relatives aux étapes de mise en service des installations nouvelles, généralement incluant :
- la préparation préalable d'un programme détaillé des travaux décrivant le programme de mise en service
- une analyse initiale des manques vis-à-vis des formations nécessaires de façon à identifier les besoins en formation de la pré-mise en service
- les exigences en terme de santé et de sécurité, satisfaisant aux exigences européennes et locales en la matière

- la disponibilité d'une documentation relative à l'installation qui soit suffisante et mise à jour
- planification des mesures d'urgence et de prévention des accidents, incluant généralement des procédures pour les cas suivants :
 - incendie grave
 - explosion importante
 - sabotage/bombe
 - intrus sur le site
 - blessure grave / décès d'un employé/visiteur/sous-traitants
 - accident de circulation
 - vol
 - incident environnemental
 - coupure de courant
- lorsque la période de mise en service et de réglage de l'installation peut entraîner des émissions supérieures aux seuils réglementaires [NdT : ou en dehors des contrôles réglementaires habituels ?].

Pour tous les incinérateurs, et en particulier pour ceux recevant des déchets dangereux, les programmes de formation du personnel sont considérés comme étant une part importante de tous les systèmes de management de la sécurité, surtout en ce qui concerne la formation relative à :

- la prévention des explosions et des incendies
- l'extinction d'incendie
- la connaissance des risques chimiques (étiquetage, substances cancérogènes, toxicité, corrosion, incendie) et de la problématique transport

5.2 MTD spécifiques à l'incinération des déchets municipaux

En complément des MTD génériques présentées en section 5.1, on considère comme MTD de manière générale pour l'incinération des déchets municipaux les techniques suivantes :

57. l'entreposage de tous les déchets (à l'exception des déchets spécifiquement conditionnés pour être stockés ou des encombrants à faible potentiel polluant, par ex. les meubles), sur des surfaces étanches, avec une évacuation contrôlée, à l'intérieur de bâtiments couverts et clos de murs.
58. en cas d'entreposage des déchets à plus long terme (typiquement en vue d'une incinération ultérieure), les déchets devraient, en général, être mis en balles (voir section 4.1.4.3) ou préparés d'une autre façon, de manière à ce qu'ils soient entreposés dans des conditions qui permettent de contrôler efficacement les risques d'odeurs, d'intrusion d'animaux, d'incendies, de lixiviation desdits déchets.
59. prétraiter les déchets, afin d'améliorer leur homogénéité et, par conséquent, leurs caractéristiques de combustion et la teneur en imbrûlés des résidus après combustion, en :
 - a. les mélangeant dans la fosse (voir 4.1.5.1), et
 - b. en utilisant un équipement de déchiquetage ou de broyage pour les encombrants, par ex. les meubles, (voir 4.1.5.2)dans la mesure où cela est bénéfique vis-à-vis du système de combustion utilisé.

En général, les fours à grille et les fours tournants (lorsque ce sont ces types de fours qui sont utilisés) nécessitent des niveaux de prétraitement moindres (par ex. mélange des déchets avec broyage des encombrants), alors que les fours à lit fluidisé nécessitent une sélection et un prétraitement des déchets plus importants, comprenant généralement le broyage de l'ensemble des déchets municipaux.

60. l'utilisation d'une conception de grille assurant un refroidissement suffisant de la grille de façon à ce que ce soit le contrôle de la combustion, et non le refroidissement de la grille, qui détermine la variation de l'alimentation en air primaire.
Les grilles à refroidissement à l'air, ayant une bonne distribution de l'alimentation en air, sont généralement adaptées aux déchets avec un PCI moyen allant jusqu'à environ 18 MJ/kg. Les déchets avec un PCI plus élevé peuvent nécessiter une grille avec refroidissement à l'eau (ou autre liquide) afin que le contrôle de la température de la grille et de la longueur/position du feu sur la grille n'entraîne pas des niveaux excessifs d'alimentation en air primaire (c.-à-d. des niveaux supérieurs à ceux permettant un contrôle optimal de la combustion) (voir 4.2.14).
61. l'implantation des installations nouvelles de façon à ce que la cogénération et/ou la valorisation sous forme de chaleur et/ou la valorisation sous forme de vapeur puissent être maximisées, de manière à atteindre en général une production globale d'énergie utilisée¹⁴ d'au moins 1,9 MWh/tonne de déchets municipaux (réf. Tableau 3.42), en se basant sur un PCI moyen des déchets de 2,9 MWh/tonne (réf. Tableau 2.11).
62. dans les cas où la production globale d'énergie utilisée¹⁵ est inférieure à 1,9 MWh/tonne de déchets municipaux (en se basant sur un PCI moyen des déchets de 2,9 MWh/tonne), atteindre le plus élevé des deux critères suivants :
- une production électrique moyenne sur l'année comprise entre 0,4 et 0,65 MWh électriques/tonne de déchets municipaux traités (réf. Tableau 3.40), en se basant sur un PCI moyen des déchets de 2,9 MWh/tonne (réf. Tableau 2.11), avec, en plus, valorisation sous forme de chaleur/vapeur¹⁶, autant que cela est possible en fonction des conditions locales¹⁷, ou
 - une production électrique à partir des déchets au moins égale à la consommation électrique moyenne sur l'année de l'ensemble de l'installation, y compris, lorsqu'elles sont présentes sur site, des opérations de prétraitement des déchets et de traitement des résidus (réf. Tableau 3.48).
63. réduire la consommation électrique moyenne de l'installation (sans prendre en compte le prétraitement des déchets et le traitement des résidus) afin qu'elle soit généralement inférieure à 0,15 MWh/tonne de déchets municipaux traités (réf. Tableau 3.47 et section 4.3.6), en se basant sur un PCI moyen de 2,9 MWh/tonne de déchets municipaux (réf. Tableau 2.11).

5.3 MTD spécifiques à l'incinération des déchets municipaux prétraités ou sélectionnés

En complément des MTD génériques présentées en section 5.1, on considère comme MTD de manière générale pour l'incinération des déchets municipaux prétraités ou sélectionnés (y compris les *RDF* issus de déchets municipaux) les techniques suivantes :

¹⁴ Note du Traducteur : L'« énergie utilisée » comprend l'énergie exportée et l'énergie utilisée sur le site par le process ou d'autres usages.

¹⁵ Note du Traducteur : voir note de bas de page précédente.

¹⁶ Note du Traducteur : La « valorisation sous forme de chaleur/vapeur » concerne la chaleur/vapeur exportée et la chaleur/vapeur utilisée sur le site par le process ou d'autres usages.

¹⁷ La valorisation sous forme de chaleur/vapeur (qu'il s'agisse d'exportation et/ou d'autoconsommation) entraînera une réduction de la production électrique de l'installation. De ce fait, une cogénération pourra avoir pour conséquence que la production électrique soit inférieure à 0,4 MWh électriques/tonne de déchets municipaux.

64. l'entreposage des déchets :
- dans des trémies encloses, ou
 - sur des surfaces étanches, avec une évacuation contrôlée, à l'intérieur de bâtiments couverts et clos de murs
65. en cas d'entreposage des déchets à plus long terme (typiquement en vue d'une incinération ultérieure), les déchets devraient, en général, être mis en balles (voir section 4.1.4.3) ou préparés d'une autre façon, de manière à ce qu'ils soient entreposés dans des conditions qui permettent de contrôler efficacement les risques d'odeurs, d'intrusion d'animaux, d'incendies, de lixiviation desdits déchets.
66. dans le cas des installations nouvelles et existantes, atteindre le plus contraignant des deux critères suivants :
- une production électrique moyenne sur l'année d'au moins, en général, 0,6 - 1,0 MWh électriques/tonne de déchets (en se basant sur un PCI moyen des déchets de 4,2 MWh/tonne), ou
 - une production électrique au moins égale à la consommation électrique moyenne sur l'année de l'ensemble de l'installation, y compris, lorsqu'elles sont présentes sur site, des opérations de prétraitement des déchets et de traitement des résidus.
67. l'implantation des installations nouvelles de sorte que :
- en plus des 0,6 - 1,0 MWh_{el}/t d'électricité produite, la chaleur et/ou la vapeur est aussi utilisée pour réaliser une cogénération, de façon à atteindre, en général, une production thermique¹⁸ supplémentaire de 0,5 - 1,25 MWh/tonne de déchets (réf. section 3.5.4.3) (en se basant sur un PCI moyen des déchets de 4,2 MWh/tonne), ou
 - si l'installation ne produit pas d'électricité, atteindre une production thermique¹⁹ de 3 MWh/tonne de déchets (en se basant sur un PCI moyen des déchets de 4,2 MWh/tonne)
68. réduire la consommation énergétique de l'installation et atteindre une consommation électrique moyenne de l'installation (sans prendre en compte le prétraitement des déchets et le traitement des résidus) généralement inférieure à 0,2 MWh/tonne de déchets traités (réf. Tableau 3.47 et section 4.3.6), en se basant sur un PCI moyen des déchets de 4,2 MWh/tonne

5.4 MTD spécifiques à l'incinération des déchets dangereux

En complément des MTD génériques présentées en section 5.1, on considère comme MTD de manière générale pour l'incinération des déchets dangereux les techniques suivantes :

69. en complément des contrôles sur la qualité des déchets entrants indiqués en MTD 4, dans le cas de l'incinération de déchets dangereux, mettre en œuvre des systèmes et des procédures spécifiques (en utilisant une approche basée sur les risques selon la source des déchets) pour l'étiquetage, la vérification, l'échantillonnage et les tests sur les déchets à entreposer/traiter (voir 4.1.3.4). Des procédures analytiques doivent être mises en application par du personnel apte et qualifié et en utilisant des procédures appropriées. En général, des équipements sont nécessaires pour tester :
- le pouvoir calorifique
 - le point d'éclair

¹⁸ Note du Traducteur : Cette « production thermique » concerne l'énergie thermique exportée et l'énergie thermique utilisée sur le site par le process ou d'autres usages.

¹⁹ Note du Traducteur : voir note de bas de page précédente.

- iii. les PCBs
- iv. les halogènes (par ex. Cl, Br, F) et le soufre
- v. les métaux lourds
- vi. la compatibilité et la réactivité des déchets
- vii. la radioactivité (si cela n'est pas déjà couvert par la MTD 4 [NdT : Il est fait référence à la MTD 3 dans le texte anglais, mais il s'agit d'une erreur, car la MTD 3 ne traite pas de cette question]), via des portiques fixes de détection de la radioactivité situés en entrée de l'installation.

Il est important de bien connaître le process et l'origine des déchets car certaines caractéristiques de dangerosité (par exemple la toxicité ou l'infectiosité) sont difficiles à déterminer analytiquement.

- 70. le mélange, l'homogénéisation et le prétraitement des déchets de façon à améliorer leur homogénéité, leurs caractéristiques de combustion et la teneur en imbrûlés des résidus après combustion, jusqu'à un degré approprié, en prenant particulièrement en considération l'aspect sécurité. Un exemple de cela est le broyage des déchets dangereux conditionnés en fûts et des déchets dangereux emballés, décrit en 4.1.5.3 et 4.1.5.6. Si un broyage est réalisé, alors un inertage (c.-à-d. une mise sous atmosphère inerte) est nécessaire.
- 71. l'utilisation d'un système d'homogénéisation d'alimentation en déchets dangereux solides (par ex. tel que décrit en 4.1.5.4 ou autre technologie d'alimentation similaire) pour améliorer les caractéristiques de combustion des déchets qui alimentent le four ainsi que la stabilité de la composition des gaz de combustion, y compris pour un meilleur contrôle des pics d'émissions de CO.
- 72. l'injection directe de déchets dangereux liquides et gazeux, lorsque ces déchets nécessitent une réduction spécifique des risques d'exposition, de rejets ou d'odeurs, tel que décrit en 4.1.6.3.
- 73. l'utilisation d'une conception de chambre de combustion qui assure le confinement, l'agitation et le transport des déchets, par exemple les fours tournants – avec ou sans refroidissement à l'eau. Le refroidissement à l'eau des fours tournants (voir 4.2.15) peut être intéressant dans les situations où :
 - a. le PCI des déchets qui alimentent le four est élevé (par ex. >15 - 17 GJ/tonne), ou
 - b. les températures utilisées sont élevées, par ex. >1 100 °C (par ex. pour la vitrification des résidus ou la destruction de déchets particuliers)
- 74. réduire la consommation énergétique de l'installation et atteindre une consommation électrique moyenne de l'installation (sans prendre en compte le prétraitement des déchets et le traitement des résidus) généralement inférieure à 0,3 - 0,5 MWh/tonne de déchets traités (voir 3.5.5 et 4.3.6). Les petites installations ont généralement des niveaux de consommation situés en limite haute de cette plage de valeurs. Les conditions climatiques peuvent avoir un impact important sur la consommation énergétique de l'installation du fait des besoins de chauffage etc.
- 75. dans le cas des incinérateurs de déchets dangereux commerciaux ou d'autres incinérateurs de déchets dangereux recevant des déchets avec des compositions et des sources fortement variables, l'utilisation :
 - a. d'un système de traitement des fumées humide, tel que décrit en 4.4.3.1, est généralement considéré comme MTD pour assurer un meilleur contrôle des pics d'émissions atmosphériques (voir les remarques conclusives en 7.4.3 concernant les autres systèmes ainsi que la MTD 37 concernant le choix du système de traitement des fumées)
 - b. de techniques spécifiques pour la réduction des émissions d'iode et de brome élémentaires, tel que décrit en 4.4.7.1, lorsque de telles substances sont présentes dans les déchets à des

concentrations non négligeables

5.5 MTD spécifiques à l'incinération des boues de stations d'épuration

En complément des MTD génériques présentées en section 5.1, on considère comme MTD de manière générale pour l'incinération des boues de stations d'épuration les techniques suivantes :

76. dans le cas des installations qui sont principalement dédiées à l'incinération de boues de stations d'épuration, l'utilisation de fours à lit fluidisé est généralement considérée comme MTD du fait de la plus grande efficacité de combustion et du plus faible débit de fumées qui résultent généralement de tels systèmes. Néanmoins, certaines compositions de boues de stations d'épuration peuvent entraîner un risque de colmatage du lit.
77. le séchage des boues de stations d'épuration, de préférence en utilisant la chaleur récupérée par le process d'incinération, autant que cela est nécessaire pour que, en fonctionnement normal de l'installation, les combustibles d'appoint n'aient généralement pas à être utilisés (c.-à-d., ici, le « fonctionnement normal » exclut les phases de démarrage et d'arrêt ainsi que l'utilisation ponctuelle de combustibles d'appoint pour le maintien des températures de combustion).

5.6 MTD spécifiques à l'incinération des DASRI (Déchets d'Activités de Soins à Risque Infectieux)

En complément des MTD génériques présentées en section 5.1, on considère comme MTD de manière générale pour l'incinération des DASRI les techniques suivantes :

78. l'utilisation de systèmes de chargement et de manipulation des DASRI non-manuels
79. la réception et l'entreposage des DASRI dans des containers fermés spécialement résistants aux fuites et perforations
80. le lavage des containers de DASRI, en vue de leur réutilisation, dans une installation de lavage dédiée spécifiquement conçue à cet effet, avec une désinfection si nécessaire, ainsi que le renvoi de toute matière solide restant dans le container vers le four d'incinération
81. lorsque des fours à grille sont utilisés, l'utilisation d'une conception de grille équipée d'un refroidissement suffisant de façon à ce que ce soit le contrôle de la combustion, et non le refroidissement de la grille, qui détermine la variation de l'alimentation en air primaire.
Les grilles à refroidissement à l'air, ayant une bonne distribution de l'alimentation en air, sont généralement adaptées aux déchets avec un PCI allant jusqu'à environ 18 MJ/kg. Les déchets avec un PCI plus élevé (par ex. supérieur à environ 18 MJ/kg) peuvent nécessiter une grille avec refroidissement à l'eau (ou autre liquide) afin que le contrôle de la température de la grille n'entraîne pas des niveaux excessifs d'alimentation en air primaire, c.-à-d. des niveaux supérieurs à ceux permettant un contrôle optimal de la combustion (voir 4.2.14).
82. l'utilisation d'une conception de chambre de combustion qui assure le confinement, l'agitation et le transport des déchets, par exemple les fours tournants – avec ou sans refroidissement à l'eau. Le refroidissement à l'eau des fours tournants, tel que décrit en 4.2.15, peut être intéressant dans les situations où :
 - a. le PCI des déchets qui alimentent le four est élevé (par ex. >15 - 17 GJ/tonne), ou
 - b. les températures utilisées sont élevées, par ex. >1 100 °C (par ex. pour la vitrification ou pour la destruction de déchets particuliers)

6. TECHNIQUES ÉMERGEANTES

On comprend par technique émergente dans ce document une technique nouvelle qui n'a pas encore été appliquée dans aucun secteur industriel sur une base commerciale. Ce chapitre comprend ces techniques qui peuvent apparaître dans un futur proche et qui peuvent être appliquées au secteur de l'incinération des déchets.

6.1 Utilisation de la vapeur comme agent de pulvérisation dans brûleurs de post combustion à la place de l'air

Référence

[40, EURITS, 2003]

6.2 Application impliquant le réchauffage de la vapeur de turbine

Description

[2, infomil, 2002] p 49

Une autre option pour augmenter l'efficacité de la production d'électricité est le réchauffage de la vapeur de la turbine après son premier passage à travers la turbine. Pour cette application, la température de la vapeur est limitée à 400°C, mais la pression de la vapeur augmente. La figure ci-dessous fournit un schéma de processus simple pour cette option.

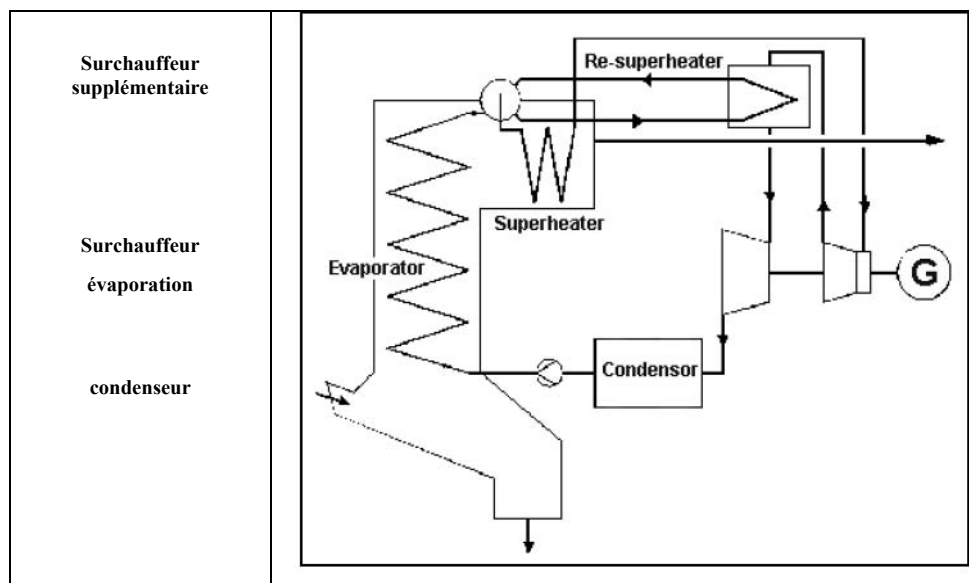


Figure 6.1: Exemple de réchauffage de la vapeur
[2, infomil, 2002]

Après le premier passage à travers la section à haute pression de la turbine, la vapeur qui en résulte est surchauffée à nouveau et ensuite elle est utilisée dans les sections du centre de la turbine à basse pression.

Généralement, après son expansion dans la turbine HP, la vapeur a une pression plus faible (typiquement de 20% par rapport à la pression entrante) et est réchauffée avec les gaz brûlés dans la

chaudière à la même température. D'après le dessin simplifié (voir Figure 6.1), la vapeur est chauffée soit avec l'eau de la chaudière, soit avec la vapeur saturée.

Avantages environnementaux réalisés

Efficacité électrique accrue d'environ 2 – 3%.

Effets cross média

Données opérationnelles

Cette option n'a jamais été utilisée pour l'incinération de déchets urbains, bien que les risques technologiques soient considérés comme limités.

Applicabilité

L'application peut être influencée par la faisabilité économique, qui est essentiellement déterminée par les coûts d'investissement supplémentaires et les prix de l'électricité.

Données économiques

Force motrice pour l'exécution

Exemple d'usines

Ouvrage de référence

[2, infomil, 2002], p49

6.3 Autres mesures dans la zone des gaz brûlés bruts pour la réduction des émissions

[1, UBA, 2001] Une réduction des dioxines peut être réalisée par les mesures suivantes dans la zone des gaz bruts, qui cherchent à réduire la formation de dioxines en ralentissant les réactions ou en réduisant la présence de poussière dans une gamme de température de 450 – 200°C.

- . • ajout d'inhibiteurs aux déchets – efficacité est limitée et réactions secondaires doivent être considérées
- . • utilisation de dépoussiéreurs des gaz chauds – jusqu'à présent peu d'expérience des test pilotes dépoussiérage par l'utilisation de filtres céramiques ou cyclones à des températures d'environ 800°C – dépoussiérage à des températures supérieures à 450°C, par ex. avec des filtres électrostatiques des gaz chauds
- . • réduction des dépôts de poussières en suspension sur le chemin emprunté par les gaz brûlés par un nettoyage efficace des conduits des gaz brûlés, de la chaudière, des plateaux de chauffage – un problème prouvé lié à l'entretien

6.4 Épurateur d'huile pour la réduction des hydrocarbures polyhalogénés aromatiques et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les

gaz brûlés provenant des usines d'incinération

Les dioxines et les furannes ont une solubilité très faible dans l'eau et par conséquent elles ne sont pas retirées dans les épurateurs humides à un degré important ni fiable. Tout retrait qui a lieu est généralement dû au retrait de la PCDD/F qui est absorbée sur des matières particulaires retirées dans l'épurateur humide. Au mieux, il y a une réduction par condensation, de manière prédominante, des espèces Octa- et Hexa à poids moléculaire plus élevé de la phase des gaz dans une liqueur de lavage relativement froide. Cependant, les dioxines et les furannes (et de nombreux autres espèces organiques) sont plus lipophiles. Une huile partiellement insaturée et une émulsion d'huile et d'eau hautement bouillantes d'une telle huile fournit par conséquent un moyen d'épuration approprié. L'huile/émulsion et les dioxines et furannes absorbées sont échangées et éliminées dès qu'elles atteignent une valeur limite de 0,1 mg/kg. La quantité d'approvisionnement est déterminée de sorte qu'il y ait un échange 3 à 4 fois par an. Ceci aide à éviter un surplus d'huile vieillissante. La liqueur contaminée est incinérée dans le four. Pour ce faire, l'huile est pompée dans un wagon à slop (un réservoir mobile avec des installations de sécurité) et de là elle est directement alimentée dans un brûleur dans l'usine d'incinération.

Ce processus comprend une colonne d'épurateur à contre-courant comme sont étape de nettoyage tertiaire avec un circuit fermé d'huile.

Pour minimiser le nombre de composants de l'usine transportant l'huile, une cuvette d'assèchement est utilisée comme un réservoir d'épuration. Le débit de circulation est déterminé selon la section du garnissage. L'huile/émulsion est chauffée par un échangeur de chaleur à environ 15°C - 20°C au-delà de la température des gaz brûlés pour éviter que de l'eau se condense à partir du gaz de vapeur saturée.

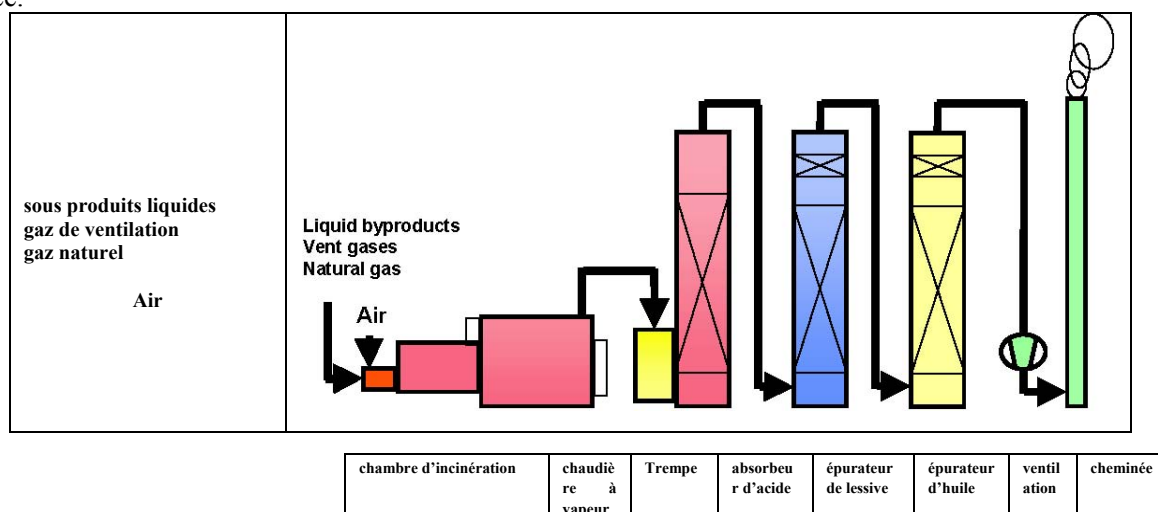
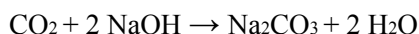


Figure 6.2: Schéma d'une usine d'incinération de déchets avec un épurateur d'huile en aval pour le dépôt de dioxines
[1, UBA, 2001]

6.5 Utilisation du CO₂ dans les gaz brûlés pour la production de carbonate de soude

[1, UBA, 2001] Si le gaz brûlé entre en contact avec la solution de soude caustique, le dioxine de carbone réagit avec la soude pour former du carbonate de soude. Le liquide est sans odeur et incolore. Le carbonate de soude peut être utilisé comme matériau brut, par ex. dans les usines chimiques, l'industrie du papier.

Dans ce processus, la quantité de gaz brûlés requise pour la génération de carbonate est prélevée dans un flux contrôlé à la fin du nettoyage des gaz brûlés et directement dans une colonne d'absorption de CO₂. La colonne d'absorption est faite de matériau plastique renforcé de fibre de verre et contient un matériau plastique de revêtement. La solution de soude caustique est ajoutée par le haut de la colonne. La soude caustique passe par le matériau de revêtement et entre en contact avec les gaz brûlés produits dans le courant inverse. Ceci fait réagir le dioxyde de carbone et la soude et forment du carbonate de soude et de l'eau.



Les gaz brûlés s'échappent de la colonne dans l'atmosphère via un dévésiculeur. Ce dévésiculeur peut être nettoyé en utilisant de l'eau douce qui est fournit à la demande via un contrôleur de flux.

La solution de carbonate est pompée de la cuvette d'assèchement de la colonne vers les installations consommatrices avec une pompe via un contrôle de niveau. La quantité, la valeur du pH, le NaOH et la concentration de carbonate sont enregistrés par des instruments de mesure appropriés. Les valeurs de concentration servent à contrôler la quantité de soude caustique vers la colonne.

Il y a cependant une consommation importante de soude caustique ; et le rejet de CO₂, généré par le processus de production de soude, devrait aussi être pris en compte.

6.6. Température de bain accru, contrôle de la combustion et ajout d'oxygène dans l'incinérateur à grille

Description

Le concept de base de ce processus (connu sous l'appellation de processus SYNCOM plus) est le frittage intégré de la cendre dans la couche de déchets d'une énergie basée sur la grille de l'incinérateur de déchets.

Des températures de bain plus élevées sont utilisées pour fondre ou fritter 50 – 80% du mâchefer. La fraction non fondue protégé la grille du colmatage.

Un signal de camera infrarouge est utilisé pour contrôler le chauffage de l'air et l'enrichissement en oxygène de l'air sous le feu de telle manière que des valeurs de températures appropriées de la couche de déchets soient maintenues.

Des grilles à système inversé sont plus appropriées pour cette technique car elles gardent une couche de cendres non fondues qui protège la grille des températures plus élevées employées.

La fraction non frittée est séparée par un processus de tri et de lavage, puis recyclée vers le processus de combustion.

De plus, 75% des cendres volantes (cendre de chaudière et cendre de première étape de dépoussiérage – pas les résidus de FGT du nettoyage des gaz acides) peuvent être recyclées vers l'étape de combustion. Les températures élevées du bain et le traitement mécanique humide des cendres granulées évacuées assure que le recyclage des cendres volantes ne contamine pas le produit granulé.

Avantages environnementaux réalisés

Un résidu complètement fritté, bien brûlé, à faible lixiviation est produit:

	usines à W-t-E conventionnelle	SYNCOM	SYNCOM plus
Perte à l'allumage	2 %	1 %	0.1 %
Lixiviation de plomb (mg/l)	0.2	0.05	0.01
Teneur en PCDD/F (ng TEQ/kg)	15	8	0.3

Tableau 6.1: Qualité des résidus en utilisant le système SYNCOM
[36, Gohlke, 2002]

Aussi le système :

- réduit l'ensemble des évacuations de dioxines de l'usine (<5ug I-TEQ/t des déchets entrants)
- réduit les volumes de cendres volantes
- réduit les volumes de gaz brûlés d'environ 35%

Effets cross média

Consommation d'oxygène.

Données opérationnelles

Applicabilité

Applicable aux incinérateurs à grille.

Données économiques

5 – 10 % d'augmentation des coûts d'investissement d'ensemble des usines.

Réductions des coûts d'évacuation des résidus, avec des revenus possibles des ventes de granulés comme remplacement d'agrégat.

Force motrice pour l'exécution

Exemple d'usines

Coberg, Allemagne En construction: Arnoldstein, Autriche et autres au Japon.
Usine pilote de grande taille au Japon avec Mitsubishi Heavy Industries.

Ouvrage de référence

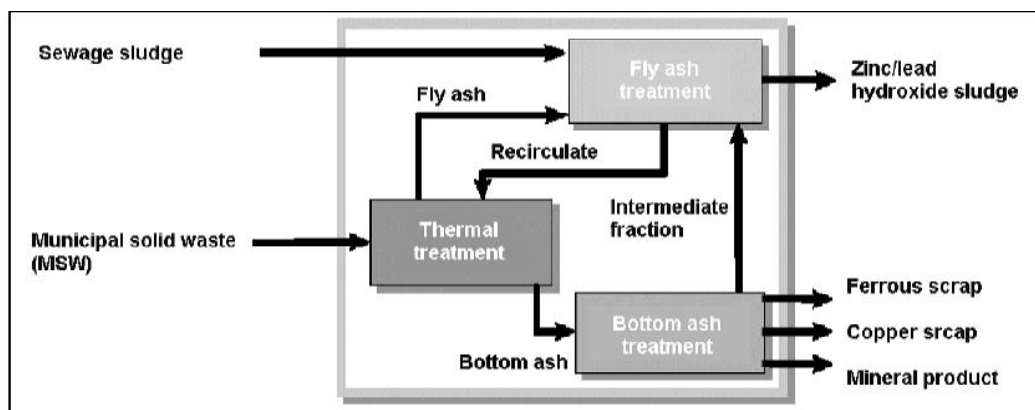
[36, Gohlke, 2002]

6.7 Le processus de combinaison PECK pour le traitement des déchets solides urbains

Description

Les caractéristiques principales de ce processus sont :

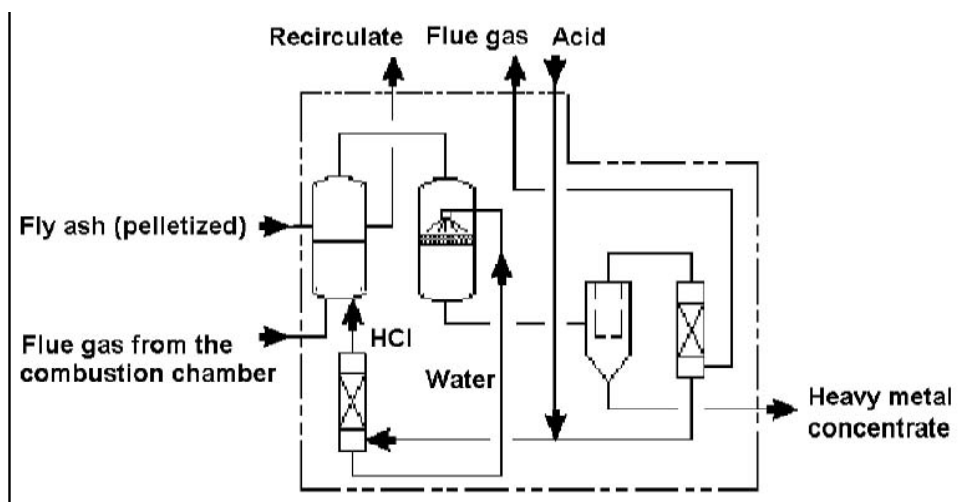
- l'utilisation d'une première étape sous stœchiométrique, grille de gazéification à 950°C
- recyclage de cendres volantes vers la grille (voir la description du prétraitement des cendre volantes ci-dessous).
- suivie par un four rotatif à température des gaz de 1400°C (couche à 1300°C) avec un ratio de surplus d'air de 1,1 à 1,3 sur stœchiométrique
- la température élevée dans le four rotatif fait fondre les matériaux minéraux
- trempe à l'eau des résidus pour former une phase semblable au verre



Boues d'épuration	Traitement des cendres volantes	Zinc/plomb
Déchets Solides Urbains (MSW)	cendre volante	boue d'hydroxyde
	Recyclage	
	Traitement thermique	ferraille ferreuse
	Fraction intermédiaire	ferraille de cuivre
	Traitement du mâchefer	produit minéral
	Mâchefer:	

Figure 6.3: Composants basiques du processus PECK
[37, Biollaz, 2001]

Traitement des cendres volantes Avant d'être recyclées vers la grille, les cendres volantes collectées dans la chaudière et l'ESP sont mélangées avec des boues d'épuration asséchées et alimentées vers une machine à fabriquer des boulettes. Les boulettes qui en résultent sont traitées dans un réacteur à bain fluidisé, où la chloruration et l'évaporation des métaux ont lieu à 900°C. Le réacteur d'évaporation est chauffé par les gaz brûlés depuis la chambre de post combustion. Le flux de gaz a une température assez élevée pour faire fonctionner le réacteur. Seule une petite portion des gaz brûlés totaux est utilisée, c.-à-d. environ 2%.



	Recyclage	gaz brûlés	Acide	
cendres volantes (en boulettes)				
gaz brûlé de la chambre de combustion	HCl	Eau		concentré de métaux lourds

Figure 6.4: Traitement des cendres volantes dans le processus PECK
[37, Biollaz, 2001]

Les métaux évaporés quittent le réacteur à bain fluidisé avec les gaz brûlés. Par une trempe partielle les métaux lourds sont condensés et filtrés par la suite. Après ceci, le surplus d'acide chlorhydrique est séparé des gaz brûlés dans l'épurateur. Les gaz brûlés sont ensuite réalimentés vers l'épurateur de l'usine d'incinération pour le nettoyage final et quittent l'usine via la cheminée. L'acide chlorhydrique est produit dans une boucle interne depuis l'eau de lavage de l'épurateur du traitement des cendres volantes par un système de distillation. L'acide chlorhydrique d'appoint vient de l'épurateur de l'usine d'incinération. L'eau de lavage appauvrie est utilisée comme eau de trempe.

Les cendres volantes appauvries, le recyclage, sont retirées du réacteur d'évaporation et à nouveau alimentées dans un silo tampon à grille. Le concentré fritté de métaux lourds est alors transporté vers l'industrie d'affinage du zinc et du plomb.

Traitement du mâchefer Directement après le processus à haute température le mâchefer est trempé dans un bain d'eau et forme des phases comme le verre. Après séparation de la ferraille le mâchefer est broyé dans un broyeur à marteaux. Le broyeur a une grille d'évacuation d'intervalle de 16 mm et une évacuation pour la ferraille ferreuse trop grande. Cette ferraille est séparée manuellement dans des fractions de matériaux de valeur.

Ensuite, davantage de concassage est réalisé dans un broyeur à boulets qui est suivi d'un séparateur pneumatique avec une limite de séparation d'environ 0,5 mm. L'unité de broyage à boulets et de séparation fonctionne aussi comme un séchoir qui tourne avec un surplus de chaleur provenant du processus thermique. Les parties surdimensionnées provenant du séparateur sont alimentées vers un séparateur magnétique et une unité à courant de Foucault, séparant les métaux ferreux des métaux non ferreux, tel que le cuivre.

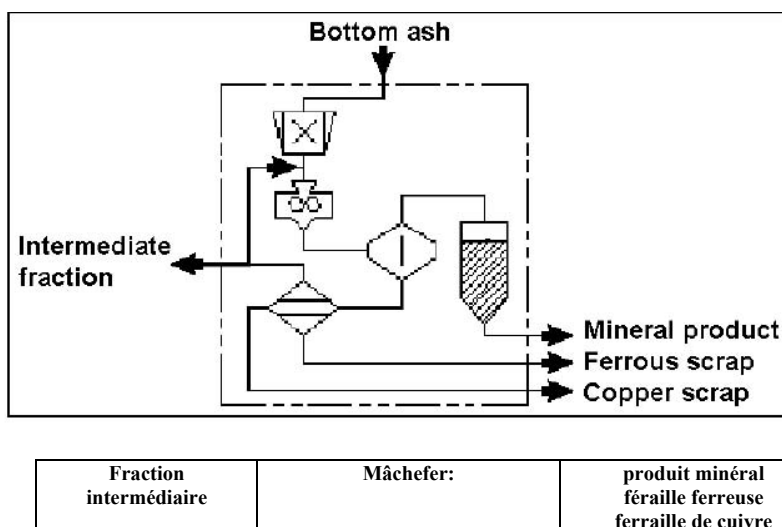


Figure 6.5: Traitement du mâchefer dans le processus PECK
[37, Biollaz, 2001]

Puisque l'efficacité du séparateur à courant de Foucault du métal non ferreux chute fortement pour les tailles de particules inférieures à 4 mm, les parties métalliques fines s'accumulent dans le circuit de broyage. Par conséquent, une petite quantité de charge en circulation est déchargée dans le processus de traitement des cendres volantes. Cette fraction de produit, appelée fraction intermédiaire, comprend environ 1% du mâchefer total étant traité. Le passant par le séparateur pneumatique est recyclé par des cyclones et filtres électrostatiques et stocké dans des silos.

Avantages environnementaux réalisés

Les avantages environnementaux clé au-delà des processus conventionnels d'incinération de déchets solides urbains sont :

- la production d'un résidu de mâchefer semi vitrifié à faible lixiviation
- la vitrification est un processus interne – pas d'énergie externe requise
- des volumes réduits de cendres volantes
- la réduction de productions globales de dioxines par la destruction dans l'incinérateur
- la concentration de métaux lourds dans un volume plus petit de déchets solides (peut-être recyclable)
- les émissions d'oxydes d'azote dans l'air sont réduites par le processus aérien

La distribution des métaux lourds, zinc, plomb, cadmium et cuivre, entre les différents flux de production est illustrée en figure 6.6 ci-dessous et est comparée aux incinérateurs conventionnels. On peut voir que le processus conduit à des métaux lourds réduits dans les résidus minéraux compare aux incinérateurs conventionnels. Par conséquent l'objectif des résidus minéraux appauvris en métal est atteint. En même temps, la majorité de ces métaux lourds sont concentrés dans des concentrés de métaux potentiellement recyclables.

Processus d'incinération PECK de déchets solides urbains

Processus d'incinération conventionnel

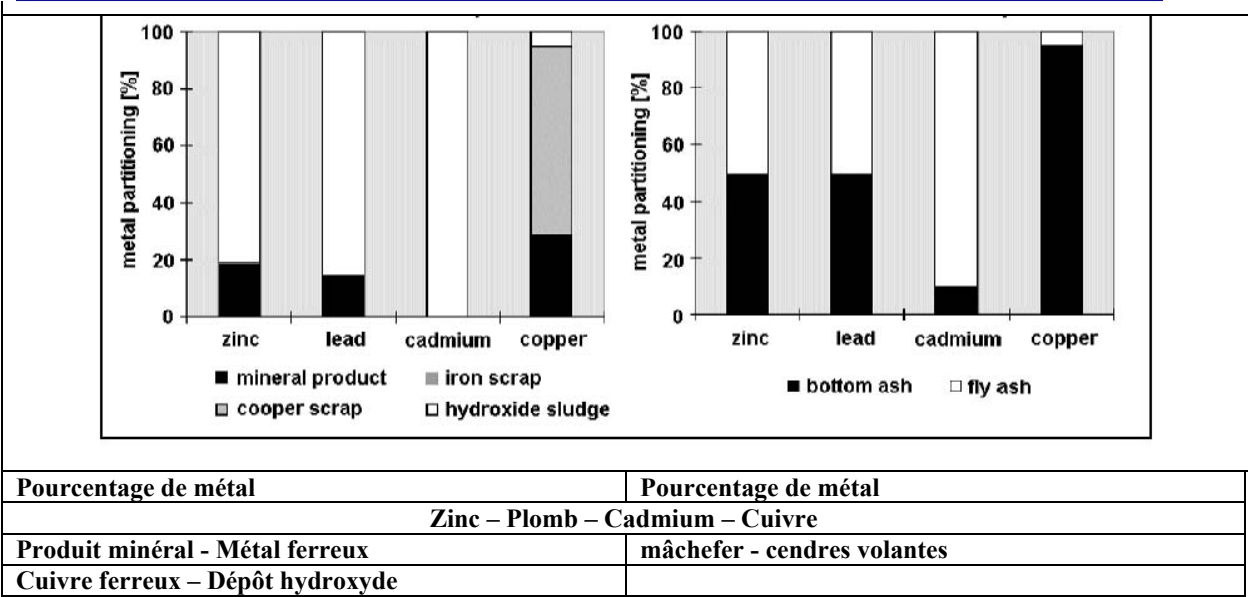


Figure 6.6: Comparaison des métaux distribués entre un processus conventionnel à grille d'incinération de déchets solides urbains et un processus PECK
Source: [37, Biollaz, 2001]

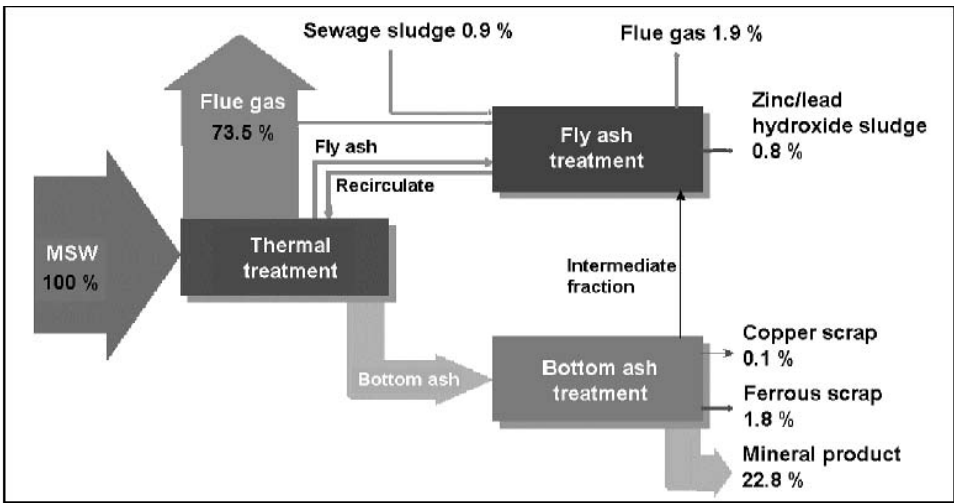
Effets cross média

Pas d'effets indésirables identifiés.

L'efficacité globale électrique du processus PECK est supposée être comparable à celui de l'incinération de déchets solides urbains y compris la consommation interne d'électricité.

Données opérationnelles

Les flux massiques les plus pertinents dans le processus PECK sont illustrés dans la Figure 6.7 ci-dessous. Les flux sont normalisés vers le courant d'entrée des "déchets solides urbains", qui correspond à 100%. Les flux de matériaux les plus pertinents produits par l'incinération de déchets solides urbains sont les gaz brûlés et le produit minéral.



	gaz brûlés 75,5%	boue d'épuration 0,9%	gaz brûlés 1,9%	
MSW 100%	Traitement thermique	cendre volante Recyclage	Traitement des cendres volantes	Zinc/plomb boue d'hydroxyde 0,8%
		Mâchefer:	Fraction intermédiaire Traitement du mâchefer	ferraille de cuivre 0,1% ferraille ferreuse 1,8% produit minéral 22,8%

Figure 6.7: équilibre massique de flux de matériau pour le processus PECK
[37, Biollaz, 2001]

Les gaz brûlés contiennent une forme de produits de post combustion, le matériau organique des déchets solides urbains et de l'eau. Le mâchefer, c'est-à-dire le produit minéral, comprend des minéraux tels que la silice et le calcium contenu à l'origine dans les déchets solides urbains, et les boues d'épuration. Les métaux lourds sont concentrés dans les flux sortant des boues d'hydroxydes, de la ferraille ferreuse et de cuivre. Le flux des métaux lourds via le produit minéral et les gaz brûlés purifiés sont négligeables.

La température du bain du four rotatif (1300°C) est assez basse pour éviter que le fer fonde et forme des alliages non voulus avec par ex. le cuivre.

Applicabilité

Le processus a été développé pour les déchets solides urbains mais pourrait en principe être appliqué à d'autres déchets.

Le processus est équipé de préférence d'une unité humide de purification des gaz brûlés. Pour le traitement des cendres volantes, le HCl est requis lequel peut être recyclé de l'eau de lavage.

Données économiques

On obtient des coûts de fonctionnement moindres pour le traitement des déchets, puisque les coûts d'évacuation des résidus sont significativement réduits, alors que les coûts d'investissement et de fonctionnement sont plus élevés que les incinérateurs de déchets solides urbains conventionnels.

Force motrice pour l'exécution

Les principales forces motrices pour l'adoption de cette technique sont :

- le besoin d'améliorer la qualité du mâchefer
- le besoin de réduire les quantités des cendres volantes
- les prix élevés de l'évacuation des résidus.

Exemple d'usines

On rapporte que le processus a été étudié dans un incinérateur de déchets solides urbains à Bâle, Suisse.

Ouvrage de référence

[37, Biollaz, 2001]

6.8 Stabilisation du FeSO_4 des résidus de FGT

Description technique

Cette stabilisation implique une procédure à cinq étapes, où les résidus sont d'abord mélangés à une solution de FeSO_4 , puis aérés avec de l'air atmosphérique au ratio liquide/solide de 3 l/kg, de manière à oxyder le Fe(II) en Fe(III) et à précipiter les oxydes de fer. Cette étape comprend aussi l'extraction de sels solubles. Le pH de la suspension est ensuite maintenu à un pH 10 – 11 pendant près de 0,5 à 1 heure pour permettre aux métaux lourds dissous de se lier aux oxydes de fer précipités. La quatrième étape du processus est d'assécher les résidus traités et finalement une étape de lavage pour échanger l'eau restante et retirer les sels restants. Le produit final stabilisé a une teneur en eau d'environ 50%.

Avantages environnementaux réalisés

L'avantage principal est les propriétés de lixiviation améliorées du produit final. Les caractéristiques de lixiviation des résidus traités sont très bonnes (Lundtorp, 2001), et on s'attend à ce qu'un faible rejet de métaux lourds peut être conservé pour des périodes prolongées, puisque les oxydes de fer sont connus pour durer dans le temps géologique. Le potentiel de pollution des résidus traités est bien documenté et on s'attend à ce que les résidus traités soient moins enclins à la désintégration physique que les produits stabilisés par le ciment, puisque la plupart des sels sont retirés. Les résidus stabilisés ont typiquement des propriétés de lixiviation bien meilleures que les résidus de ciment solidifiés.

Le processus réduit la quantité de résidu d'environ 10% par poids sec.

Effets cross média

Aucune de stratégies de réutilisation encore démontrées.

Le processus produit des eaux usées avec une forte teneur en sels et des concentrations relativement faibles en métaux, car le Fe(II) est présent dans l'étape d'extraction. Les eaux usées peuvent, dans la plupart des cas, être évacuée dans un milieu marin après un simple traitement ou peut être déionisé par cristallisation.

Informations opérationnelles

Le processus a été démontré à une échelle pilote dans une usine, traitant des résidus par lots d'environ 200 kg à sec. Les paramètres tels que – la consommation d'eau, le mélange de l'eau et des résidus, le taux d'oxydation du Fe(II), le temps de réaction, le pH et un additif de contrôle du pH – ont été optimisés. Il a été démontré que le processus est robuste par rapport aux propriétés des résidus entrants, bien que certaines variations des paramètres de processus apparaissent. Les données de processus typique sont pour 1 tonne de résidus : 10 – 50 kg de Fe, aération de 20 – 50 minutes, temps de réaction de 30 – 60 minutes, H_2SO_4 or FeSO_4 comme additifs de contrôle du pH, pH optimum de 10 – 11, et une consommation d'eau de 3 – 4 m³. Dans la disposition actuelle, l'assèchement des résidus traités fut réalisé en utilisant un plateau et un filtre presse à cadre.

Applicabilité de la technique

L'unité de stabilisation peut être mise en œuvre en tant que partie intégrante de l'incinérateur mais peut aussi exister en tant qu'usine de traitement centralisée prenant en charge les résidus de plusieurs incinérateurs. La technique a été démontrée sur des résidus de FGT semi secs ainsi que sur les cendres volantes seules et les cendres volantes combinées avec les boues des épurateurs humides (produit de Bamberg); tous avec de bons résultats.

Données économiques

Le coût de traitement pour un processus de stabilisation, appelé Ferrox, est estimé à environ 65 EUR/tonne avec une capacité d'usine de 20 000 tonnes/an; y compris les coûts d'investissement.

Force motrice pour la mise en œuvre

La raison principale pour la mise en œuvre de cette technologie est les très bonnes propriétés de lixiviation des résidus traités, et le fait qu'on s'attend à ce que cela dure sur le long terme.

Références et exemples

Le processus a seulement été démontré à une échelle pilote, bien qu'il ait aussi été conçu pour un fonctionnement à échelle réelle. Aucune usine à taille réelle n'a jamais été créée.

6.9 Stabilisation du CO₂ des résidus de FGT**Description technique**

Cette stabilisation ressemble sur bien des points au processus de stabilisation du FeSO₄, cependant les agents chimiques utilisés sont le CO₂ et/ou le H₃PO₄. Le processus implique une procédure à deux étapes. Les résidus sont d'abord lavés à L/S 3 l/kg, de manière à extraire les sels solubles, et ensuite asséché et lavé à nouveau dans un plateau et filtre presse à cadre à L/S 3 l/kg. Les résidus sont alors suspendus à nouveau, et le CO₂ et/ou H₃PO₄ est ajouté. Les réactions de stabilisation peuvent se produire de 1 -1,5 heure alors que le pH diminue, et une autre heure en plus pendant laquelle le pH est conservé à environ un pH de 7.

Enfin, les résidus sont asséchés à nouveau dans le filtre presse avec encore 3 l/kg. Le produit final a une teneur en eau d'environ 50%. L'utilisation du CO₂ et H₃PO₄ comme agent de stabilisation assure que les métaux lourds sont liés sous formes de carbonates et de phosphates.

Avantages environnementaux réalisés

La stabilisation du CO₂ montre de très bonnes propriétés de lixiviation similaires à la stabilisation Ferrox. Les carbonates et phosphates de métaux sont généralement connus comme ayant une faible solubilité, et on s'attend à ce que les caractéristiques de lixiviation de résidus de CO₂ stabilisés restent bonnes pour des durées prolongées. Le potentiel de pollution des résidus traités est documenté en détail. On s'attend à ce que la désintégration physique des résidus traités sur le long terme soit moins importante avec cette technique qu'avec la stabilisation du ciment, puisque la plupart des sels sont recyclés. Les résidus stabilisés de CO₂ ont typiquement des propriétés de lixiviation bien meilleures que les résidus de ciment solidifiés.

Le processus de stabilisation CO₂ du résidu réduit la quantité de résidu d'environ 15 % par poids sec.

Effets cross média

Aucune stratégie de réutilisation encore démontrées. Le processus produit de l'eau usée à partir de la première étape d'assèchement. Toute autre eau de processus est recyclée dans le processus. L'eau usée doit être traitée pour contre les métaux lourds dissous dans une unité normale, par exemple en utilisant un ajustement de pH et en ajoutant du TMT.

Informations opérationnelles

Le processus a été démontré à une échelle pilote dans une usine, traitant des résidus par lots d'environ 200 kg à sec. Les paramètres d'une telle consommation d'eau, mélange d'eau et résidus, l'ajout de CO₂ et H₃PO₄, le temps de réaction, le pH et l'approche du contrôle du pH ont tous été optimisés. Il a été démontré que le processus est robuste par rapport aux propriétés des résidus entrants, bien que certaines variations des paramètres de processus apparaissent. Selon la composition des résidus, soit du CO₂ soit du H₃PO₄ ou les deux ont été utilisés. Il a aussi été démontré que les gaz brûlés de l'usine d'incinération peuvent être utilisés comme source de CO₂.

Les besoins types du processus pour le traitement d'une tonne de déchets sont : 5 -20 kg de CO₂, 0 - 40 kg H₃PO₄ et 3 m³ d'eau.

Applicabilité de la technique

L'unité de stabilisation peut être mise en œuvre en tant que partie intégrante de l'incinérateur mais peut aussi exister en tant qu'usine de traitement centralisée prenant en charge les résidus de plusieurs incinérateurs. La technique a été démontrée sur des résidus de FGT semi secs ainsi que sur les cendres volantes seules et les cendres volantes combinées avec les boues des épurateurs humides (produit de Bamberg); tous avec de bons résultats.

Données économiques

Le coût de traitement pour une stabilisation du CO₂ utilisant ce processus est estimé à EUR 80/tonne de cendres avec une capacité d'usine de 200000 tonne/an ; y compris des coûts d'investissement.

Force motrice pour la mise en œuvre

La raison principale pour la mise en œuvre de cette technologie est les très bonnes propriétés de lixiviation des résidus traités, et le fait qu'on s'attend à ce que cela dure sur une perspective à long terme.

Références et exemples

Le processus a seulement été démontré à une échelle pilote, bien qu'il ait aussi été conçu pour un fonctionnement à échelle réelle. Aucune usine à taille réelle n'a jamais été créée.

6.10 Vue d'ensemble d'autres techniques émergentes de traitement des résidus de FGT

Traitement pour approvisionner l'industrie du ciment

Ce système convertit le mâchefer, les cendres volantes et les résidus de neutralisation en un

matériau qui peut être utilisé dans des fours à ciment.

Dans ce processus, les résidus de neutralisation combinés aux cendres volantes (tel que pour les systèmes FGT secs et semi-humides sans pré-dépoussiérage) sont d'abord lavés à l'eau pour retirer les chlorures à forte lixiviation. La fraction insoluble est alimentée dans le four à ciment avec le mâchefer et les cendres volantes, substitués (idéal) au calcaire. L'eau usée est alors nettoyée dans une usine de traitement de eaux usées pour précipiter les métaux lourds. Le gâteau est ensuite alimenté dans le four à ciment si la teneur en métaux lourds est inférieure aux niveaux d'acceptabilité, ou peut être davantage traité. L'eau usée propre est évacuée vers un système d'épuration urbain.

Un autre processus (seulement pour une usine pilote) a aussi pour objectif de fournir des matériaux à l'industrie du ciment. Dans ce cas, les résidus provenant des systèmes FGT à base de chaux sèches et semi secs sont séparés pour donner une fraction inerte (environ 70 pds%) qui comprend essentiellement des oxydes à utiliser dans le four à ciment, une autre fraction (environ 25 pds%) de chlorures de sodium et de calcium, et la fraction restante contenant des métaux lourds. Le processus implique un certain nombre d'étapes y compris le lavage, le contact avec la soude et le filtrage. [64, TWGComments, 2003]

Processus d'évaporation des métaux lourds

La cendre volante est chauffée à environ 900°C dans une atmosphère enrichie avec de l'acide chlorhydrique. Les métaux lourds sont volatilisés sous forme de chlorures et ensuite condensés sur un filtre où ils se concentrent jusqu'à ce que le recyclage soit rendu possible. Les cendres volantes restantes sont alors nettoyées et peuvent être utilisées pour la construction. Lorsqu'ils sont situés sur un site existant d'incinération, les gaz brûlés émis peuvent être traités dans le système FGT existant, et le HCl peut être extrait de l'épurateur humide.

Le processus n'a pas été prouvé dans une usine à l'échelle commerciale. [64, TWGComments, 2003]

Traitement hydrométallurgique + vitrification

Dans ce processus, le traitement hydrométallurgique permet le retrait des métaux lourds et des sels. La vitrification des cendres volantes qui s'en suit produit une scorie qui peut être utilisée pour la construction.

On rapporte que le processus est applicable à plusieurs compositions de cendres et a été prouvé à une échelle semi industrielle. Le processus est appliqué dans un incinérateur de déchets solides urbains en France, brûlant 120 000 tonnes de déchets solides urbains par an et produisant 3 500 tonnes/an de résidus de FGT traités provenant de ce processus de traitement. [TWGComments, 2003 #64],[64, TWGComments, 2003, 73, Rijpkema, 2000]

6.11 Application de la technologie des membranes pour son utilisation dans les usines de traitement des eaux usées pour les effluents d'épurateur humide

Description

Décrit en Section 2.6.4.3.

Avantages environnementaux réalisés

Information non fournie.

Effets cross média

Information non fournie.

Données opérationnelles

Information non fournie.

Applicabilité

Information non fournie.

Données économiques

Information non fournie.

Force motrice pour l'exécution

Information non fournie.

Exemple d'usines

Information non fournie.

Ouvrage de référence

6.12 Combinaison du bicarbonate de sodium sec + système SCR + système d'épurateur de FGT

Description

Cette technique comprend la combinaison de FGT sec au bicarbonate de sodium avec les systèmes de SCR et un épurateur.

Comme le bicarbonate de sodium présente une large gamme de température de fonctionnement (140 – 300°C) et conduit à des émissions de SO_x inférieures à 20 mg/Nm³ (SO₃ compris), il se combine idéalement à une SCR sans réchauffage des gaz brûlés; bien que le réchauffage des gaz brûlés peut être nécessaire si la température de la cheminée est trop faible après l'épurateur humide. [74, TWGComments, 2004]

Un épurateur placé après la SCR retirera le HCl restant. Comme la quantité de HCl retirée est très faible, la purge peut être facilement réinjectée en amont (avant l'injection du bicarbonate de sodium) où elle est complètement vaporisée.

Le résultat est un système de FGT sans étapes intermédiaires de réchauffage et sans effluents liquides.

Avantages environnementaux réalisés

Réduction des émissions dans l'air comme suit :

Substance(s)	Réduction	Étendue des émissions réalisées				Commentaires
		½ heure en moyenne en mg/Nm³	24 heures en moyenne en mg/Nm³	moyenne annuelle en mg/Nm³	émission spécifique (g/tonne de déchet en entrée)	
HCl			<5			des concentrations sortantes très stables sont observées
HF			<1			
SO ₂			<20			
NO _x			<70			

Tableau 6.2: Niveaux d'émissions associés à l'utilisation du bicarbonate de sodium sec combiné au système de SCR de FGT

Le système combine deux technologies de FGT bien connues et a les caractéristiques suivantes :

- émissions de SO₂ et HCl faibles au niveau de la cheminée
- le surplus de bicarbonate de sodium est réduit grâce à l'épurateur en aval; pas de réchauffage de gaz nécessaire, pas d'effluents liquides à traités car la purge est réinjectée en amont.
- les émissions sont faibles par des concentrations d'entrée fluctuantes.

Effets cross média

Les effets cross média sont identifiés dans le tableau ci-dessous :

Critères	Unités	Étendue des valeurs réalisées	Commentaires
Besoins d'énergie	entrée de déchets en kWh/t		réchauffage des gaz brûlés peut être nécessaire si la température de la cheminée est trop faible après l'épurateur humide
Consommation de réactifs	kg/t de déchets entrés	9 – 14	pour une tonne de déchets solides urbains
Réactifs de stoechiométrie	Ratio	<1.2	
Type de résidus		solide	Les résidus de FGT avec les cendres volantes ou séparés si pré-dépoussiérage Recyclage possible
Résidus - quantité	kg/t de déchets entrés	6 – 15	D'une tonne de déchets solides urbains sans filtre et poussière de chaudière

Consommation d'eau	l/t de déchets entrés	<450	
Production d'effluents	l/t de déchets entrés	0	Purge réinjectée en amont (<40 l/t de déchets entrants)
Visibilité du panache	+/-	-	

Tableau 6.3: Effets cross média associés à l'utilisation du bicarbonate de sodium sec combiné au système de SCR de FGT

Des systèmes supplémentaires de FGT peuvent être nécessaires, par ex. dispositifs supplémentaires de retrait de PCDD/F et Hg. [74, TWGComments, 2004]

Données opérationnelles

Critères	Description des facteurs affectant les critères	Évaluation (haut/moyen/faible) ou données	Commentaire
Complexité	<ul style="list-style-type: none"> unités supplémentaires de processus requises aspects opérationnels critiques risques de colmatage 	M/L	Le nombre d'unités de processus de processus est plus grand que les systèmes secs, mais plus petits que les autres systèmes
Flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> capacité de la technique à opérer sous une gamme de conditions d'entrée 	H	très robuste – deux techniques de FGT permettent de réaliser une réduction d'émissions par des concentrations d'entrée fluctuantes
Besoin de compétences	<ul style="list-style-type: none"> besoins notables de formation ou de personnel 	M/L	système simple Filtre à manchon demande une bonne gestion

Tableau 6.4: Données opérationnelles associées à l'utilisation du bicarbonate de sodium sec combiné au système de SCR de FGT

Comparé aux systèmes secs avec SCR, l'épurateur et le circuit d'eau sont les seules unités de processus ajoutés.

Applicabilité

L'applicabilité de cette technique est évaluée dans le tableau suivant :

Critères	Évaluation/Commentaire
Type de déchets	<ul style="list-style-type: none"> peut être appliqué en principe à tout type de déchets. particulièrement appliqué aux compositions variable de gaz d'entrée (par ex. déchets dangereux)
Tendue de la taille de l'usine	<ul style="list-style-type: none"> pas restreint mais généralement appliqué aux usines moyennes/grandes
Nouvelles/existantes:	<ul style="list-style-type: none"> pas restreint appliquée lorsque de la conversion des systèmes humides de FGT existants à l'EC/2000/76
Compatibilité inter-processus	<ul style="list-style-type: none"> températures de fonctionnement élevées rendent le processus très compatible avec la SCR puisque aucun réchauffage des gaz brûlés

Compatibilité	n'est nécessaire
Facteurs clé d'emplacement	<ul style="list-style-type: none"> • faible visibilité du panache • aucun effluent liquide produit • le résidu peut être recyclé • réactif sûr

Tableau 6.5: Évaluation de l'applicabilité du bicarbonate de sodium sec combiné au système de SCR de FGT

Données économiques

Des coûts d'infrastructure plus élevés que les systèmes secs dus à l'ajout d'un épurateur. Des coûts d'infrastructure similaires si un épurateur en bonne condition est déjà en place (par ex. conversion de FGT humide existant en EC/2000/76)

Coûts de fonctionnement faibles dû à :

- pas besoin de réchauffer les gaz brûlés avant d'entrer dans la SCR (faibles émissions de SO₂/SO₃ et température d'environ 200°C)
- pas d'effluent liquide à traiter
- très faible surplus de bicarbonate de sodium

Force motrice pour l'exécution

Cette technique est appropriée lorsque :

- les systèmes humides de FGT doivent de conformer à l'EC/2000/76 (introduction à la SCR)
- les déchets dangereux avec une composition très variable des gaz entrants doivent être incinérés
- Le FGT doit se conformer aux valeurs limites d'émission plus faible que l'EC/2000/76.

Exemple d'usines

Information non fournie.

Ouvrage de référence [64, TWGComments, 2003]

7. REMARQUES DE CONCLUSION

7.1 Timing du travail

La première réunion plénière du TWG fut tenue en Décembre 2001. Le premier brouillon fut alors envoyé pour consultation en May 2003. Près de 4000 commentaires furent soumis sur ce premier brouillon. Ceux-ci furent évalués et intégrés dans le document et le deuxième brouillon, comprenant des propositions pour les conclusions des MTD, fut envoyé en avril 2004. Un nombre similaire de commentaires, c'est-à-dire un très grand nombre, furent reçus sur le deuxième brouillon. La majorité d'entre eux furent évalués avant la réunion plénière finale du TWG qui eut lieu en novembre 2004. Quatre semaines avant la réunion plénière finale, une version complètement révisée du chapitre sur les MTD fut distribuée au groupe de travail dans les supports de la réunion. Ce document contient aussi une longue et précise évaluation des commentaires faits, et la raison des MTD révisées proposées par le TWG. La réunion plénière finale du TWG s'est concentrée pour se mettre d'accord sur les conclusions des MTD. Après la dernière réunion, il y eut de courtes consultations sur les sections modifiées liées aux conclusions sur les MTD et sur les remarques de conclusion et sur la note de synthèse.

Un an avant le démarrage de cet échange d'informations, la Directive 2000/76/EC sur l'incinération des déchets (WID) était finalisée. La WID fixe des normes opérationnelles et de rendement obligatoires pour la majorité des situations où les déchets sont traités thermiquement, y compris où les déchets sont traités dans des installations dédiées au traitement des déchets (dont il était question dans cet échange d'information sur les MTD) et où les déchets sont co-incinérés dans d'autres installations (qui ne faisaient pas partie de l'étendue de ce travail). Les normes fixées dans la WID sont, pour l'essentiel, applicables aux nouvelles installations depuis 2002 aux installations existantes jusqu'au 28 décembre 2005. Le travail sur le BREF a donc coïncidé avec une période pendant laquelle l'industrie et les États Membres ont pris les mesures nécessaires pour mettre la WID en oeuvre. Les informations issues de l'expérience sur la mise en oeuvre de la WID ont été alimentées jusqu'à un certain point dans l'échange d'information sur les MTD. Cependant, bien que les données aient été fournies par ces États Membres qui ont appliqués, depuis des années, certaines normes semblables à celles contenues dans la WID, la WID étant en cours de mise en oeuvre, les informations fournies étaient partielles et par conséquent incomplète. **Il est recommandé que la révision du BREF tire en particulier des États Membres et de l'Industrie de l'expérience quant à la mise en oeuvre de la WID, examinant en particulier la différence entre les installations nouvellement construites et celle qui ont été modernisées.** Ceci peut alors être utile et résulter en des conclusions plus détaillées sur les MTD en ce qui concerne les techniques et la performance qui peuvent être escomptées dans chacune de ces situations.

La date **suggérée pour la révision de ce document de référence sur les MTD est en 2010**, avec le démarrage de la collecte d'informations qui commencera au moins un an avant cette date.

7.2 Sources d'informations et lacunes

Lors de cet échange d'information les États Membres et l'industrie ont soumis un très grand nombre de documents. Plus de 350 sources d'informations électroniques ont été soumises au total, avec un nombre similaire de copies papier soit par la poste soit prise à la main lors de réunion et de visites sur site. Le nombre total de pages d'information fournies étaient de plusieurs milliers. Une partie de ces informations se recoupaient et par conséquent, tous ces documents fournis ne sont pas référencés dans ce BREF.

Des contributions très conséquentes furent fournies tôt dans le déroulement de ce projet, et ont formées les fondements des premiers chapitres, y compris des techniques à considérer dans la détermination des MTD (Chapitre 4). En particulier :

- . • des documents détaillés sur les MTD ont été fournis par l'Allemagne, l'Autriche et les Pays-Bas
- . • les industries ont fourni des études sur les émissions et techniques qui ont été menées spécifiquement pour le projet du BREF
- . • des rapports sur des techniques particulières ont été fournis par des organisations, l'industrie et de nombreux États Membres
- . • des membres individuels du TWG ont accordé une grande partie de leur temps à lire et commenter des brouillons produits et à produire des contributions pour le projet.

Les membres du BEPRIP et du TWG ont visité ensemble 29 installations dans 9 pays différents: La Belgique, le Danemark, la Finlande, l'Allemagne, le Japon, la Norvège, le Portugal, l'Espagne et la Suède. Ces visites sur site eurent lieu tôt dans le projet et ont aidé à donner une compréhension de l'industrie dans son ensemble et des techniques spécifiques. Une fiche technique standard a été développée pour recueillir l'information pendant ces visites et des rapports sur les visites ont été rendus disponibles au TWG en les distribuant sur l'espace de travail des membres. Tout au long du projet il y avait une très bonne communication ouverte avec les membres du TWG actifs dans l'industrie et les États Membres, bien que tous les membres du TWG n'aient pas joué un rôle actif dans le projet. Les consultations sur l'ébauche du BREF ont fourni beaucoup de retours constructifs spécifiques des membres du TWG. De tels commentaires étaient cruciaux pour le développement du BREF, bien qu'ils aient été également accompagnés d'un très grand nombre de commentaires exprimant des désirs ou des avis qui étaient difficiles d'utiliser lorsqu'ils étaient pas bien soutenus par l'information

Le projet a produit un intérêt énorme partout, reflétant le grand intérêt que le sujet attire généralement. À l'heure de la deuxième réunion plénière du TWG, il y avait, sans précédent, 109 membres du TWG. Les consultations sur les premières et deuxième ébauches du BREF ont produit un nombre également sans précédent de commentaires, avec plus de 7500 commentaires soumis à l'aide du bilan de consultation du BEPRIP, et d'un grand nombre de pages de soumissions séparées. En raison de la grande quantité de travail exigée pour traiter juste les commentaires, qui ont été reçus dans les dates limites de consultation, le BEPRIP ne pouvait pas donner une pleine considération aux contributions qui ont été reçues une fois les périodes de consultation clôturées. Bien que la majorité des membres du TWG ait soumis ses commentaires au cours des périodes de consultation fixées (8 semaines normales plus quelques jours supplémentaires pendant les périodes de congés) certains ne purent pas en faire ainsi, et déclarèrent que les périodes de consultation étaient trop courtes. Parmi les soumissions reçues après la date limite, il faut noter que 33 documents divers furent soumis par industrie pendant les mois suivant la fin de la consultation sur la deuxième ébauche. Ces documents ont coupé le BREF en diverses sections et ont fourni les commentaires combinés et les révisions suggérées d'un certain nombre d'experts de l'industrie. Tandis que certaines de ces soumissions furent utilisées, la nécessité de ranger par priorité les commentaires reçus pendant la période de consultation signifie que toutes n'ont pas pu être utilisées. Il est alors **recommandé de réviser ces soumissions entièrement et de les prendre en considération quand le BREF sera révisé.**

De bonnes données ont été soumises sur les émissions, en particulier sur les émissions à l'air, bien que la moyenne des périodes et l'étalonnage de données ait parfois différé, ou n'ont pas été donnés. Les données d'émissions concernant la majorité des substances prioritaires rejetées dans l'air étaient abondantes et de bonne qualité, reflétant l'étalonnage et la plus grande uniformité de la surveillance et du reportage provoqué par la réglementation européenne sur les niveaux d'émissions. Cependant,

un manque de confiance dans la qualité des données a empêché l'établissement de niveaux quantitatifs d'émission MTD pour la majorité de ces substances non incluses dans la Directive 2000/76/EC.

Des données quantitatives des coûts ont été fournies concernant des honoraires de porte, les coûts de traitement, les coûts d'installations entières et de différentes techniques. La majorité de ceci a été dérivée de différentes études. Cependant, en raison des variations de la manière par laquelle des données concernant les coûts sont compilées, la plupart du temps, il était difficile de comparer les données fournies, et la construction des courbes de coûts pour différentes techniques n'était généralement pas possible. **Il est recommandé que la révision du BREF soit précédée par des études qui établissent et recueillent les données, qui, sur une base plus large, permettent une évaluation plus précise de:**

- **l'impact de la taille de l'usine sur les données économiques de l'adoption de diverses techniques, par exemple de SCR**
- **l'abordabilité et les avantages comparatifs de l'adoption des techniques dans les sous-secteurs de l'industrie (par ex. les boues urbaines, dangereuses, et d'épuration etc.)**
- **émissions comparatives évitées avec le coût de l'application de diverses techniques**
- **le changement des coûts de traitement des déchets qui résultent de l'utilisation de diverses techniques de réduction d'émission conformément au type et à la taille de l'usine**

Souvent, les effets cross médias n'étaient pas bien mesurés, et dans beaucoup de cas seulement un rapport qualitatif pouvait être réalisé. Des données sur la consommation de matière première ont été données pour quelques techniques mais la disponibilité et la qualité étaient variables - ceci peut être une réflexion de l'emphase générale (et appropriée de manière discutable) de l'industrie lors du contrôle des émissions plutôt que des consommations.

Dès l'abord du projet, on a noté que le secteur de l'incinération a comporté un certain nombre de sous-secteurs et la portée de l'échange de l'information a été dérivée pendant les discussions lors de la première réunion plénière. Cependant, l'information échangée concernait principalement les sous-secteurs urbains et marchands des déchets dangereux. Relativement peu d'informations ont été fournies au sujet de l'autre sous-secteur identifié, par exemple les déchets cliniques, les déchets industriels, les incinérateurs de déchets mélangés. Le document final reflète l'équilibre de l'information fournie et ceci a eu comme conséquence relativement peu d'information concernant certains sous-secteurs. La preuve présentée dans le BREF a été considérée suffisante pour aboutir à des conclusions générales des MTD pour le secteur global, avec quelques conclusions spécifiques du sous-secteur, mais n'a pas soutenu le schéma de niveaux d'émission spécifiques plus détaillés du sous-secteur.

En finalisant les conclusions des MTD, on a noté que la taille de l'usine a une grande influence sur la viabilité économique de certaines techniques, avec de petites installations souffrant bien plus des augmentations en coût par unité de déchets traités que les plus grandes installations. Le besoin de tenir compte de l'applicabilité générale des conclusions des MTD par rapport à la grande variation réelle des tailles d'installation vues, mène aux niveaux d'émissions opérationnelles associés aux MTD quantitatives dont les gammes sont élargies. C'est donc un facteur à prendre en compte en comparant l'exécution réelle de différentes installations par rapport aux gammes la performance des MTD données. Afin de fournir une compréhension plus détaillée de la taille de l'installation et du type de rapport de taille avec les MTD, on recommande que la révision du BREF cherche à établir les gammes de performances d'émission associées aux MTD qui tiennent plus étroitement compte de la taille de l'usine et des facteurs types des déchets. En outre, on recommande également que la

révision examine s'il est possible de tirer des conclusions plus spécifiques sur les MTD pour:

- **les installations de déchets mélangées (par ex. les techniques utilisées et avantages possibles de mélanger divers flux de déchets)**
- **installations industrielles de déchets non-dangereux**

Très peu d'émission quantitative a été fournie concernant les concentrations de gaz bruts observées après l'étape de combustion (c.-à-d. avant le nettoyage des gaz). Ceci a rendu impossible d'effectuer une évaluation comparative détaillée des techniques utilisées lors de l'étape de combustion. Par conséquent, les conclusions tirées là-dessus sont en grande partie dérivées d'un consensus de l'opinion d'experts et de la performance globale de l'installation, plutôt que d'une évaluation dure des techniques appliquées et des données du bilan massique lors de l'étape de combustion. En particulier, il n'était pas possible d'évaluer l'impact sur la performance de combustion et des émissions de combustion qui pourraient résulter des caractéristiques de conception détaillées de la combustion. Puisque l'emphase de l'IPPC est sur les techniques qui empêchent la pollution (par opposition aux techniques de réduction) il est donc **recommandée que la révision du BREF devrait étudier les caractéristiques de conception de combustion plus en détail en vue d'évaluer leur rôle dans la prévention de la pollution.**

7.3 Degré de Consensus atteint

Nous nous sommes mis d'accord sur les conclusions du travail lors de la réunion finale du TWG en novembre 2004. Il y avait un très bon niveau général de consensus. Il y avait un plein accord, et aucunes vues de divergentes, par rapport aux MTD sur les techniques. Il y avait également un bon consensus général sur les MTS quantitatives, bien que les niveaux opérationnels d'émission liés à l'utilisation des MTD aient provoqué quelques vues divergentes. Un État Membre et l'O.N.G. environnementale ont enregistré des vues divergentes par rapport à plusieurs des niveaux d'émission associés aux MTD pour les rejets dans l'air et dans l'eau. Leur raison pour ces vues divergentes comprenait, les données dans le BREF, et plusieurs exemples d'installations réalisant des niveaux d'émission au-dessous de ceux convenus par le reste du TWG comme MTD.

7.4 Autres remarques et problèmes spécifiques

7.4.1 Existence d'installations avec des niveaux d'émission opérationnels inférieurs à ceux conclus comme MTD

Il y a un certain nombre d'installations en Europe qui, pour certains des paramètres d'émission énumérés, réalisent déjà des niveaux opérationnels inférieurs à la valeur inférieure des gammes données dans le tableau 5.2 et le tableau 5.4 (gammes d'émissions opérationnelles associées aux MTD pour les rejets dans l'air et dans l'eau). Cependant, le TWG a conclu que ces valeurs d'émission plus basses ne pourraient pas être décrites en tant que "généralement réalisable en utilisant les MTD". La raison pour cela était que, alors que c'était réalisé dans quelques situations spécifiques, des variations locales des types de déchets et des situations économiques signifiaient que ces niveaux d'émission inférieurs n'ont, en général, pas été considérés comme MTD pour le secteur dans l'ensemble.

7.4.2 Étendue du Tableau 5.3 sur les critères de choix pour les systèmes FGT (BAT 37)

Le tableau 5.3 en chapitre 5 n'est pas considéré comme complet puisqu'on sait que d'autres

subdivisions des systèmes de FGT mentionnés existent. En particulier, l'évaluation de chacun des systèmes de FGT présentés peut changer selon les réactifs de FGT utilisés, par exemple typiquement la chaux, le bicarbonate de sodium ou la soude.

7.4.3 Utilisation des systèmes secs de FGT dans certains incinérateurs de déchets dangereux (BAT75)

La MTD 75 déclare que dans les incinérateurs de déchets dangereux alimentant des déchets "de compositions et de sources fortement variables, l'utilisation de FGT humide, comme décrit en 4.4.3.1, est généralement MTD... » Le TWG a noté que le FGT sec est également appliqué dans quelques incinérateurs de déchets dangereux traitant de tels déchets, que de telles installations sont conformes aux niveaux d'émission de la WID et que les systèmes secs peuvent avoir des avantages locaux spécifiques où il y a des restrictions particulières, par exemple sur l'utilisation ou l'évacuation de l'eau. Par conséquent, bien que pas assez d'information n'ait été disponible pour juger si les systèmes secs étaient également MTD pour de tels incinérateurs de déchets dangereux, il se peut qu'ils offrent des avantages globaux dans quelques circonstances locales.

7.4.4 Impacts de la fixation des prix et de la politique sur l'efficacité énergétique

Dans certains États Membres européens, des programmes d'électricité verte supportent, à des degrés variables, la production d'électricité à partir des déchets. Le TWG a noté que de telles subventions étaient beaucoup moins courantes pour l'approvisionnement en chaleur/vapeur, bien qu'elles représentent aussi des moyens potentiels de recyclage d'énergie. On a également noté que les prix absolus et relatifs (le prix réellement reçu par l'opérateur comprenant toute subvention) de l'électricité ou les ventes de chaleur/vapeur ont eu une grande influence sur la stratégie de recyclage d'énergie adoptée et par conséquent sur la conception réelle de l'installation.

Bien que l'approvisionnement en électricité seule soit souvent l'option de recyclage de l'énergie choisie, la fourniture de PCCE et de chaleur/vapeur aux consommateurs dignes de confiance fournit une plus grande occasion d'augmenter le pourcentage de recyclage de la valeur énergétique des déchets. On peut alors voir que les décisions politiques telles que des subventions "de vapeur verte", et les politiques qui améliorent la disponibilité pour les installations d'incinération de consommateurs/contrats pour l'utilisation de la vapeur/chaleur (par exemple politique d'occupation des sols, politique énergétique, subventions de quote-part d'énergie renouvelable des engagements et, approvisionnement des réseaux urbains en chauffage/refroidissement) peuvent jouer un rôle très important en augmentant la capacité globale du secteur de l'incinération des déchets pour améliorer son efficacité énergétique aussi bien dans une installation qu'au niveau de secteur.

Dans quelques endroits, l'adoption de telles politiques et de telles mesures est entreprise en partie en raison de la contribution que l'énergie dérivée des déchets peut faire en remplaçant de l'énergie qui serait autrement dérivée des sources d'énergie dérivées de combustible fossile. Là où la production énergétique remplacée est en grande partie ou complètement d'origine fossile, ceci peut alors être traduit comme des économies en émissions totales de dioxyde de carbone à partir de l'alimentation énergétique.

7.4.5 Concurrence et impacts de normalisation à travers les secteurs industriels traitant des déchets

L'industrie d'incinération en Europe est exposée aux degrés de concurrence très variables selon le type de déchets, la géographie, la législation et la politique locale. D'un côté, les installations sont une propriété publique, exploitées et financées publiquement, peuvent avoir les contrats à long terme garantissant l'approvisionnement en déchets et l'achat de l'énergie, et sont autorisées à augmenter les frais pour les déchets entrants afin de réunir le capital pour toutes les mises à niveau exigées. De l'autre côté, les installations sont entièrement financées et exploitées de sources privées dans un marché global des déchets, sans aucune sécurité.

Là où il existe une concurrence pour les déchets, établie dans les limites par des contrôles législatifs sur les mouvements des déchets, les détenteurs de déchets peuvent envoyer leurs déchets vers l'installation de leur choix, et le coût relatif des options disponibles sera, en général, un moteur clé qui détermine finalement le choix de l'installation. Le cas échéant, les installations aux coûts les plus faibles peuvent s'attendre à « gagner » plus de contrats et par conséquent à traiter plus de déchets.

L'application des règlements environnementaux, et le détail des normes et des valeurs d'émission que ces règlements exigent, déterminent elles-mêmes les techniques, les investissements et par conséquent les coûts qui sont à la charge de l'industrie réglée. Par conséquent on peut clairement voir que, quand un déchet donné peut être traité dans divers secteurs, les contrôles de normalisation relatifs peuvent, sur un marché libre, avoir un impact significatif sur la destination de déchets. Finalement, ceci peut alors mener à une situation où des installations avec des conditions ambiantes plus élevées (et des coûts plus élevés) sont pénalisées. On peut donc voir que, dans de telles situations, un soin particulier est exigé lors de la considération des valeurs d'émission et d'autres conditions qui doivent être placées sur toutes les industries en concurrence sur de tels marchés. Ce problème est aussi noté dans la WID (considération 10).

7.4.6 Développement et exécution des stratégies de déchets

Le degré auquel l'incinération est utilisée comme une option de traitement des déchets change considérablement d'un État Membre à un autre État Membre et d'une région à une autre. En général, ces États Membres avec les niveaux les plus élevés de la mise en décharge ont les niveaux les plus bas de l'incinération. L'exécution progressive de la Directive 1999/31/EC sur la mise en décharge des déchets aura comme conséquence des réductions de la quantité des déchets biodégradables allant en décharge. En particulier là où la confiance en la mise en décharge a été la plus grande, il faudra donner l'alternative du traitement des déchets et de l'élimination pour ces déchets dont la production ne peut pas être empêchée. Dans de tels cas, une expansion de la capacité thermique du traitement peut donc être prévue, accompagné à un certain degré par une expansion d'autres traitements, y compris le recyclage.

Le développement et l'exécution efficace des stratégies en matière de déchets à divers niveaux (État Membre, régional et local) est un outil important qui peut aider à assurer qu'une gestion efficace, bien prévue et la organisée des déchets soit fournie, tout en garantissant que les hiérarchies de la gestion des déchets soient observées. De tels plans peuvent aider les développeurs d'installations thermiques à :

- a) assurer que la taille des installations qu'ils proposent est en accord avec la stratégie en matière de déchets en place
- b) identifier des emplacements appropriés pour les installations

7.4.7 Marchés et normes pour le mâchefer et autres résidus

Le degré d'utilisation des résidus de traitement thermique en Europe varie grandement. Dans certains cas, presque tout le mâchefer est envoyé pour élimination, dans d'autres une très grande proportion est utilisée, souvent pour la construction après traitement. En général, les États Membres qui ont pu augmenter l'utilisation de la cendre (habituellement pour le mâchefer mais parfois aussi pour certaines fractions de cendres volantes par exemple de cendre de chaudière) et de ce fait qui ont pu réduire l'évacuation des déchets, sont ceux qui ont développé des niveaux adéquats pour l'utilisation de la cendre, et pour leur prélèvement et test de qualité.

Dans certains cas, les États Membres ont prolongé la politique plus loin jusqu'à l'identification des zones où les diverses catégories de la cendre d'incinération peuvent être utilisées en tant qu'agrégat de remplacement, jusqu'aux mesures de protection de l'environnement exigées quand elles sont employées, et aux différents niveaux de test qualité exigé selon le risque environnemental dans la zone concernée. De cette manière, on a trouvé qu'il est possible de présenter les soucis potentiels de la pollution concernant de telles utilisations de matériaux de déchets. Les normes développées cherchent à présenter ces soucis de pollution et peuvent alors elles-mêmes devenir des critères supplémentaires pour les réalisateurs thermiques d'installation de traitement lors du choix de ces techniques et traitements qui ont un impact particulier sur la qualité des résidus.

De telles mesures améliorent généralement le marché pour l'utilisation du mâchefer et donc réduire la quantité de déchets allant en décharge, tout en déplaçant l'utilisation des minéraux bruts qu'ils remplacent. Dans d'autres cas, des états membres adoptent des mesures qui visent à améliorer le comportement de mise en décharge des résidus d'incinération.

Les autres résidus principaux de l'incinération des déchets sont ceux générés par le traitement des gaz brûlés. Ceux-ci sont partiellement récupérés dans certains cas (quelques processus industriels sont utilisés pour récupérer certaines fractions des résidus de certain FGT), mais en général les résidus sont envoyés pour évacuation, souvent par le remblai et les traitements spécifiques courants. Dans certains cas les résidus de FGT sont placés dans des mines de sel où ils sont utilisés comme remblai. Le prix du traitement FGT, de l'évacuation ou du recyclage peut avoir un certain impact sur les techniques adoptées pour le FGT, avec des prix plus élevés de recyclage/traitement/évacuation encourageant généralement l'adoption des systèmes de traitement humides de conduite de gaz brûlés qui peuvent produire des quantités inférieures de résidus solides que d'autres systèmes. Cette situation n'est cependant pas simple, et tel qu'indiqué par les conclusions des MTD dans ce document, le choix des systèmes de FGT nécessitent une évaluation multicritères qui considère une large gamme de moteurs (par ex. la consommation d'eau et le rejet, la consommation d'énergie, etc.) Afin de parvenir à une solutions d'ensemble équilibrée.

7.4.8 Éducation et démonstration coordonnées des impacts sanitaires/environnementaux

Dans ce document on rapporte que les résultats des études de l'évaluation de l'impact sanitaire, sur la base des preuves actuelles et de la performance moderne en matière d'émissions, suggère que les impacts locaux des émissions de l'incinérateur dans l'air sont soit négligeables, soit pas détectable. Cependant, malgré cette preuve, c'est la perception de l'incinération et ses impacts qui représentent un des plus grands challenges du secteur, en particulier en matière de nouveaux développements. En dépit des efforts significatifs de la part des développeurs et des autorités locales pour fournir des informations au sujet des impacts et des risques, les propositions pour de nouvelles installations, dans beaucoup de cas, demeurent la cause du grand souci public. Des inquiétudes sur de nouveaux développements ce n'est cependant pas seulement le cas de l'incinération des déchets. À un certain

degré, des développements d'autres installations de traitement de déchets, d'industries autres que celles des déchets, des développements commerciaux, de détail et d'infrastructure peuvent tous se heurter à la résistance publique et politique. Pendant cet échange d'information, quelques informations ont été soumises en rapport aux actions qui ont été prises par l'industrie pour présenter les inquiétudes publiques. Il est clair que ceci est un thème qui, bien qu'il soit d'importance plus grande dans certains endroits plutôt que dans d'autres, est d'intérêt général pour l'industrie européenne de l'incinération. Il est donc **recommandé que l'industrie et celles ayant une responsabilité dans le développement et la mise en œuvre des stratégies en matières de déchets continuent à développer leur stratégie dans ce domaine.**

7.5 Thèmes suggérés pour de futurs projets de R&D

En plus de sujets déjà mentionnés dans ce chapitre de remarques de conclusion, pour la révision du BREF les sujets suivants ont été suggérés pour plus de recherche, en vue d'établir des conclusions MTD si possible:

- informations concernant les techniques utilisées et des coûts pour la modernisation des installations existantes -
 - de telles informations peuvent être dérivées de l'expérience de la mise en œuvre de la WID dans les États Membres
 - et il pourrait être utile de les comparer aux coûts/performance des nouvelles installations
- des informations plus détaillées sur le coût nécessaire pour une évaluation plus précise des variations de l'accessibilité aux techniques avec la taille des usines et le type de déchets
- des informations concernant des installations plus petites – très peu d'informations ont été fournies en ce qui concerne les petites installations
- les installations qui traitent des déchets industriels non dangereux et celles qui traitent des mélanges de déchets
- une évaluation plus détaillée de l'impact sur le contrôle de la pollution des caractéristiques détaillées des conceptions de combustions, par ex. la conception de grille
- plus d'informations sur les techniques émergentes
- la consommation et les niveaux d'émission d'ammoniaque (surtout dans l'air et l'eau) pour les différents systèmes de FGT (surtout humides, semi-humides, et secs) et leur relative efficacité de réduction de NOx.
- l'impact de l'éventail des températures de retrait de la poussière sur les rejets de PCDD/F dans l'air et les résidus
- davantage d'expérience avec la surveillance en continu des émissions de Hg (dans l'air et l'eau).

D'autres recommandations importantes pour plus de travail au-delà de l'étendu de ce BREF mais provenant de l'échange d'information sont :

- le besoin de considérer l'impact global de la concurrence pour le traitement des déchets, en particulier la concurrence des industries co-incinérant les déchets – une étude de la sorte pourrait aussi inclure la considération de : la fiabilité relative et les risques de l'approvisionnement du service de gestion des déchets; les émissions et le recyclage énergétique selon divers degrés de diversion, et, considérer et identifier les facteurs risques clés par ex. l'assurance de la qualité des déchets combustibles.
- il pourrait être utile d'évaluer l'impact sur les stratégies adoptées en matière de déchets (c-à-d l'équilibre des technologies utilisées à une échelle nationale), et sur les efficacités du traitement thermique réalisé, du degré d'intégration de la politique de gestion de l'énergie et des déchets dans les États Membres de l'UE (et autres pays). de telles études peuvent identifier

comment la politique sur l'énergie et les déchets interagit et donner des exemples tant positifs que négatifs

- . • le besoin de comprendre plus en détail l'impact des prix de l'énergie absolus et relatifs (électricité et chaleur) sur l'efficacité énergétique typiquement réalisée par les installations, et le rôle et impact des programmes de subventions et de taxes.
- . • l'identification des barrières typiques au développement de nouvelles installations et les approches qui se sont montrées fructueuses
- . • le développement de normes appropriées pour l'utilisation du mâchefer – de telles normes se sont montrées utiles pour l'amélioration de marchés pour l'utilisation du mâchefer.
- . • les coûts et bénéfices de réduire davantage les émissions de l'industrie de l'incinération des déchets lorsqu'ils sont comparés aux réductions d'autres sources de pollution industrielles et anthropogéniques.

La CE lance et soutient par ses programmes RTD une série de projets traitant des technologies propres, des technologies émergentes pour le traitement de l'effluent et des technologies du recyclage ainsi que des stratégies de gestion. Ces projets pourraient fournir une contribution utile pour les futures révisions du BREF. Les lecteurs sont par conséquent invités à informer le BEPRIP de tout résultat de recherche lié à l'étendue de ce document (voir aussi la préface de ce document).

9 GLOSSAIRE

[NdT : Les acronymes anglais qui n'apparaissent pas dans la traduction française n'ont pas été traduits.]

Symboles

~	Plus ou moins, approximativement
EUR	Euro, EUR (Monnaie européenne)
\$	Dollar des États-Unis d'Amérique

A

Aérocondenseur	Condenseur refroidi à l'air
APC	un terme anglais qui s'applique aux équipements de traitement des fumées (aussi désigné en anglais par FGT = Flue Gas Treatment) (en anglais : APC = Air Pollution Control). Ce terme fait aussi référence à l'épuration des fumées (FGC = Flue Gas Cleaning)

B

BREF	Document de Référence des Meilleures Techniques Disponibles
------	---

C

CAPEX	Dépenses d'investissement
CE	Commission Européenne
CEN	Comité européen de normalisation
Cendres sous chaudière	La partie des cendres volantes qui sont recueillies en pied de chaudière
CFC(s)	Chlorofluorocarbures
Chauffage urbain	Voir Réseau de chauffage urbain
CHP	Co-génération de chaleur et d'électricité (en anglais : CHP = Combined Heat and Power)
COMAH	Directive concernant le contrôle des accidents majeurs et des risques
COT	Carbone Organique Total
COV	Composés Organiques Volatiles
CSR	Combustible Solide de Récupération (traduction française de RDF). Le terme fait référence aux déchets qui ont été traités d'une certaine manière pour atteindre une spécification particulière pour améliorer leurs caractéristiques en tant que combustibles.

D

DCO	Demande chimique en oxygène
Deacon (« Equilibre de Deacon »)	Equilibre chimique par lequel du chlore gazeux est produit à partir d'HCl et réciproquement, sous certaines conditions
Destruction	Par exemple : destruction de déchets – ceci fait référence au processus de conversion chimique d'espèces moléculaires essentiellement organiques contenues dans les déchets. Les hydrates de carbone par exemple, sont convertis en oxydes de carbone et hydrogène.

DRE Efficacité de destruction et d'élimination (en anglais : DRE = Destruction and Removal Efficiency). Le pourcentage d'une substance qui est introduite dans un processus d'incinération, et qui n'est pas émis à la cheminée.

E

EC Commission européenne

Efficacité de Destruction : le pourcentage global de la substance qui est introduite dans un processus d'incinération qui est détruit et qui n'est pas ensuite émis vers aucun milieu environnemental.

EP Electrofiltre (en anglais : Electrostatic Precipitator)

ESP Electrofiltre (en anglais : Electrostatic Precipitator)

EU Union Européenne

EU+ Union Européenne + pays de l'AELE (Association Européenne de Libre Échange) + Pays candidats

EUR Euro (Monnaie européenne)

EIPPCB Bureau européen de la prévention intégrée et du contrôle de la pollution (Séville)

F

FBC Combustion en lit fluidisé

FGC (Techniques d') Épuration des fumées – On y fait aussi référence sous les abréviations FGT et APC

FGR Recirculation de fumées – concerne la recirculation des fumées vers le four

FGT (Techniques de) Traitement des fumées (en anglais : FGT = Flue Gas Treatment). On y fait aussi référence sous les abréviations FGC et APC

Filtre à cendre Traduction impropre pour « Filter Ash = cendres volantes collectées dans un filtre (typiquement dans un filtre à manches ou un électro-filtre)

Filtre à manches Un dispositif constitué de « manches » filtrantes, couramment utilisé en épuration des fumées d'incinération. Les filtres à manches servent à arrêter les cendres volantes, ainsi qu'éventuellement, les réactifs de neutralisation et/ou le charbon actif utilisé pour l'adsorption des métaux lourds et des dioxines/furannes.

Four la partie de l'installation où la combustion commence ou où elle est effectuée

Foyer une partie d'un four

Foyer à gradins un type de four conçu comme une série de marches ou gradins – généralement avec un mécanisme de transport pour déplacer les déchets d'une marche à l'autre

Foyer statique un type de four où la structure ne bouge pas – le transport des déchets peut être réalisé par intervention par lot.

G

GHG Gaz à effet de serre, par ex. le CO₂. (en anglais : GHG = Greenhouse Gases)

Grille	Un mécanisme utilisé pour déplacer les déchets à l'intérieur d'un four d'incinération – les grilles sont communément utilisées pour l'incinération des déchets ménagers et assimilés
H	
HFC(s)	Hydrofluorocarbures
HM	Métal(aux) lourds (en anglais : HM = Heavy Metals)
HW	Déchets dangereux (en anglais : HW = Hazardous Waste(s))
HWI(s)	Incinération/Incinérateur(s) de déchets dangereux (en anglais : HWI = Hazardous Waste Incineration (or Incinerator))
I	
IEF	Forum d'Échange d'Information (voir Préface)
IPPC définition)	Prévention et Réduction Intégrés de la Pollution (voir Directive pour
IR	Infrarouge
J	
JRC	Joint Research Center – une partie de la Commission Européenne dans laquelle est situé l'IPPCB (Bureau de l'IPPC)
K	
L	
Lit fluidisé bouillonnant	: un type de lit fluidisé (voir aussi Lit fluidisé circulant)
Lit fluidisé circulant	: un type de lit fluidisé où une proportion du gaz résiduel est recyclée dans la chambre de combustion
LDL	Limite de quantification. (en anglais : LDL = Lower Determination Limit). Le niveau de détermination analytique inférieur est le niveau pratique pour lequel une concentration peut être précisément déterminée sur une période plus longue. Il est clair que cette valeur est plus haute que le niveau de détermination théorique (LOD). Le premier est utilisé dans ce texte et est basé sur l'expérience pratique (par ex. la dérive), le dernier est théoriquement plus correct. On sait que toutes les installations sont conformes au LOD.
LF	Lit fluidisé
LFC	Lit fluidisé circulant – un type de lit fluidisé
Logique Floue	Un terme utilisé pour décrire un réseau de calcul qui reçoit et calcule des signaux multiples au moyen d'un système logique pour contrôler des paramètres opérationnels situés entre des points de repère prédéfinis.
LOI	Perte par calcination – souvent fait référence dans le contexte d'un test utilisé pour évaluer la composition organique de matériaux.
M	
M	Mega (10 ⁶) ou million
MFN	Mécanique des fluides numérique : Modélisation (informatique) de dynamique des fluides – une technique de modélisation utilisée pour prévoir les écoulements des gaz et les températures dans les incinérateurs et autres systèmes.

MS	Matière sèche – la masse de substance après séchage de sa teneur en humidité – des techniques thermiques standardisées pour cela sont définies dans la littérature.
MSW	Déchets Solides Urbains
MSWI	Incinérateur(s)/Incinération de Déchets Solides Urbains
N	
n/a	Pas applicable
n/a	Pas disponible (en anglais : n/a = not available)
NFFO	(en anglais : NFFO = Non Fossil Fuel Obligation ou Non Fossil Fuel Option) Option de Carburant Non Fossiles - un terme anglais utilisé au UK pour une subvention sur le prix de vente d'électricité pour les carburants qui ne sont pas considérés comme étant fossiles ou d'origine fossile.
O	
ODS	Substances détruisant l'ozone – tel que définit par le Protocole de Montréal (en anglais : ODS = Ozone Depleting Substances)
OPEX	Dépenses/Coûts de Fonctionnement
P	
PAH(s)	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Pays à l'accession :	Pays candidat à l'Accession à l'Union Européenne (au moment de la rédaction du BREF)
PCB	Polychlorobiphényles
PCC	Chambre de Postcombustion – un terme appliqué à la zone après la zone de combustion initiale où se produit la fin de la combustion des gaz (aussi parfois appelée chambre de combustion secondaire)
PCCE	Production Combinée de Chaleur et d'Électricité
PCDD/F	Dibenzodioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés
PCI	Pouvoir calorifique inférieur, par ex. en MJ/kg, ou kJ/kg. Il correspond à la quantité d'énergie par unité de masse, d'une substance, déduction faite de la chaleur de vaporisation de la vapeur d'eau évacuée dans les fumées, qui consitue une perte systématique lors de la combustion (sauf cas particulier où la vapeur d'eau des fumées est condensée). Le PCI est donc la teneur en énergie utilisable du combustible ou du déchet.
PCS	Pouvoir Calorifique Supérieur – Il s'agit de la quantité d'énergie dégagée par la combustion complète d'une unité de combustible, la vapeur d'eau étant supposée condensée et la chaleur correspondante récupérée.
PFI	Initiative de Financement Privé – un terme anglais (UK) pour un schéma pour apporter des investissements du secteur privé pour soutenir les projets du secteur public
POPs	Polluants Organiques Persistants – tel que défini par la convention de Stockholm et de Bâle. Y compris PCDD/F.
PVC	Polyvinyle Chloride

Q

R

RDF	Voir CSR en français (en anglais : RDF = Refuse Derived Fuel)
REFIOM	Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération d'Ordures Ménagères
Réseau de chauffage urbain	un réseau fournissant de la chaleur via de l'eau chaude ou de la vapeur.
Résidus APC	Résidus qui proviennent d'équipement de contrôle de pollution de l'air, y compris les agents chimiques réactifs et non réactifs, mais en excluant la portion de cendres volantes.
Résidus FGT	Résidus qui proviennent des étapes du traitement des gaz brûlés y compris les cendres volantes et agents chimiques réactivés ou non réactivés. Voir aussi REFIOM
RF	Radio Fréquences

S

Scorification	Terme utilisé pour traduire le mot anglais « Slagging » correspond à un ramollissement / collage des poussières.
SCR	Une technique de réduction des NO _x utilisant un catalyseur (en anglais : SCR = Selective Catalytic Reduction)
SME	Système de management de l'environnement
SNCR	Une technique de réduction des NO _x n'utilisant pas de catalyseur (en anglais : SNCR = Selective Non Catalytic Reduction)

T

TEQ	Équivalents Toxiques (utilisé pour exprimer des concentrations de PCDD/F il fait référence aux mêmes groupes et calculs détaillés dans la Directive 2000/76 de l'EC sur l'incinération des déchets)
TG	Groupe turbo-alternateur
TMB	Traitement Mécano-Biologique
TMT	Un réactif sulfuré utilisé pour la capture des métaux lourds dans les unités de traitement des eaux usées.
TOC	Acronyme anglais. Voir COT en français
TWG	Groupe de Travail Technique sur les Traitements des Déchets (composé d'experts des États Membres, de l'industrie de l'Incinération des Déchets, d'organismes non gouvernementaux NGO Environnemental et coordonnés par le BEPRIP)

U

UE	Union Européenne
UV	Ultraviolet

V**W**

WI	Incinérateur/incinération des déchets
WID	Directive EC/2000/76 concernant l'incinération et la co-incinération des déchets (en anglais : WID = Waste Incineration Directive)

W-t-E Déchets en énergie (en anglais : W-t-E = Waste to Energy). Un terme utilisé pour décrire les incinérateurs qui valorisent de la chaleur et/ou de l'électricité.

X

Y

Z

Pays et Codes Monétaires :

	Nom de Pays	Abréviation	Code ISO des Monnaies
Pays de l'EU	Autriche	A	EUR
	Belgique	B	EUR
	Allemagne	D	EUR
	Danemark	DK	DKK
	Espagne	E	EUR
	Grèce	EL	EUR
	France	F	EUR
	Finlande	FIN	EUR
	Italie	I	EUR
	Irlande	IRL	EUR
	Luxembourg	L	EUR
	Pays Bas	NL	EUR
	Portugal	P	EUR
	Suède	S	SEK
	Royaume Uni	UK	GBP
Pays à l'accession	Bulgarie	BG	BGN
	Chypre	CY	CYP
	République Tchèque	CZ	CZK
	Estonie	EE	EEK
	Hongrie	HU	HUF
	Lettonie	LV	LVL
	Lituanie	LT	LTL
	Malte	MT	MTL
	Pologne	PL	PLN
	Roumanie	RO	ROL
	Slovaquie	SK	SKK
	Slovénie	SI	SIT
Autres pays	Australie	AU	AUD
	Canada	CA	CAD
	Islande	IS	ISK
	Japon	JP	JPY
	Nouvelle Zélande	NZ	NZD
	Norvège	NO	NOK
	Russie	RU	RUB; RUR
	Suisse	CH	CHF
	États-Unis	US	USD

Tableau 9.1: Codes des pays et monnaiesNotes: Information tirée de <http://eur-op.eu.int/code/en/en-5000500.htm>

10 ANNEXES

10.1 Vue économique générale de l'incinération de déchets solides urbains – informations des États Membres

Cette section du BREF est largement issues des données déjà publiées par la Commission Européenne [43, Eunomia, 2001]. Les informations se réfèrent uniquement à l'incinération des déchets solides urbains.

Autriche

Les informations concernant les coûts des technologies de l'incinération et les options en Autriche sont présentées en Section 10.2.

Belgique

La politique des déchets dans les trois régions de la Belgique visent la maximisation de la réduction des déchets résiduels.

Région des Flandres

L'objectif cible de la politique des déchets en Flandres est une production maximum de 150 kg/an par personne de déchets résiduels pour l'année 2007.

Le frais de porte moyen pour l'incinération de déchets urbains était de EUR 87.5 par tonne en 2000. Le gouvernement flamand une taxe à ce tarif de EUR 6/t quand il y a recyclage d'énergie et de EUR 12,7/t sans recyclage d'énergie.

La mise en décharge des déchets urbains (à l'exception des déchets encombrants non recyclables) et l'incinération de fractions collectées séparément (vieux papier et carton; emballage en verre; emballage métallique ; bouteilles en plastique et déchets d'emballage plastique ; emballage de boissons ; déchets végétaux; légumes, fruits et déchets verts) a été interdit par la loi par le gouvernement flamand depuis le 1^{er} juillet 1998. La mise en décharge d'encombrants combustibles a été interdite depuis le 1^{er} juillet 2000. La mise en décharge de déchets urbains n'est autorisée que de manière exceptionnelle - en 2000, 789 425 tonnes de déchets solides urbains ont été incinérées et 190 412 tonnes de déchets solides urbains ont été envoyées à la décharge.

Région de la capitale de Bruxelles

Le coût de l'incinération de déchets ménagers résiduels dans l'usine d'incinération SIOMAB (exploitant: Net Brussels) de Neder-OVer-Heembeek est calculé à EUR 37,18 par tonne (source: B.I.M., 1997). Une meilleure estimation du coût réel de l'incinération dans l'usine de SIOMAB est probablement le prix demandé par Net Brussels aux municipalités de la région de Brussels pour l'incinération des déchets urbains. Le prix est de EUR 62 par tonne.

Des chiffres récents montrent que près de 40 000 tonnes de déchets flamand sont incinérées dans cette installation, avec les déchets urbains de la Région de Bruxelles (source : OVAM, 2001).

Région wallonne

Dans le Plan Wallon des Déchets, les coûts de référence basé sur les installations existantes étaient de EUR 67 par tonne.

Danemark

65% des déchets des ménages étaient incinérés en 1999, l'équivalent de 2 millions de tonnes. Toutes les usines d'incinération recyclent de l'énergie, soit sous forme d'électricité soit sous forme de chaleur, ou juste sous forme de chaleur (distribuée dans les systèmes de chauffage urbains).

Les prix des l'incinération d'une tonne de déchets domestiques sont de l'ordre de 500 – 740 DKK = EUR 66 - 99, hors TVA, mais comprennent la taxe sur les déchets. La taxe sur les déchets est de 330 DDK = EUR 44 en date du mois de Janvier 2001. Ces prix comprennent les coûts d'investissement de l'usine et les coûts d'investissement pour la PCCE, et les usines ont l'habitude de générer du chauffage urbain (qui donne un coût net plus faible par tonne et un frais de prote moins élevé). Il est typique que le mâchefer soit recyclé (75%) et le reste est envoyé à la décharge. Les résidus de nettoyage des gaz brûlés sont des déchets dangereux et sont actuellement envoyés en Norvège/Allemagne où ils sont entreposés dans des décharges/mines, ou envoyés dans des sites de gestion de déchets spéciaux/dangereux (où les coûts par tonne sont plus élevés).

Finlande

La politique finlandaise sur l'incinération de déchets est essentiellement centrée sur la production de rejet d'énergie secondaire pour la co-incinération (ou autre traitement thermique) dans les centrales électriques ou thermiques existantes. Cette politique est poursuivie (en partie) afin de minimiser les coûts, dans une situation où il y a déjà une grande infrastructure pour la distribution de la chaleur issue de centrales à biomasse et combustible conventionnels.

France

Les facteurs clé expliquant la variation des coûts sont rapportés comme suit :

- . • capacité
- . • taux d'utilisation
- . • type d'énergie de recyclage (électricité, chaleur, co-génération)
- . • type d'élimination et de transport des déchets

Les chiffres suivants sont extraits d'une évaluation effectuée en 2002 sur le 42^{ème} incinérateur de déchets solides urbains le plus récemment construit en France.

- . • coûts d'investissement : EUR 3.6 million/(t/h)
- . • Coûts opérationnels: EUR 32/t moyen – cependant ce coût est très variable, allant de 18 à 42 EUR/t.

Les coûts opérationnels peuvent être dérivés comme suit :

- . • 33 EUR/t de coûts fixes (personnel, assurance, etc.)
- . • 13 EUR/t pour l'élimination des déchets (mâchefer, cendres volantes) et • - 14 EUR/t de revenus à partir de l'énergie ou de la vente des résidus.

Le coût total par tonne de déchets traités est alors égal à 78 EUR/t (délai d'amortissement de 15 ans, remboursement de l'investissement à 100% par un prêt bancaire à un taux d'intérêt de 6%, et une usine tournant 8000 heures par an). [64, TWGComments, 2003]

Les influences clés identifiées pour la variation future en coûts:

- les développements technologiques
- l'évolution des réglementations sur les émissions.

Allemagne

Presque toutes les installations de traitement thermique en Allemagne sont des incinérateurs de déchets. La capacité des autres options de traitement, telles que les usines à pyrolyse sont négligeable. La plupart des incinérateurs de déchets solides urbains sont des incinérateurs à grille. Il y a une grande variété de taille d'usine, de traitement des gaz brûlés et une plus grande utilisation de l'énergie générée. Les coûts de l'incinérateur à grille d'une capacité de 200 000 tonnes par an et du traitement sec et humide des gaz brûlés générant de l'électricité sont fournis dans le Tableau 10.2.

En général, les frais de porte pour l'incinération des déchets sont de l'ordre de EUR 64 à 460/t. dans d'autres sources on donne un ordre de EUR 89 à 351/t. 50% de toutes les données sur les coûts des incinérateurs de déchets sont de l'ordre de EUR 123 à 256/t (selon l'UBA).

Les coûts pour des incinérateurs de différentes tailles variant grandement. Ils indiquent des économies d'échelle. Le Tableau 10.1 donne une vue générale de l'ordre des coûts spécifiques selon la capacité d'un incinérateur à grille avec la même spécification technique que l'usine en Tableau 10.2 :

Capacité (t/an)	coûts de traitement spécifique EUR/tonne
50000	230
100000	140
200000	105
300000	85
600000	65

Tableau 10.1: Coûts de traitement pour un incinérateur à grille de déchets solides urbains d'une capacité variable
[43, Eunomia, 2001]

Les facteurs clé contribuant aux coûts de l'incinération de déchets actuels sont identifiés ci-après :

- choix de technologie et de l'équipement technique (surtout le traitement des gaz brûlés) de l'usine
- taille de l'usine
- capacité et sont utilisation
- disponibilité de l'usine
- frais de porte payé aux Autorités Locales Ceci est influencé par le fait que Autorités Locales doivent ou pas payer des frais à l'exploitant de l'usine pour une certaine quantité de déchets, qu'ils doivent livrer à l'usine. Alors que les contrats sont souvent basés sur une quantité définie de déchets et sont valables sur une longue période de temps, la quantité de déchets a diminué au cours des dernières années
- le revenu d'énergie fournit. La quantité d'électricité et de chaleur étant générée et vendue varie largement selon la technologie de l'usine et de l'emplacement de l'usine
- les coûts pour les produits chimiques et l'élimination des résidus de l'incinération.

Un coût détaillé pour une installation de déchets solides urbains d'une capacité de 200 000 tonnes en Allemagne est fourni dans le Tableau 10.2 :

INVESTISSEMENT TOTAL	Investissement (EUR)	Amortissement Période (an/s)	Taux %	Annualisation coût (EUR/an)	Spécifique coûts (EUR)
coûts du site	368000		7	25700	0.13
développement du site	341000	25	7	29200	0.15
construction du site	21629000	25	7	1856000	9.28
installations techniques et machines	69740000	15	7	7657100	38.29
installations électro-techniques	13280000	15	7	1458000	7.29
frais	7349000	17	7	752800	3.76
préfinancement	9219000	17	7	944200	4.72
TOTAL	121925000			12723000	63.61
COÛTS DE FONCTIONNEMENT indépendamment de l'entrée	EUR	pourcentage		coûts annuels EUR/an	Spécifique coûts EUR/t
Construction	21970000	1		219700	1.10
installations techniques et machines	69740000	4		2789600	13.95
installations électro-techniques	13280000	2.5		332000	1.66
Taxes et assurance	105357000	1		1053600	5.27
Gestion	2863000	10		286300	1.43
Matériaux auxiliaires	3341000	5		167100	0.83
		nombre	EUR/personne		
Travail		80	35790	2863200	14.32
TOTAL				7711500	38.56
COÛTS DE FONCTIONNEMENT selon l'entrée					
		EUR par m³/an	EUR/m³		
eau de processus		51200	0.15	7900	0.04
gaz		1381440	0.20	282500	1.41
		t/an	/t		
CaO		1000	79.2	79200	0.40
Ammoniaque		400	97.1	38900	0.19
	kg/t d'entrée				
Traitement de scories	334	66800	28.1	1878500	9.39
Traitement des cendres	8	1600	255.6	409000	2.05

Annexes

Traitement de poussière de filtre	22	4400	255.6	1124800	5.62
TOTAL				3820800	19.10
	MWh/t d'entrée	MWh/an	EUR/M Wh	EUR/an	EUR/t
Crédits pour l'électricité	0.35	70700	46.0	3253300	16.27
Coût TOTAL par an				21002000	105
Coût par tonne d'entrée					

Tableau 10.2: Coûts d'un incinérateur à grille de déchets solides urbains de 200 000 t/an en Allemagne [43, Eunomia, 2001]

Les facteurs clé attendus pour influencer les coûts futurs :

- beaucoup d'usines qui ont été construit dans les dernières années sont équipées de technologies spécifiques pour le traitement des gaz brûlés Si l'on considère que les incinérateurs futurs seront équipés de technologie moins complexe on peut s'attendre à ce que les coûts diminuent
- la réglementation du traitement des déchets exige la fin de l'évacuation en décharge de déchets non traités ayant une teneur supérieure à 5% en carbone à compter de 2005. On pourrait observer un manque de capacité en matière d'incinération de déchets après cette date et par conséquent les frais de porte des incinérateurs pourraient augmenter.

Grèce

Actuellement, il n'y a pas de traitement thermique des déchets solides urbains en Grèce.

Irlande

Il n'y a actuellement pas d'usines de traitement thermique pour les déchets urbains en fonctionnement en Irlande. Les récents plans de gestion des déchets comprennent des constructions de telles usines.

Une estimation du coût de construction et de fonctionnement d'une usine d'incinération d'une capacité de 200 000 tonnes est présentée ci-dessous (basée sur les normes de la Directive 2000/76/EC). Ces données sont basées sur une expérience comparable au Danemark et au royaume Uni, mais avec des références aux conditions irlandaises.

investissements en capital	EUR
travaux civils et de construction	23741660
équipement mécanique et électrique	45388468
Autre	15108329
Totale	84238458
Coûts de fonctionnement	EUR
fixes	
Personnel	954297
Entretien et remplacement	890522

non prévu	125527
Totale	1988422
Variable	
Entretien et remplacement	839782
produits chimiques	890522
Autres (consommables et résidus)	1174520
Autre (non spécifié)	293630
Totale	3198454
coûts variable par tonne	16

Tableau 10.3: Coût estimé pour construire et faire fonctionner une usine d'incinération de masse de déchets solides urbains d'une capacité de 200 000 tonnes en Irlande

Source [43, Eunomia, 2001]

Italie

En 1999, l'incinération couvrait 7,2% du traitement total de déchets urbains en Italie. On rapportait que la plupart de installations à cette époque était conçue (et fonctionnait) selon des normes très faibles eu égard du recyclage de l'énergie (10% en moyenne) et des émissions. Les frais de prote variaient largement, généralement de l'ordre de 40 – 80 EUR/tonne.

On rapporte que 3 facteurs essentiels affectent les coûts:

- . • les fonds pour couvrir – partiellement ou totalement – les coûts de construction (ceci a permis aux propriétaires d'éviter le coût d'éléments se référant à la dépréciation et aux intérêts)
- . • subventions pour l'énergie produite – subvention pour l'énergie issue des déchets ont été payées pendant des années en Italie. Initialement, avec les provisions « CIP6 » (visant à encourager la production interne d'énergie), et plus récemment avec les « certificats verts ». (le Décret 79/99 et le Décret du 11 novembre 1999, dont la raison est d'encourager la production d'énergie de sources non conventionnelles autres que les carburants fossiles, contribuant ainsi aux accords de Kyoto). Le montant des deux subventions est d'environ 0.139 EUR/kWh et permet aux installation sous contrat de réduire les frais de porte de près de 40 EUR/tonne (environ 30 EUR/tonne de plus que le prix normal payé pour l'énergie en Italie) – pour un fonctionnement à un taux de recyclage de l'énergie moyen à faible. Le revenus et incidences sur le frais de porte sont, bien sur, plus élevés aux taux de recyclage d'énergie plus élevés.
- . • Les contributions pour le brûlage de matériaux d'emballage – comme moyen pour « recycler » l'emballage – payées par le Consortium des Producteurs d'Emballages obligatoire (CONAI), fixé à 58 EUR/tonne, s'applique seulement sur 30 % - 40 % des déchets étant brûlés, ce qui représente le pourcentage d'emballage combustible de la totalité des déchets solides urbains du site (à évaluer par des analyses de tri). Une telle contribution, définie en 1998, doit être réduite progressivement, année après année, à EUR 3,5/tonne. Par conséquent, actuellement, cette contribution augmente les revenus de EUR 16,5/tonne.

Une augmentation nationale de l'incinération (brûlage en vrac et CTD) est prévue en conséquence des orientations de la législation pour réduire la mise en décharge.

La génération la plus récente des installations d'incinération montre des caractéristiques communes:

- . • toutes les installations recyclent de l'énergie (aussi en accord avec les provisions de l'Acte national sur la Gestion des Déchets qui le dicte)
- . • les débits sont généralement bien plus importants qu'avant (de l'ordre de 400 à 1000t/j et plus, par ex. Brescia, la nouvelle installation de Milan, alors que les installations précédentes étaient généralement de 100 à 400 t/j)
- . • beaucoup des installations sont bien intégrées dans les stratégies pour l'abattement de la fraction humide contenue dans les déchets, par la séparation/compostage de la source et/ou une étape de tri (par ex. Milan, Parona) qui produit une fraction organique triée mécaniquement pour être stabilisée plus tard. Cette dernière caractéristique rend l'incinération plus semblable à la production de TMB/CTD avec une installation de brûlage adaptée
- . • par conséquent, les valeurs calorifiques établies en conditions normales de fonctionnement sont par conséquent de plus en plus fixées vers 10,5 – 12,5 MJ/kg (les anciennes installations étaient le plus souvent aux alentours de 8,5 MJ/kg).

Calculs type pour un exemple italien:

Pour une installation avec les caractéristiques principales suivantes :

- . • technologie de combustion : grille mobile
- . • valeur calorifique conçue : 2 900 kcal/kg (déchets entrant provenant d'une étape de tri – bien que ceci n'ait pas été considéré parmi les coûts, et le traitement/élimination de la fraction filtrée n'a pas été considérée, non plus)
- . • protection énergétique : environ 25%
- . • débit : 1000 tonnes par jour, 3 lignes
- . • 300 jours de fonctionnement par an
- . • les systèmes pour l'abattement des émissions prévues pour se conformer complètement à la Directive sur l'incinération
- . • rejets (par poids) : 18% du mâchefer ; 3% des cendres volantes ; 20% de résidus du nettoyage des gaz

Les frais de porte devraient être entre EUR 41,3 et 90,3/tonne selon les subventions accordées.

	Unité	coût unitaire (EUR)	coût total (en EUR)	Temps d'amortissement	taux d'intérêt (%)	Dépréciation annuelle (EUR)	Coût spécifique
coûts d'investissement études préliminaires, projets, acceptation, etc. achat du terrain (m2) Préparation du site (creusement, terrassement, routes d'accès, connexion aux réseaux technologiques) Travaux civils Autres travaux civils (égout, réseau d'alimentation d'eau interne, clôture, etc.) équipement de traitement et de contrôle travaux complémentaires Autres équipements Coûts de fonctionnement entretien équipement et machine (5%) Travaux civils (1%) autre équipement (5%)			12303640		7 %		
			4132231				
	200000	20.66		20	7 %	390053	
			1239669	20	7 %	117016	
			42355372	20	7 %	3998047	
			1549587	20	7 %	146270	
			80061983	7	7 %	14855759	
			4648760	20	7 %	438810	
			516529	7	7 %	95844	
		dépréciation totale			EUR 2004179944		EUR 66,81
			4003099				
			485537				
			25826				
	7	35000.00	245000				

Main d'œuvre : Directeurs comptables Ouvriers consommables : Eau (m³) carburant combustible (litres) Gaz brut combustible (N mètres cubes) énergie électrique (MWh) Produits chimiques et lubrifiants Autres consommables évacuation de résidus : Mâchefer (tonnes) cendres volantes et autres résidus (sels, filtres à carbone activé d'échappement, etc. tonnes) Autres résidus (autres filtres, catalyseurs d'échappement, etc.) dépenses globales divers (analyses, etc.) coût total de fonctionnement COÛT TOTAL ANNUEL	4	60000.00	240000				
	69	30000.00	2070000				
	80000	0.26	20661				
	270000		62500				
	523380 0	0.15	811023				
			206612				
			1042665				
			929752				
	54000	75.41	4072175				
	15000	12913	1936983				
			129132 EUR				
			377479 EUR				
			516529	coût spécifique (EUR/tonne)			
		18217639		60.73			
	38259438.9		127.53				

Tableau 10.4: Coûts d'un incinérateur en Italie basé sur des calculs types

Source [43, Eunomia, 2001]

Les facteurs clé escomptés pour influencer les **coûts** futurs et/ou les **frais** ont de forte chances d'être :

- . • la mise en place complète de la Directive sur l'Incinération 2000/76/EC
- . • réduction future du niveau des subventions pour la production d'énergie
- . • compétition accrue à cause de la privatisation du marché de l'énergie Ceci peut réduire les revenus de l'énergie et créer des pressions grandissantes sur les charges/coûts des déchets.

Luxembourg

Il y a une usine de traitement thermique, un incinérateur de déchets urbains, au Luxembourg. Le syndicat des déchets SIDOR est responsable de cet incinérateur de déchets solides urbains. Les frais de porte de l'installation et la quantité de déchets incinérés en 1999 sont fournis dans le Tableau 10.5 ci-dessous.

Déchets	Quantité (t)	frais de porte (EUR/t)
déchets ménagers	78000	96.7
déchets encombrants	8000	128.9
déchets verts	550	96.7
déchets du marché	530	96.7
déchets marchands	33000	178.5
déchets du traitement de l'eau (pas les boues)	450	96.7
production de déchets	150	198.3
TOTAL	120680	120.7

Tableau 10.5: Frais et quantités attendues de déchets à incinérer à l'usine SIDOR, Luxembourg, dans la Source [43, Eunomia, 2001]

Les coûts opérationnels spécifiques de l'incinérateur sont donnés dans le Tableau 10.6 ci-dessous. Les valeurs pour l'année 1998 sont fournies. Celles de 1999 sont estimées. Les taxes sont comprises.

	EUR/T en 1999 (estimé)	EUR/t en 1998
Incinération, dépréciation	30.8	
Marge 5%	1.5	
Total	32.3	33.2
Traitement des gaz brûlés, dépréciation	13.2	
Marge 5%	0.7	
Total	13.9	13.1
Traitement des gaz brûlés supplémentaire, dépréciation		
Marge 5%		
Total	10.1 0.5 10.6	10.2
Fonctionnement de nouvelles installations		
bipasse (estimé)	1.4	
Homogénéisation des déchets (estimée)	1.0	
Total	2.4	0
Traitement du mâchefer	14.7	
Résidus non combustibles	0.6	
Marge 5%	0.7	
Total	16.1	17.4
évacuation des résidus issus du traitement de gaz brûlés		
Marge 5% Total	6.9 0.3 7.2	11.6
Matériaux auxiliaires		
Chaux : 13 kg/tonne de déchets	1.2	
NH ₃ :4 kg/tonne de déchets	0.4	
Huile : 7 l/tonne de déchets	1.0	
Gaz: 13 m ³ /tonne de déchets	2.4	
Autre 8 kg/tonne de déchets	1.5	
Marge 10 %	0.7	
Total	7.2	7.5
Autres coûts	12.4	
Marge 5%	1.2	
Total	13.6	13.6
Crédits pour l'électricité (estimé)	-12.4	-10.0
COÛTS TOTAL DE FONCTIONNEMENT	91.0	96.6

Tableau 10.6: Coûts spécifiques de fonctionnement de l'incinérateur de déchets solides urbains SIDOR au Luxembourg en 1998 et 1999
[43, Eunomia, 2001]

Certaines informations supplémentaires liées à l'incinération de déchets solides urbains en 1998 et 1999 (estimés) sont fournies ci-dessous. Le budget est basé sur 123 152 tonnes de déchets en 1998 et 120 680 tonnes en 1999

élément	EUR en 1998	EUR/t en 1998	EUR en 1999	EUR/t en 1999
dépenses exceptionnelles				
installation pour l'homogénéisation des déchets, études et tests	248000	2.0		
installation pour l'homogénéisation des déchets, investissement			273000	2.3

gains ordinaires				
Vente de la ferraille	917	0.007	868	0.0007
Dépenses ordinaires				
Installation de coûts de fonctionnement pour l'homogénéisation des déchets			124000	1.0
coûts de fonctionnement des installations supplémentaires pour le traitement des gaz brûlés et l'incinération (y compris le bipasse)	1204000	9.8	1492000	12.4
coûts de fonctionnement du traitement des gaz brûlés	1569000	12.7	1731000	14.3
coût de fonctionnement - incinération	3657000	29.7	4030000	33.4
Assurances	223000	1.8	223000	1.8
Coûts de publication pour la sensibilisation du public et la formation des ouvriers	248000	2.0	372000	3.1
entretien du générateur d'électricité	1980	0.02	1980	0.02
Coûts du travail (SIDOR)	118000	1.0	128000	1.1
contributions de la sécurité sociale de l'employeur	26000	0.2	28000	0.2
Coûts de bureau	15000	0.1	15000	0.1
Coût d'administration	20000	0.2	22000	0.2
Achat de l'électricité	9900	0.1	9900	0.1
Gardien	112000	0.9	112000	0.9
contrôle des émissions (mesure périodique)	248000	2.0	248000	2.1

Tableau 10.7: Extrait du budget de SIDOR pour les exercices 1998 et 1999
[43, Eunomia, 2001]

Les facteurs clé expliquant les coûts de l'incinération des déchets actuels sont :

- . • équipement technique supplémentaire de l'usine
 - . • les crédits pour l'électricité
 - . • traitement des résidus
 - . • quantité de déchets à incinérer
- Les facteurs clé attendus pour influencer les coûts futurs :
- . • voir les facteurs clé actuels.

Les Pays Bas

Les Pays Bas ont eu, pendant un moment, les normes réglementaires les plus strictes pour les incinérateurs en Europe. Les frais de porte de l'incinérateur étaient d'environ EUR 100. Les chiffres plus récents de l'OVAM suggèrent que les frais de porte variaient de EUR 85 – 161 en 2003. Il y a des niveaux élevés de recyclage des résidus de cendres produits dans les usines hollandaises. Seuls les résidus du nettoyage des résidus ne sont pas recyclés de manière routinière.

Technologie du traitement des déchets	investissement spécifique en capital (EUR/t de capacité annuelle)	Coût de traitement ⁽²⁾ (EUR/t traité)
Incinération	450 – 550 ⁽¹⁾	env. 100
(1) 40% est dû au nettoyage des gaz brûlés		
(2) Dépréciation plus coûts de fonctionnement et entretien (O et M)		
Source: F. M. L. J. Oorthuys et A. J. F. Brinkmann (1999) Avantage de la Séparation des déchets solides urbains, EXPOAMBIENTE '99, 10 – 14 novembre 1999, Lisbonne, Portugal.		

Tableau 10.8: Investissement en capital et coûts du traitement pour l'incinération des déchets solides

urbains au NL
[43, Eunomia, 2001]

Une étude récente a utilisé des suppositions (y compris 15% de gain d'efficacité) pour dériver des chiffres pour les Pays Bas de EUR 77 par tonne pour une nouvelle installation de 648t/an, avec une analyse sensible suggérant un ordre entre EUR 63 – 94 (pour la même usine). Le gain des ventes de l'énergie était considéré comme étant de EUR 36 par tonne, équivalent à environ EUR 0,05 par kWh. Aucune information n'a été donnée concernant les coûts de traitement des cendres et l'évacuation, bien qu'on sache que le mâchefer est largement recyclé aux Pays Bas.

[74, TWGComments, 2004] Les prix du marché pour l'électricité sont env. de 0,0271 EURO/kWh avec un bénéfice potentiel pour la partie renouvelable (50%) de 0,029 EURO/kWh. (0.042 EURO/kWh global). Les revenus sont environ de 15 – 20 EURO/tonne. Les coûts pour le recyclage du mâchefer sont environ de 9 EURO/tonne de mâchefer.

Portugal

Les prêts de la Banque d'Investissement Européenne de EUR 45,4 million et EUR 42 million ont été accordés pour les usines d'incinération de Oporto (LIPOR) en 1999, et Lisbonne (Valorsul) en 1998, respectivement. Un rapport récent cherchant à modeler les coûts d'évacuation dans l'UE suggérait des chiffres de EUR 46 – 76/tonne, semblables à ceux mentionnés pour l'Espagne ci-dessous.

Espagne

Les frais de porte rapportés pour l'incinération des déchets solides urbains ont été rapportés comme étant de EUR 18 - 51 par tonne. Les chiffres pour la Catalogne sont de EUR 28,5 par tonne bien que ceci prenne uniquement en compte les coûts de fonctionnement, et exclut la dépréciation des travaux civils, de l'équipement et de l'investissement. Le Ministère de l'Environnement estime les coûts à EUR 52 – 73 par tonne.

L'incinération bénéficie d'une subvention spéciale pour l'électricité produite. L'effet de ceci est de réduire les coûts mentionnés plus haut à EUR 34 – 56 par tonne.

Suède

La Suède a 23 incinérateurs, 6 d'entre eux sont grands (capacité de 200 000 par an ou plus), les autres ont une capacité moyenne de 40 000 tonnes/an. Il y a des projets pour en développer au moins autant en plus, car les changements actuels et futurs de la réglementation des déchets améliorent la compétitivité de l'incinération (par ex. taxe de mise en décharge, bannissement de la mise en décharge de déchets combustibles et déchets de cuisine).

Il y a trois incinérateurs étant capables et produire de l'électricité en Suède, mais généralement on considère que le prix de l'électricité doit augmenter pour que ceci soit profitable. Presque tous les incinérateurs produisent de la chaleur pour le chauffage urbain.

Les incinérateurs en Suède sont surtout des incinérateurs à grille, les autres sont des incinérateurs à bords fluidisés. Des rapports taille-coût généraux sont présentés ci-dessous pour exemples, pour les incinérateurs suédois produisant de l'électricité et de la chaleur.

	chauffage	électricité/chaueur	chauffage	électricité/chaueur
Capacité tonnes/an	40000	40000	300000	300000
Effet, Déchets urbains	15	15	114	114
investissement en EUR	13336000	24248000	52490000	95437000
Annuités, 7%, 15 an de durée de vie	1464000	2662000	5763000	10478000
Exploitants	16	21	33	43
Coûts en personnel en EUR	640000	840000	1320000	1720000
Calcaire et produits chimiques en EUR	100000	100000	750000	750000
Exploitation et entretien (2% de l'investissement) EUR	333000	606000	1312000	2386000
Mise en décharge du mâchefer (y compris taxe, EUR 40/tonne) EUR	320000	320000	2400000	2400000
Revenus :				
Électricité (EUR 0,03/kWh) EUR	0	2818000	0	5770000
Chaleur (EUR 0,02/kWh) EUR	1835000	1360000	13760000	10198000
Frais de porte (EUR 23/tonne)	920000	920000	6900000	6900000
Coûts totaux/tonne	71.4	113.2	38.5	59.1
Revenus totaux/tonne	68.9	127.4	68.9	76.2
Revenu net/tonne	-2.6	14.2	30.4	17.1

Tableau 10.9: Détail des coûts pour divers incinérateurs en Suède
[43, Eunomia, 2001]

Suppositions faites dans les calculs en Tableau 10.9: Il y a 7100 heures de fonctionnement par an, l'usine de chaleur produit de la chaleur à une efficacité de 85%, l'usine de chaleur et électricité produit de la chaleur à une efficacité de 63% et de l'électricité à une efficacité de 22%. Les coûts et revenus pour la chaleur, l'électricité, frais de porte et mise en décharge sont incertains. Les coûts d'investissement réels variant naturellement avec le site, l'état du marché, etc.

Le mâchefer n'est pas recyclé et de ce fait doit être mis en décharge en Suède, donc impliquant un coût plutôt que générant un revenu.

Royaume Uni

La majorité des opérations de traitement thermique au UK sont les incinérateurs de brûlage en vrac. Certains d'entre eux étaient conçus pour être des usines de chaleur et électricité combinées mais en pratique, l'alimentation en chaleur a été limitée. Cette section se concentre de ce fait sur les installations de brûlage en vrac générant uniquement de l'électricité. Il y a des usines à bains fluidisé ainsi que des incinérateurs à grille normaux en fonctionnement. En plus, des usines à gazéification et pyrolyse sont en train d'être développées, alors que deux installations fabriquent du CTD pour utilisation hors site.

Les prix de contrats pour les usines d'incinération montrent des variations considérables. Les estimations en font de même dans les documents. Par exemple :

1. une étude de 1995 considérait les usines de 100 kt/an, 200 kt/an et 400 kt/an, respectivement. Là aussi, tous les résidus de cendres (350 kg par tonne de déchets) étaient supposés être évacués pour mise en décharge à GBP 10 par tonne. Les ventes de métaux ferreux supposés de 120 000 par an, équivalent à GBP 20 par tonne pour le métal ferreux à 6 kg de recyclage par tonne d'entrée. En utilisant un taux de réduction de 10%, et des frais de porte calculés pour les deux, une usine fournissant seulement de l'électricité (450 kWh/tonne), et une usine fournissant de

chaleur et de l'électricité combinées, les résultats sont présentés dans la Tableau 10.10.

	Frais de porte nécessaire pour couvrir les coûts (EUR/tonne)					
	100 kt/an		200 kt/an		400 kt/an	
	Elect.	PCCE	Elect.	PCCE	Elect.	PCCE
Prix de groupe (EUR 0,04/kWh)	75.2	83.2	57.6	64	44.8	49.6
(EUR 0.064/kWh pour 15 an))	65.6	75.2	48	56	36.8	41.6

Tableau 10.10: Frais de porte au UK pour différentes capacité d'incinérateurs et productions d'énergie [43, Eunomia, 2001]

- une autre étude évalue les coûts pour une usine de différentes tailles (110 kt/an, 225 kt/an, 400 kt/an et 600 kt/an) supposant que le mâchefer (30% entrée) et cendres volantes (4% entrée) seraient tous les deux évacués à GBP 10 par tonne, l'électricité (600 kWh/tonne) vendue à EUR 0.048/kWh, le métal ferreux vendu à EUR 32 par tonne (6 kg recyclés par tonne de déchet entrant), et 19% de déchets éligibles pour les ventes à crédit de l'emballage recyclé à EUR 24 par tonne. Avec un coût de capital de 15%, les frais de porte pour générer le taux nécessaire de retour étaient calculés à EUR 91.2 (110 kt/an), EUR 65.4 (225 kt/an) et EUR 50.7 (400 kt/an) et EUR 42.2 (600 kt/an).

Dans tous les cas, les dépenses en capital (qui décide du côté de l'équation) varient de manière importante. Ce qui est inclus, et la manière de le prendre en compte varie selon les études.

Une tentative pour fournir un décompte plus détaillé était conçue pour illustrer les sensibilités aux variables clé et est fournie ci-dessous. Il est rapporté qu'en ce qui concerne les études précédentes :

- les incinérateurs du Royaume Uni aurait dû améliorer la performance du traitement des gaz brûlés depuis les jours des études précédentes
- une source de revenu est maintenant disponible où il n'y en avait pas avant Les incinérateurs sont autorisés à produire des PRN conformément à la teneur des emballage en déchets recyclés (qui a été estimé, pour les besoin du calcul de la quantité d'emballage recyclé, à 19% des déchets entrants). Cependant, étant donné les débats à savoir si ce revenu continuera sur le long terme, il se peut qu'il n'en soit pas tenu compte dans les calculs de coûts par des entrepreneurs privés (puisque'ils peuvent ne pas être en la mesure de dépendre de ce revenu le long de la vie de l'usine)
- le régime précédent quant à l'énergie renouvelable permettait à l'énergie issue des usines de déchets de bénéficier de contrats d'Obligation de Carburant Non Fossile (NFFO) qui offraient une aide au prix de l'électricité livrée par l'usine. La nouvelle Obligation des Renouvelables retire cette possibilité pour les incinérateurs (bien qu'il semble possible que les usines de pyrolyse et de gazéification bénéficieront de tel soutien).

Capacité (t/an)			100000	200000	coûts unitaires	
utilisation en % de capacité			95 %	95 %	100 000 t/an	200 000 t/an
			95000	190000		
DÉPENSE EN CAPITAL						
Achat			EUR 1120000	EUR 1920000		
Manipulation, four, travaux civils, chaudière de						

traitement des gaz						
et génération d'électricité			EUR 32000000	EUR 46000000		
Planification			EUR 1600000	EUR 2400000		
Développement de projet			EUR 2696000	EUR 3896000		
Dépense de capital total			EUR 56616000	EUR 81816000		
Dépense totale en capital sauf véhicules			EUR 51200000	EUR 73600000		
Dépense en capital annualisée			EUR 5344149	EUR 7722851	EUR 56,26	EUR 40,64
Dépense annualisée en capital sauf véhicules						
OPEX						
Travail			EUR 1120000	EUR 1440000	EUR 11,79	EUR 7,58
Fuel						
Électricité						
entretien			EUR 1024000	EUR 1472000	EUR 10,78	EUR 7,74
Autre			EUR 640000	EUR 1280000	EUR 6,74	EUR 6,74
évacuation des rejets			0	0	EUR 0,00	EUR 0,00
<i>Mâchefer:</i>	<i>12.8</i>	<i>0.24</i>	EUR 291840	EUR 583680	EUR 3,07	EUR 3,07
<i>Cendres volantes/résidus Epuration des fumées</i>	<i>88</i>	<i>0.044</i>	EUR 367840	EUR 735680	EUR 3,87	EUR 3,87
Coûts totaux annualisés			EUR 8527909	EUR 12714371	EUR 92,50	EUR 69,65
REVENUS	Prix unitaire	Quantité par tonne				
2nergie nette (kWh)	0.0360	500	-EUR 1710000	-EUR 3420000	-EUR 18,00	-EUR 18,00
Ventes de matériaux (Fe)	0	0.04	0	0	EUR 0,00	0.00
Revenus du recyclage d'emballage	32	0.19	-EUR 433200	-EUR 866400	-EUR 4,56	-EUR 4,56
COÛTS NETS DE REVENUS			EUR 6384709	EUR 8427971	EUR 69,94	EUR 47,09

Tableau 10.11: Décompte des coûts estimés de l'incinérateur du Royaume Uni
Source [43, Eunomia, 2001]

- au UK, il y a une incertitude quant à savoir comment la mise en œuvre de la Directive sur la Mise en Décharge affectera les coûts de mise en décharge des résidus de cendres. Dans certains pays, des quantités grandissantes de mâchefer sont recyclées pour être utilisé dans la construction. Il était supposé dans des études précédentes que les cendres volantes et le contrôle de la pollution de l'air seraient évacués pour EUR 35 par tonne (y compris EUR 16 de taxe de mise en décharge). Cependant, s'ils nécessitent une stabilisation avant mise en décharge, ceci augmenterait les coûts de mise en décharge de ce résidu. Notons que le décompte suppose un coût de mise en décharge des cendres volantes de EUR 55 par tonne ; et
- on supposait que, bien que l'acier soit recyclé de l'usine, sa qualité est telle qu'il ne

peut pas attirer un prix positif.

Facteurs clé expliquant la variation actuelle en coûts :

Le frais de porte acquitté par les Autorités Locales est fortement influencé par le fait que l'Autorité Locale parvient ou non à demander des crédits de PFI (Initiative de Financement Privé). Les crédits de PFI subventionnent efficacement le coût d'infrastructure des usines d'incinération permettant aux autorités locales de les acheter quand elles ne pourraient pas être capable de le faire. L'usine dans le Tableau 7.12 pourrait voir ces frais de porte (à une Autorité Locale) divisé par deux dans ce schéma.

Les facteurs clé attendus pour influencer les coûts futurs :

Les facteurs suivants peuvent affecter les frais de porte dans le futur :

- Les incinérateurs parviennent actuellement à un revenu issu du recyclage des emballages de 19% de matériau brûlé. Retirer cette option (si l'obligation de recyclage était retirée de la Directive sur l'Emballage) augmenterait le frais de porte jusqu'à environ EUR 4,8 (bien que les prix futurs pourraient rendre cette "perte" plus grande ou moins grande)
- La directive sur la Mise en Décharge exige un terme à la co-évacuation et le prétraitement des déchets mis en décharge. Le gouvernement du Royaume Uni doit encore décider de quel impact sur les cendres volantes auront les exigences de prétraitement. Une exigence de solidifier les cendres dans du ciment ou du verre augmenterait les coûts de EUR 38 par tonne (puisque le coût de traitement estimé de l'évacuation des cendres volantes augmenterait de 5 – 10). Même sans cela, le manque potentiel de décharge de déchets dangereux rend peu clair les possibilités géographiques d'enfouissement des cendres volantes.

10.2 Vue générale des données économiques - quelques aspects technologiques de l'incinération de déchets solides urbains

Cette annexe présente les données fournies concernant les coûts de certaines installations d'incinération de déchets solides urbains. Les aspects économiques de différents types d'usines/situations de déchets solides urbains sont considérés. Celles-ci sont les suivantes :

- coûts d'évacuation et de stockage dans un incinérateur de déchets solides urbains
- système d'allumage et choix de chaudière et dimensionnement d'un incinérateur de déchets solides urbains
- configurations variées du cycle de flux d'eau pour le recyclage de l'énergie dans un incinérateur de déchets solides urbains
- options choisies pour le traitement des gaz brûlés dans un incinérateur de déchets solides urbains
- estimations de coûts pour l'ensemble des usines d'incinération de déchets solides urbains utilisant la technologie des grilles
- les coûts des usines à bain fluidisé pour les déchets solides urbains (y compris les coûts de prétraitement)
- les systèmes de gazéification et de pyrolyse pour les déchets solides urbains

REMARQUE : Les chiffres donnés dans cet annexe 10.2 doivent être prises comme des exemples et estimations uniquement. Ils sont fournis pour donner au lecteur une idée des structures de coûts et les interrelations, mais NE DOIVENT PAS être prises comme des représentations exactes. Une

variation importante de coûts est observée d'un site à un autre. D'autres combinaisons sont aussi possibles. [64, TWGComments, 2003]

Tel que déjà mentionné, les coûts d'une usine d'incinération de déchets dépend des facteurs suivants :

- . • conception de l'usine
- . • taille
- . • infrastructure locale
- . • conditions spécifiques de limite pour l'évacuation des déchets
- . • possibilité d'utilisation de l'énergie

Les principaux composants sont:

- . • remboursement de l'investissement
- . • coûts d'entretien et réinvestissement
- . • coûts du travail
- . • autres coûts fixes, tels que l'administration et l'assurance
- . • coûts de fonctionnement proportionnels au débit, tels que l'alimentation en produits chimiques et évacuation des déchets
- . • revenus de la production d'énergie proportionnels au débit.

Installations existantes:

Le coût des systèmes de rattrapage dans les installations existantes est plus élevé que les coûts des nouvelles installations. Ceci est lié au coût élevé de la mise en œuvre technique de ces techniques plutôt qu'aux techniques elles-mêmes.

Les facteurs supplémentaires qui peuvent augmenter davantage les coûts dans les installations existantes sont :

- . • effort supplémentaire d'ingénierie
- . • ingénierie civile supplémentaire
- . • coût de destruction et retrait de l'équipement ancien
- . • coût de connexion
- . • pertes de production de l'usine existante, etc.

Ceux-ci peuvent s'élever à une augmentation en coût supplémentaire de 25 – 50 %. [64, TWGComments, 2003]

Suppositions faites dans l'étude:

Dans l'étude [3, Autriche, 2002], de laquelle a été tirée cette annexe, la production thermique est considérée comme étant le paramètre clé pour les coûts d'investissement et de fonctionnement, et non pas le débit de masse. La production thermique détermine la taille de la chaudière et principalement le volume des gaz brûlés et par conséquent la taille des dispositifs de nettoyage des gaz brûlés.

Pour une meilleure compréhension de ce chapitre certains paramètres étaient fixés comme suit :

- . • valeur calorifique des déchets : 10 MJ/kg

- teneur en cendres des déchets : 30 %
- concentration de chlore dans les gaz bruts avant nettoyage des gaz brûlés : 1000 mg/Nm³
- concentration de SO₂ dans les gaz bruts : 600 mg/Nm³ (remarque: une forte supposition pour les déchets solides urbains, normalement plus près de 200 mg/Nm³ [64, TWGComments, 2003])
- exigence spécifique d'air par tonne de déchets : 4 500 m³
- volume spécifique de gaz brûlés après nettoyage des gaz brûlés : 5500 Nm³/tonne de déchets.

Pour calculer la puissance nécessaire du ventilateur négatif, de l'air de combustion d'une température de 50°C et une augmentation de pression de 40 mbar est prise comme base. L'efficacité du ventilateur était uniformément suppose à 70%.

Sur la base des ces suppositions, des coûts spécifiques pour des sous unités d'usines particulières ont été estimées et sont fournis par tonne de déchets brûlés. Comme en pratique, différentes conditions limitatives pour des usines particulières s'appliquent et chaque usine représente plus ou moins un prototype, ainsi seulement une estimation approximative peut être présentée.

Les coûts d'investissement qui sont décrits dans ce papier sont bases sur des prix de commande des cinq dernières années (principalement dans des usines autrichiennes et allemandes, qui étaient construites dans des conditions limitatives similaires).

10.2.1 Coûts d'évacuation et de stockage pour l'incinération de déchets solides urbains

Dans les régions à population dense, les déchets sont livrés dans les usines d'incinération de déchets par des véhicules de collecte de déchets. Là ils sont directement déversés dans la trémie à déchets. Ainsi, seules les installations de pesage, les zones de trafic et les trémies à déchets doivent être érigées comme installations pour la livraison et le stockage. La taille, et par conséquent les coûts, de ces zones de trafic et trémies de déchets sont essentiellement déterminés par la capacité de l'usine et le volume de stockage de la trémie.

Ces coûts proviennent d'abord des dépenses pour la construction au-dessus du niveau du sol et des fondations. Dans ce cas, les coûts d'investissement ne sont pas directement proportionnels à la trémie et aux tailles des usines mais doivent être calculés avec un exposant de 0,7. Par exemple, doubler le volume de la trémie augmentera les coûts par un facteur : taille^{0.7} [3, Austria, 2002]

Quant à une usine avec un débit de déchets annuel d'environ 300 000 tonnes, les coûts de construction pour les zones de trafic et les trémies sont d'environ EUR 10 millions. Pour des tailles différentes d'usine, les coûts présentés dans le Tableau 10.12 ont été estimés.

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Investment costs (EUR)	about 4.6 M	about 7.5 M	about 10 M
Specific investment costs (EUR/t)	4.74	3.86	3.43
Specific maintenance costs (EUR/t)	0.46	0.38	0.33
Specific costs for delivery with refuse collection vehicles (EUR/t)	5.2	4.24	3.77

Table 10.12: Specific costs for discharge and storage facilities as a function of throughput when waste is delivered by refuse collection vehicles

Paramètres Débit

coûts d'investissement (EUR)

coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)

coûts d'entretien spécifiques (EUR/t)

Coûts spécifiques pour la livraison avec des véhicules de collecte de déchets (EUR/t)

Tableau 10.12: Coûts spécifiques pour les installations de déchargement et de stockage comme une fonction de débit quand les déchets sont livrés par des véhicules de collecte de déchets
[3, Autriche, 2002]

Dans les régions moins densément peuplées, certains déchets peuvent être livrés en train. Ceci rend nécessaire la construction de chemins ferrés et d'installation de déchargement, tels que des systèmes de grue de conteneurs et dispositifs de déversement. Le coût d'investissement pour un système complet de grue est d'environ EUR 3,5 million (pour 300 000 t/an). Des systèmes de grue pour les usines plus petites ne sont pas moins chers, car leurs coûts dépendent de la dimension standardisée des conteneurs. Cependant, les coûts pour les rails diminueront en fonction de la diminution de la taille de l'usine.

Pour des tailles différentes d'usine, les coûts présentés dans le Tableau 10.13 ont été estimés. Les coûts d'entretien annuels étaient uniformément notés à 3% des coûts d'investissement.

Paramètre	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 3 million	env. 4 M	env. 5 M
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	3.09	2.06	1.72
coûts d'entretien spécifiques (EUR/t)	0.90	0.60	0.50
Coûts spécifiques de déchargement de train (EUR/t)	3.99	2.66	2.22

Tableau 10.13: Coûts spécifiques pour les installations de déchargement et de stockage comme une fonction de débit quand les déchets sont livrés par train
[3, Autriche, 2002]

Si une partie des déchets est livrée par train et l'autre partie est livrée par véhicules de collecte de déchets, les coûts globaux doivent être ajoutés

10.2.2 Système d'allumage et coûts de chaudière pour l'incinération de déchets solides urbains

Le système d'allumage et la chaudière comprennent les composants suivants:

- installation pour l'alimentation et le dosage des déchets
- alimentation en air de combustion
- grille de combustion avec la chambre de combustion
- transport et installations de stockage pour les cendres et scories
- canalisations pour les gaz brûlés jusqu'au préchauffage de l'eau l'alimentation
- chaudière de récupération de chaleur y compris l'alimentation en eau d'alimentation et

livraison de vapeur neuve

Les facteurs déterminant les coûts pour le système d'allumage et la chaudière sont :

- le type de système de grille
- efficacité souhaitée de la chaudière et
- conception de la chaudière de récupération de chaleur.

Si les grilles refroidies à l'eau sont installées et la température des gaz brûlés après la chaudière de récupération de chaleur est de 160°C (ce qui augmente l'efficacité de la chaudière de 90%) et si des paramètres élevés de vapeur sont appliqués, les coûts d'investissement moyens peuvent être jusqu'à 20% plus élevés.

Pour une ligne ayant un débit annuel d'environ 150 000 tonnes, les coûts d'investissement pour le système d'allumage et la chaudière sans les coûts de construction ni pour l'équipement électronique, de surveillance, de régulation et de contrôle sont d'environ EUR 16 million. Les coûts des surfaces de chauffage sont proportionnels à la taille de l'usine, alors que les coûts pour d'autre équipement dépendent de la taille de l'usine, de sorte que les coûts d'investissement moyens dépendront de la taille par un facteur d'environ taille^{0.8} [3, Autriche, 2002]

Donc, les coûts spécifiques des tailles différentes des usines présentées en Tableau 10.14 ci-dessous ont été estimés. Les coûts sont généralement indépendants du nombre de lignes de combustion.

Paramètre	Débit		
	75 000 t/an	100 000 t/an	150 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 9,2 million	env. 11,6 million	env. 16 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/an)	12.63	11.94	10.98
coûts d'entretien annuel en pourcentage des coûts d'investissement (%/an)	4.00	4.00	4.00
coûts d'entretien spécifiques (EUR/an)	4.90	4.60	4.30
Consommation globale moyenne d'électricité (fonctionnement normale) (kWh/t)	27	27	27
coûts d'électricité (EUR/t)	0.67	0.67	0.67
Accumulation de mâchefer et de cendres de chaudière (kg/t)	271.50	271.50	271.50
Coûts d'évacuation du mâchefer et de la cendre de chaudière (EUR/t)	19.16	19.16	19.16
Coûts spécifiques pour l'allumage et la chaudière (EUR/t)	37.37	36.42	35.08

Tableau 10.14: Coûts spécifiques pour un système à de feu à grille et la chaudière des usines d'incinération de déchets comme une fonction de débit
[43, Eunomia, 2001] [3, Autriche, 2002]

Coûts de fonctionnement pour le système de feu qui sont directement proportionnels au débit de déchets générés de:

- la consommation d'énergie pour le transport de l'air et des gaz brûlés et pour l'approvisionnement en eau d'alimentation
- coûts d'évacuation/recyclage pour le mâchefer

La consommation spécifique d'énergie pour le système de feu et la chaudière est d'environ 27 kWh/t à une pression de vapeur d'environ 50 bars. Si la pression de la vapeur est augmentée de 75

bar, la demande énergétique augmentera d'environ 4 kWh/t.

Quant aux coûts d'évacuation pour le mâchefer, il était supposé que les deux pouvaient être évacués sur un site de décharge pour déchets résiduels. Si la cendre de la chaudière ne le pouvait pas, et était enfouie, les coûts d'évacuation augmenteraient d'environ EUR 2/t.

Environ 3,2 tonnes de vapeur par tonne de déchets sont produites en général. Les procédés à partir de la production de la vapeur sont décrits en Section 10.2.3 sur le cycle eau-vapeur.

10.2.3 Coûts du cycle eau-vapeur pour l'incinération des déchets solides urbains

Le cycle eau-vapeur d'une usine d'incinération de déchets comprend les composants suivants: usine de traitement de l'eau, système de condensât, turbine à système de refroidissement et système de découplage de chaleur.

Différents systèmes sont installés dans les usines d'incinération de déchets. Dans certaines usines, la majeure partie de l'énergie est alimentée dans le réseau de chauffage urbain et l'électricité est uniquement produite pour couvrir leurs propres besoins. Dans d'autres usines, l'accent est mis sur la production d'électricité. Le type d'usine et les possibilités pour la livraison de l'énergie déterminent d'abord les procédés à partir de la production d'énergie. Ainsi, cette vue globale des coûts est présentée de sorte que les procédés énergétiques puissent être complètement attribués au cycle eau-vapeur. Ainsi, on a distingué cinq systèmes techniques. La production d'énergie atteinte en pratique dépend du nombre de paramètres tels que la conception de la chaudière, les surfaces d'échangeurs de chaleur, l'utilisation de vapeur basse pression pour l'eau d'alimentation et le préchauffage et la conception de la turbine.

Dans la section suivante, une comparaison des différents systèmes sera réalisée dans des conditions normales de limites.

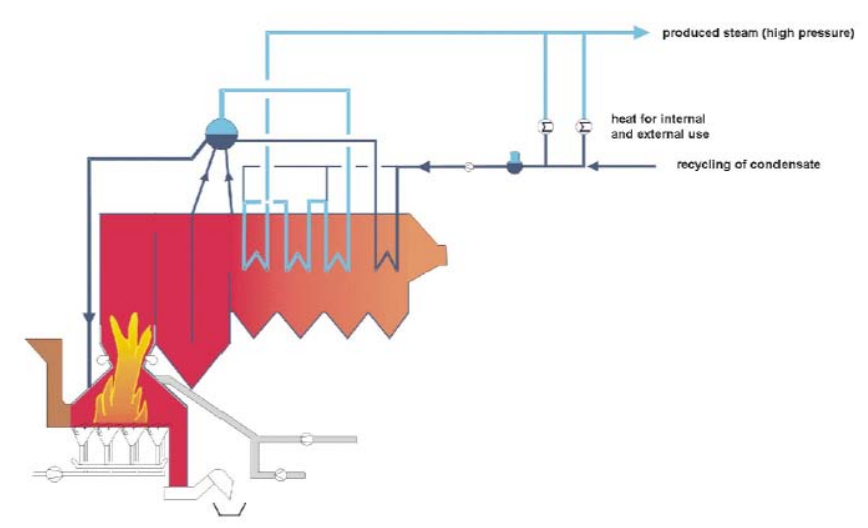
Les principaux facteurs de coûts du cycle eau-vapeur sont décrits sur la base des suppositions suivantes:

- nombre heures de fonctionnement annuel 7500 h
- dans chaque cas, une efficacité de chaudière d'environ 80% est supposée pour qu'un débit d'énergie de 2,2 MWh par tonne de déchet en résulte (valeur calorifique des déchets : 10 MJ/kg). Cette valeur peut varier de plus/moins 10% selon l'usine
- les coûts d'investissement étaient dérivés de ceux d'usines comparables Selon les conditions réelles de limites, des dérivations importantes peuvent se produire
- les coûts d'investissement spécifiques étaient calculés sur la base d'un taux d'intérêt de 6% sur une durée de 15 ans. Cette période était choisie comme la probabilité car les coûts de réinvestissement sont élevés après 15 ans de fonctionnement
- les coûts d'entretien annuels étaient uniformément notés à 3% des coûts d'investissement.
- les livraisons de chaleur et d'électricité étaient ajustés aux paramètres de vapeur. Selon le type de turbine et le type et fonctionnement du cycle eau-vapeur, des dérivations peuvent se produire
- l'utilisation de pressions de vapeur supposées de 50 bar et 80 bar est plus élevée que les 40 bar normaux couramment utilisés dans de nombreuses usines d'incinération de déchets solides urbains, pour éviter la corrosion sans nécessiter de mesures spéciales.
- les procédés à partir d'énergie livrées dépendent essentiellement du type d'énergie

et de la demande en énergie particulière. Pour alimenter de l'électricité dans le réseau, normalement un prix d'environ EUR 25 par MWh (prix de vente) est payé. Pour l'alimentation de chaleur dans le système de chauffage urbain, environ EUR 6 par MWh est payé. Si l'usine est située dans un site où la demande en électricité et en chaleur existe, le revenu peut être d'environ EUR 45 par MWh (prix d'achat) pour l'électricité et environ EUR 10 par MWh pour la chaleur. Par conséquent, pour les options, les valeurs de EUR 1 – 25 par MWh pour l'électricité et EUR 6 par MWh pour la chaleur livrées étaient prises comme références. En comparaison, EUR 45 par MWh pour l'électricité et EUR 10 par MWh pour la livraison de la chaleur sont payés pour les options 6, 7 et 8. L'option 6 correspond techniquement à l'option 2, l'option 7 à l'option 4 et l'option 8 à l'option 5.

Option 1: Découplage de la chaleur pure :

Si uniquement de la chaleur est produite, les coûts d'investissement comprennent les dépenses en eau, les traitements du condensât et la transformation de la chaleur. Si aucune infrastructure n'existe les systèmes de refroidissement pour les situations d'urgences ont été installées.



Vapeur produite (haute pression)
Chaleur pour utilisation interne et externe
Recyclage de condensat

Figure 10.1: Cycle eau-vapeur, option 1
[3, Autriche, 2002]

Paramètre	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 3 million	env. 4,5 million	env. 6 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	3.09	2.32	2.06
coûts d'entretien spécifique (EUR/t) livraison de chaleur (MWh t ⁻¹)	0.90 2.2	0.68 2.2	0.60 2.2
Procédés spécifiques à partir de la production de chaleur (EUR/t)	13.2	13.2	13.2
Procédés notés à partir du cycle eau-vapeur (EUR/t)	9.21	10.21	10.54

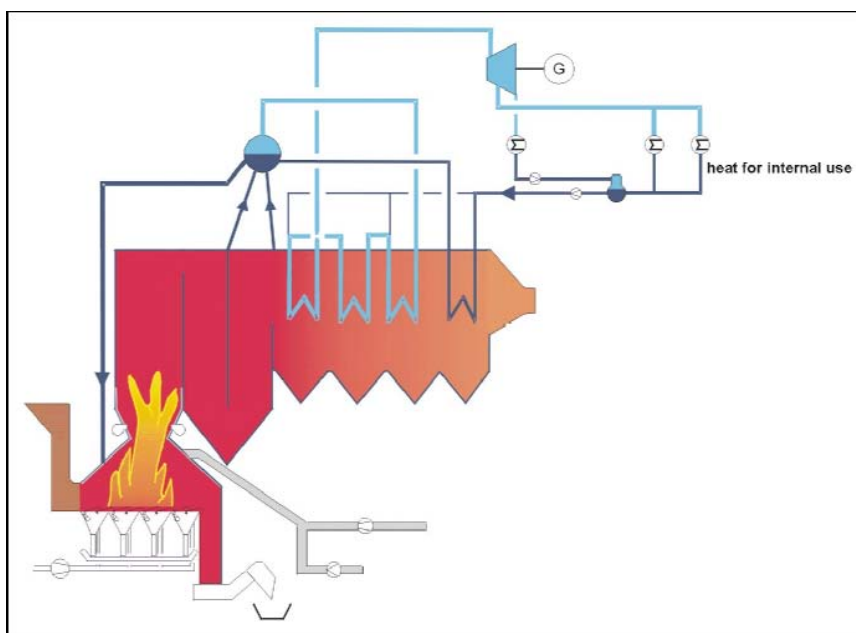
Tableau 10.15: Coûts spécifique d'un cycle eau-vapeur avec un découplage de chaleur

pure et alimentation dans les systèmes de chauffage urbains comme une fonction de débit de déchets

Source [3, Autriche, 2002]

Option 2: Turbine d'extraction de vapeur appliquant des paramètres de vapeur de 50 bar et 400°C:

Dans ce cas, les coûts d'investissement comprennent les coûts pour le traitement de l'eau et du condensât, pour le découplage de la chaleur, et pour la turbine et les systèmes de refroidissement. Si aucune infrastructure n'existe, les systèmes de refroidissement pour les situations d'urgence ont aussi besoin d'être installés (Figure 10.2).



chaleur pour utilisation interne

Figure 10.2: Cycle eau-vapeur, options 2 et 6
[3, Autriche, 2002]

Paramètre	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 8 million	env. 12 million	env. 16 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	8.24	6.18	5.49
coûts d'entretien spécifique (EUR/t)	2.40 0	1.80 0	1.60 0
livraison de chaleur (MWh t ⁻¹)	0 0.44	0 0.44	0 0.44
Procédés spécifiques à partir de la production de chaleur (EUR/t)	0 0.44	0 0.44	0 0.44
Livraison d'électricité (MWh t ⁻¹)	11	11	11
Procédés spécifiques à partir de la production d'électricité (EUR/t)	11	11	11
Procédés notés à partir du cycle eau-vapeur (EUR/t)	0.36	3.02	3.91

Tableau 10.16: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant une turbine d'extraction de vapeur comme une fonction de débit de déchets

[3, Autriche, 2002]

Option 3: Turbine d'extraction de vapeur combinée à introduction de vapeur dans une centrale électrique thermique adjacente :

En plus des coûts d'investissement donnés en option 2, les coûts de mesures de mise à niveau dans la centrale électrique, moins l'infrastructure existante, ont été considérés (Figure 10.3).

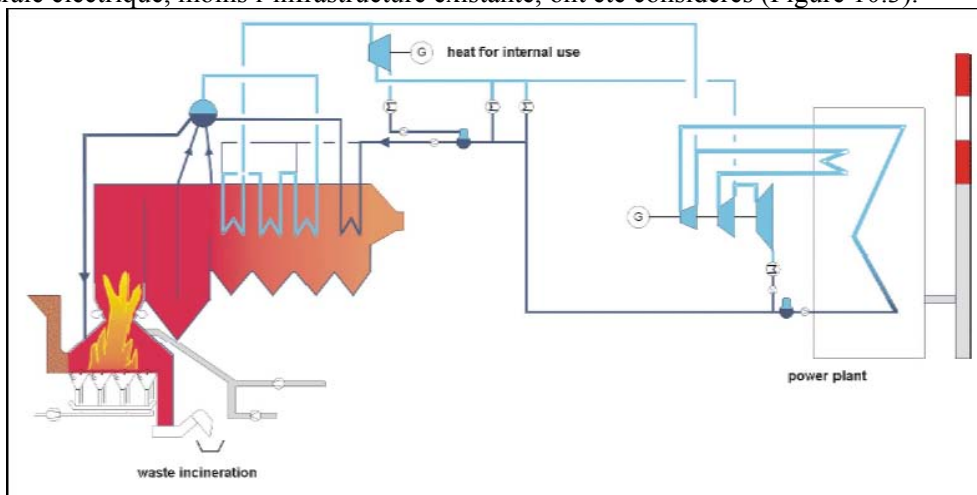


Figure 10.3: Cycle eau-vapeur, option 3

[3, Autriche, 2002]

Paramètre	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 8,5 million	env. 12,5 million	env. 15 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	8.75	6.44	5.15
coûts d'entretien spécifique (EUR/t)	2.55 0	1.88 0	1.50 0
livraison de chaleur (MWh t ⁻¹)			
Procédés spécifiques à partir de la production de chaleur (EUR/t)	0 0.66	0 0.66	0 0.66
Livraison d'électricité (MWh t ⁻¹)			
Procédés spécifiques à partir de la production d'électricité (EUR/t)	16.5	16.5	16.5
Procédés notés à partir du cycle eau-vapeur (EUR/t)	5.20	8.19	9.85

Tableau 10.17: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant une turbine d'extraction de vapeur combinée à un système de vapeur d'une centrale électrique adjacente comme une fonction de débit de déchets [3, Autriche, 2002]

Option 4: Cogénération (PCCE) appliquant des paramètres de vapeur de 50 bar et 400°C:

En plus des coûts d'investissement donnés en option 2, les coûts pour un système de découplage de la chaleur doit être considéré (Figure 10.4).

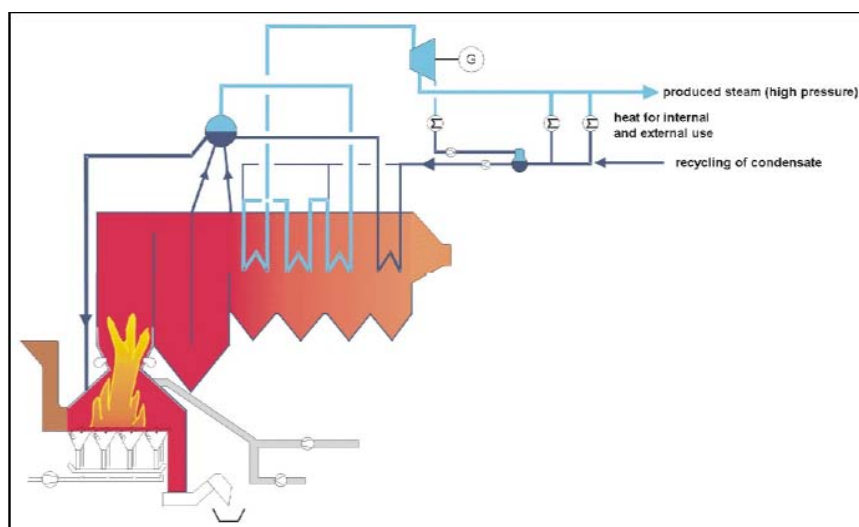


Figure 10.4: Cycle eau-vapeur, options 4,5, 7 et 8
[3, Autriche, 2002]

Paramètre	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 9 million	env. 14 million	env. 18 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	9.27	7.21	6.18
coûts d'entretien spécifique (EUR/t)	2.70 1.98	2.10 1.98	1.80 1.98
livraison de chaleur (MWh t ⁻¹)			
Procédés spécifiques à partir de la production de chaleur (EUR/t)	11.88 0.22	11.88 0.22	11.88 0.22
Livraison d'électricité (MWh t ⁻¹)			
Procédés spécifiques à partir de la production d'électricité (EUR/t)	5.50	5.50	5.50
Procédés notés à partir du cycle eau-vapeur (EUR/t)	5.41	8.07	9.40

Tableau 10.18: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant la cogénération (PCCE) et des paramètres de vapeur faibles comme une fonction de débit de déchets
Source [3, Autriche, 2002]

Option 5: Cogénération (PCCE) appliquant des paramètres de vapeur de 80 bar et 500 °C:

En plus des coût d'investissement donnés en option 2, le coût augmente pour les paramètres de vapeur accrus et les coûts pour les installations pour le découplage de la chaleur ont été considérés.

Paramètre	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 10 million	env. 15,5 million	env. 20 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	10.30	7.98	6.86
coûts d'entretien spécifique (EUR/t)	3.00 1.87	2.33 1.87	2.00 1.87
livraison de chaleur (MWh t ⁻¹)			
Procédés spécifiques à partir de la production de chaleur (EUR/t)	11.22 0.33	11.22 0.33	11.22 0.33
Livraison d'électricité (MWh t ⁻¹)			

Procédés spécifiques à partir de la production d'électricité (EUR/t)	8.25	8.25	8.25
Procédés notés à partir du cycle eau-vapeur (EUR/t)	6.17	9.17	10.61

Tableau 10.19: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant la cogénération (PCCE) et des paramètres de vapeur élevés comme une fonction de débit de déchets
[3, Autriche, 2002]

Option 6: Turbine d'extraction de vapeur appliquant des paramètres de vapeur de 50 bar et 400°C:

Contrairement à l'option 2, l'usine d'incinération de déchets est située dans un site où l'énergie peut être substituée qui autrement devrait être achetée.

Paramètre	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 8 million	env. 12 million	env. 16 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	8.24	6.18	5.49
coûts d'entretien spécifique (EUR/t) livraison de chaleur (MWh t ⁻¹)	2.40 0	1.80 0	1.60 0
Procédés spécifiques à partir de la production de chaleur (EUR/t) Livraison d'électricité (MWh t ⁻¹)	0 0.44	0 0.44	0 0.44
Procédés spécifiques à partir de la production d'électricité (EUR/t)	19.8	19.8	19.8
Procédés notés à partir du cycle eau-vapeur (EUR/t)	9.16	11.82	12.71

Tableau 10.20: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant une turbine d'extraction de vapeur (paramètres de vapeur normaux) comme une fonction de débit de déchets quand l'énergie peut être substituée [3, Autriche, 2002]

Option 7: Cogénération (PCCE) appliquant des paramètres de vapeur de 50 bar et 400°C:

Contrairement à l'option 4, l'usine d'incinération de déchets est dans ce cas située dans un site où l'énergie peut être substituée qui autrement devrait être achetée.

Paramètre	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 9 million	env. 14 million	env. 18 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	9.27	7.21	6.18
coûts d'entretien spécifique (EUR/t) livraison de chaleur (MWh t ⁻¹)	2.70 1.98	2.10 1.98	1.80 1.98
Procédés spécifiques à partir de la production de chaleur (EUR/t) Livraison d'électricité (MWh t ⁻¹)	19.80 0.22	19.80 0.22	19.80 0.22
Procédés spécifiques à partir de la production d'électricité (EUR/t)	9.90	9.90	9.90
Procédés notés à partir du cycle eau-vapeur (EUR/t)	17.73	20.39	21.72

Tableau 10.21: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant la cogénération (PCCE - paramètres de vapeur normaux) comme une fonction de débit de déchets quand l'énergie peut être

substituée
[3, Autriche, 2002]

Option 8: Cogénération (PCCE) appliquant des paramètres de vapeur de 80 bar et 500 °C:

Contrairement à l'option 5, l'usine d'incinération de déchets est dans ce cas située dans un site où l'énergie peut être substituée qui autrement devrait être achetée.

Paramètre	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 10 million	env. 15,5 million	env. 20 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	10.30	7.98	6.86
coûts d'entretien spécifique (EUR/t) livraison de chaleur (MWh t ⁻¹)	3.00 1.87	2.33 1.87	2.00 1.87
Procédés spécifiques à partir de la production de chaleur (EUR/t) Livraison d'électricité (MWh t ⁻¹)	18.70 0.33	18.70 0.33	18.70 0.33
Procédés spécifiques à partir de la production d'électricité (EUR/t)	14.85	14.85	14.85
Procédés notés à partir du cycle eau-vapeur (EUR/t)	20.25	23.25	24.69

Tableau 10.22: Coûts spécifiques d'un cycle eau-vapeur comprenant la cogénération (PCCE - paramètres de vapeur élevés) comme une fonction de débit de déchets quand l'énergie peut être substituée

Source [3, Autriche, 2002]

Discussion sur les options 1 à 8 du cycle eau-vapeur: Étude de procédés spécifiques de l'eau-vapeur

Option	Variation de revenus en EUR par tonne de déchets avec option et débit		
	100 000 t/an	200 000 t/an	300 000 t/an
Option 1	9.21	10.21	10.54
Option 2	0.36	3.02	3.91
Option 3	5.20	8.19	9.85
Option 4	5.41	8.07	9.40
Option 5	6.17	9.17	10.61
Option 6	9.16	11.82	12.71
Option 7	17.73	20.39	21.72
Option 8	20.25	23.25	24.69

Tableau 10.23: Étude de revenu spécifique des différentes option du cycle eau-vapeur comme une fonction de débit de déchets
[3, Autriche, 2002]

Comme présenté dans le Tableau 10.23, une taille plus grande d'usine résulte en des procédés plus importants du cycle eau-vapeur. Pour des investissements plus faibles (découplage de chaleur pur –

option 1), la dépendance de la taille de l'usine n'est que marginale.

Sur la base des coûts évalués, des investissements plus importants à un taux plus élevé de production d'électricité, tel que supposer dans l'option 3 et 5 serait économiquement favorable. Cependant, l'option 3 peut seulement être réalisée dans un site adjacent à une centrale électrique avec une production thermique environ dix fois plus importante et une durée de fonctionnement annuelle d'au moins 5000h.

L'option 5 est problématique dans la mesure où des problèmes de corrosion se produisent quand des paramètres de vapeur accrus sont appliqués. Dans le Tableau 10.23 une forte disponibilité est suppose pour toutes les options, bien que ce ne soit pas escompté dans le cas de l'option 5. Ici des coûts plus importants de révision au sein même du système de chaudière et davantage de temps d'arrêt doivent être considérés. Si les faits causent des dépenses supplémentaires d'environ EUR 2 million par an, des coûts spécifiques augmenteront de EUR 7 par tonne dans le cas d'une usine d'un débit de déchets de 300 000t/an.

La différence entre les sites avec et sans chaleur, demande des mêmes niveaux de coûts en énergie (option 2 et 4) faisant référence à un débit de 300 000 tonnes par an est seulement de EUR 5,5/t.

Les procédés de la production d'électricité dans une centrale électrique et de cogénération (PCCE) sont similaires.

Une augmentation importante de procédés peut être réalisée par un choix approprié de l'emplacement de l'usine si l'énergie produite peut être utilisée ou si une demande existante en énergie peut être couverte (option 6 à 8).

10.2.4 Coûts pour certaines combinaisons de traitement des gaz brûlés utilisés dans l'incinération de déchets solides urbains

Les données économiques des unités de processus qui différencient les combinaisons des technologies de nettoyage des gaz brûlés, sont considérées dans cette section. Les informations sont issues de [3, Autriche, 2002]:

Combinaison 1 :

- dépoussiéreur électrostatique
- épuration humide à deux étapes avec et sans précipitation
- retrait humide de la poussière fine, et
- usine catalytique (circuit à faible poussière).

Combinaison 2 :

- séparateur à tissu avec dosage de chaux et coke activée
- épuration humide à deux étape avec épurateur à gypse et
- usine catalytique en aval (circuit à faible poussière).

Combinaison 3 :

- dépoussiéreur électrostatique
- épuration humide à deux étapes avec épurateur à NaOH
- séparateur à tissu avec dosage de chaux et coke activée et
- usine catalytique en aval (circuit à faible poussière).

Combinaison 4 :

- dépoussiéreur électrostatique
- épuration humide à deux étapes avec précipitation
- absorbeur à coke active (courant croisé)
- usine catalytique en aval (circuit à faible poussière).

Combinaison 5 :

- dépoussiéreur électrostatique
- épurateur humide à deux étapes
- retrait humide de la poussière fine, et
- absorbeur à coke activée (contre-courant).

Combinaison 6 :

- processus à bain fluidisé
- Séparateur à tissu
- filtre à coke activé
- réduction catalytique sélective

10.2.4.1 Nettoyage à sec des gaz brûlés

Pour le nettoyage des gaz brûlés on suppose que la concentration de poussière dans les gaz brûlés est de 5 g/Nm³ et que le volume de gaz brûlés est de 5500 Nm³/t.

Les coûts d'investissement pour le dispositif de dépoussiérage comprend les dépenses pour le filtre lui-même, ainsi que pour les silos, les convoyeurs de poussière et des dispositifs de dosage (si installés).

Les coûts de fonctionnement comprennent essentiellement les coûts pour la consommation d'électricité, les coûts d'évacuation de la poussière séparée et les coûts pour l'absorption des réactifs. Les coûts pour le moyen d'absorption comprennent aussi les coûts des déchets accumulés.

Dans cette évaluation, le dépoussiérage avec un dépoussiéreur électrostatique est utilisé en combinaison avec un dépoussiéreur électrostatique humide ou une usine de coke activée en aval.

La température typique de fonctionnement d'un dépoussiéreur électrostatique va de 180 à 230 °C. Les coûts spécifiques d'un dépoussiéreur électrostatique comme une fonction de débit de déchet sont présentés dans le Tableau 10.24, et les coûts spécifiques des systèmes de dépoussiérage humides sont présentés dans le Tableau 10.25.

Coûts pour le dépoussiérage avec ESP

Paramètre	Unité	Débit par ligne 75 000 t/an 100 000 t/an 150 000 t/an		
Consommation d'électricité				
consommation spécifique	kWh/t	12	12	12
Coûts spécifiques de consommation d'énergie	EUR/t	0.29	0.29	0.29
Coûts d'évacuation				
quantité spécifique de déchets accumulés	kg/t	27.50	27.50	27.50
coûts spécifiques pour l'évacuation des déchets	EUR/t	4.13	4.13	4.13
Entretien et usure				

coûts des parts d'investissement	%	2	2	2
coûts spécifiques d'entretien	EUR/t	0.27	0.24	0.21
coûts d'investissement	EUR	1000000	1200000	1600000
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t	1.37	1.24	1.10
coûts spécifiques globaux évalués	EUR/t	6.06	5.89	5.73

Tableau 10.24: Coûts spécifiques pour le dépoussiérage avec un dépoussiéreur électrostatique comme fonction de débit des déchets
[3, Autriche, 2002]

Coûts pour un système humide de dépoussiérage

Paramètre	Unité	75 000 t/an	Débit par ligne 100 000 t/an 150 000 t/an	
Consommation d'électricité				
Consommation moyenne d'ensemble (fonctionnement normal)	kWh/t	6	6	6
Coûts de la consommation d'électricité	EUR/t	0.16	0.16	0.16
Coûts d'évacuation				
quantité spécifique de déchets accumulés	kg/t			
coûts spécifiques pour l'évacuation des déchets	EUR/t			
Entretien et usure				
coûts des parts d'investissement	%	1.5	1.5	1.5
coûts spécifiques d'entretien	EUR/t	0.30	0.30	0.25
coûts d'investissement	EUR	1500000	2000000	2500000
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t	2.06	2.06	1.72
coûts spécifiques globaux évalués	EUR/t	2.52	2.52	2.12

Tableau 10.25: Coûts spécifiques pour le dépoussiérage humide comme fonction de débit des déchets
[3, Autriche, 2002]

Il a été démontré qu'un système de nettoyage des gaz brûlés avec dosage de coke activé est la meilleure solution coût-efficacité pour la pré-séparation du mercure, PCDD/F et pour le dépoussiérage. Un autre avantage de ce processus est qu'une grande proportion des métaux lourds et des dioxines et furannes sont déjà retirés avant que le gaz brûlé n'entre dans le système d'épuration humide. Pour cette raison la concentration de polluant dans le gypse accumulé est faible.

Nettoyage à sec des gaz brûlés avec un séparateur à tissu

Paramètre	Unités	75 000 t/an	Débit de 100 000 t/an	150 000 t/an
Consommation d'électricité				
consommation spécifique	kWh/t	9	9	9
Coûts spécifiques de consommation d'énergie	EUR/t	0.22	0.22	0.22
Consommation de CaO y compris l'évacuation des déchets				
consommation spécifique	kg/t	0.00	0.00	0.00
Facteur stoechiométrique		3	3	3
coûts spécifiques pour l'absorption	EUR/t	0.00	0.00	0.00
consommation de coke activée				

consommation spécifique	kg/t	1.00	1.00	1.00
coûts spécifique de coke activée	EUR/t	0.30	0.30	0.30
Coûts d'évacuation				
quantité spécifique de déchets accumulés	kg/t	28.50	28.50	28.50
coûts spécifiques pour l'évacuation des déchets	EUR/t	4.28	4.28	4.28
Entretien et usure				
coûts des parts d'investissement	%	1	1	1
coûts spécifiques d'entretien	EUR/t	0.15	0.15	0.13
coûts spécifique d'usure de filtre	EUR/t	0.78	0.78	0.78
coûts d'investissement	EUR	1150000	1450000	2000000
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t	1.58	1.49	1.37
coûts spécifiques globaux évalués	EUR/t	7.30	7.21	7.08

Tableau 10.26: Coûts spécifiques d'un système de nettoyage des gaz brûlés avec séparateur à tissu comme fonction du débit de déchets
[3, Autriche, 2002]

10.2.4.2 Usine d'absorption et adsorption pour la séparation du HCl, HF et SO₂

Dans l'étude de laquelle ces informations sont tirée [3, Autriche, 2002] seuls les processus humides sont essentiellement utilisés pour la séparation du HCl, HF et SO₂. Les données d'une usine utilisant un système sec pour la pré-séparation sont aussi fournies.

Dans les cas où les processus humides sont appliqués, les coûts de fonctionnement sont influencé par le type et la quantité du média d'absorption, par la consommation d'énergie et par les coûts d'évacuation des déchets. Les coûts d'investissement pour les canalisations des gaz brûlés, des épurateurs, des dévésiculeurs, les échangeurs de chaleur et les réacteurs et pour toute l'infrastructure pour la manipulation de l'eau, l'eau usée, produits chimiques et résidus sont aussi inclus.

Les suppositions faites, sont que 600 mg/Nm³ SO₂ et 1000 mg/Nm³ HCl doivent être séparés des gaz bruts. Dans ces conditions, les coûts spécifiques d'un épurateur de NaOH sont d'environ EUR 11/t, les coûts des épurateurs avec précipitation sont entre 8 et 9 EUR/t et les coûts d'un épurateur à gypse sont entre EUR 5 et 6/t, respectivement.

La combinaison d'un épurateur à gypse avec un système de nettoyage de gaz brûlé et l'adsorption de coke activée est légèrement plus chère qu'une unité pour la séparation du HCl, HF du SO₂ seulement (13,19 vs. 12,78 EUR/t) basé sur un débit de 75 000 t/an.

Pour les usines avec un débit d'environ 100 000 T/an par ligne, les coûts sont approximativement les mêmes (EUR 12,69 vs. 12,63/t). Pour un débit d'environ 150 000 T/an par ligne, des coûts plus faibles apparaissent pour la combinaison d'épurateur à gypse plus un système de nettoyage des gaz brûlés comparé à l'adsorption sèche seule (EUR 12,15 vs. 12,44/t).

Certains coûts d'usines d'absorption et d'adsorption sont donnés dans les tableaux ci-dessous :

Nettoyage sec des gaz brûlés avec l'adsorption

Paramètre	Unités	Débit par ligne 75 000 t/an 100 000 t/an 150 000 t/an
Consommation d'électricité		

Annexes

consommation spécifique	kWh/t	13	13	13
Coûts spécifiques de consommation d'énergie	EUR/t	0.33	0.33	0.33
Consommation de CaO y compris l'évacuation des déchets				
consommation spécifique	kg/t	14.44	14.44	14.44
Facteur stoechiométrique		1.50	1.50	1.50
coûts spécifiques pour l'absorption	EUR/t	4.50	4.50	4.50
consommation de coke activée				
consommation spécifique	kg/t	1.00	1.00	1.00
coûts spécifique de coke activée	EUR/t	0.30	0.30	0.30
Coûts d'évacuation				
quantité spécifique de déchets accumulés	kg/t	28.50	28.50	28.50
coûts spécifiques pour l'évacuation des déchets	EUR/t	4.28	4.28	4.28
Entretien et usure				
coûts des parts d'investissement	%	1	1	1
coûts spécifiques d'entretien	EUR/t	0.23	0.22	0.20
coûts spécifique d'usure de filtre	EUR/t	0.78	0.78	0.78
coûts d'investissement	EUR	1725000	2175000	3000000
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t	2.37	2.24	2.06
coûts spécifiques globaux évalués	EUR/t	12.78	12.63	12.44

Tableau 10.27: Coûts spécifiques d'un système sec de nettoyage des gaz brûlés comme fonction du débit de déchets
[3, Autriche, 2002]

Épurateur de gypse

Paramètre	Unités	Débit par ligne 75 000 t/an 100 000 t/an 150 000 t/an		
Consommation d'électricité				
consommation spécifique	kWh/t	19	19	19
Coûts spécifiques de consommation d'énergie	EUR/t	0.48	0.48	0.48
Réchauffage				
augmentation de la température	°C	30	30	30
demande en chaleur	kWh/t	0.06	0.06	0.06
Coût spécifiques	EUR/t	0.39	0.39	0.39
consommation de CaCO3				
consommation spécifique	kg/t	11.42	11.42	11.42
Consommation de CaO				
consommation spécifique	kg/t	1.89	1.89	1.89
Coûts d'agent de neutralisation	EUR/t	0.47	0.47	0.47
Coûts d'évacuation				
quantité spécifique de gypse accumulé	kg/t	14.78	14.78	14.78
quantité spécifique de gâteau de filtre	kg/t	1.00	1.00	1.00
Coût spécifique	EUR/t	0.45	0.45	0.45
Entretien et usure				
coûts des parts d'investissement	%	2	2	2
Coût spécifique	EUR/t	0.67	0.60	0.53
coûts d'investissement	EUR	2500000	3000000	4000000
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t	3.43	3.09	2.75

coûts spécifiques globaux à taux	EUR/t	5.89	5.48	5.07
---	--------------	-------------	-------------	-------------

Tableau 10.28: Coûts spécifiques pour un épurateur de gypse comme fonction de débit des déchets [3, Austria, 2002]

Épurateur avec précipitation

Paramètre	Unités	75 000 t/an	Débit de 100 000 t/an	150 000 t/an
Consommation d'électricité				
consommation spécifique	kWh/t	19	19	19
Coûts spécifiques de consommation d'énergie	EUR/t	0.48	0.48	0.48
Réchauffage				
augmentation de la température	°C	30	30	30
demande en chaleur	kWh/t	0.06	0.06	0.06
Coût spécifique	EUR/t	0.39	0.39	0.39
consommation de NaOH				
consommation spécifique	kg/t	2.75	2.75	2.75
Consommation de CaO				
consommation spécifique	kg/t	9.87	9.87	9.87
Coûts d'agent de neutralisation	EUR/t	2.07	2.07	2.07
Coûts d'évacuation				
quantité spécifique de gypse accumulé	kg/t	8.87	8.87	8.87
quantité spécifique de gâteau de filtre	kg/t	10.85	10.85	10.85
Coût spécifique	EUR/t	2.16	2.16	2.16
Entretien et usure				
coûts des parts d'investissement	%	2	2	2
Coût spécifique	EUR/t	0.67	0.60	0.53
coûts d'investissement	EUR	2500000	3000000	4000000
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t	3.43	3.09	2.75
coûts spécifiques globaux évalués	EUR/t	9.19	8.78	8.37

Tableau 10.29: Coûts spécifiques pour un épurateur avec précipitation comme fonction de débit des déchets [3, Autriche, 2002]

10.2.4.3 Épurateur de NaOH

Paramètre	Unités	Capacité par ligne		
		75 000 t/an	100 000 t/an	150 000 t/an
Consommation d’électricité				
consommation spécifique	kWh/t	19	19	19
Coûts spécifiques de consommation d’énergie	EUR/t	0.48	0.48	0.48
Réchauffage				
augmentation de la température	°C	30	30	30
demande en chaleur	MWh/t	0.06	0.06	0.06
Coût spécifique	EUR/t	0.39	0.39	0.39
consommation de NaOH				
consommation spécifique	kg/t	6.88	6.88	6.88
Consommation de CaO				
consommation spécifique	kg/t	4.71	4.71	4.71

Coûts d'agent de neutralisation	EUR/t	3.77	3.77	3.77
Coûts d'évacuation				
quantité spécifique de gypse accumulé	kg/t	0.00	1.00	2.00
quantité spécifique de gâteau de filtre	kg/t	25.64	25.64	25.64
Coût spécifique	EUR/t	3.85	3.91	3.97
Entretien et usure				
coûts des parts d'investissement	%	1.5	1.5	1.5
Coût spécifique	EUR/t	0.36	0.33	0.30
coûts d'investissement	EUR	1800000	2200000	3000000
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t	2.47	2.27	2.06
coûts spécifiques globaux évalués	EUR/t	11.31	11.14	10.96

Tableau 10.30: Coûts spécifiques d'un épurateur de NaOH comme fonction de débit des déchets [3, Autriche, 2002]

10.2.4.4 Réduction secondaire de NO_x utilisant la SCR ou SNCR

[3, Autriche, 2002]

En plus des coûts d'investissement et des coûts de la SCR, on compte : l'entretien, le réchauffage des gaz brûlés, l'échange par catalyseur, l'ammoniaque/urée et électricité. Les coûts de réchauffage des gaz brûlés dépendent de la température de fonctionnement par catalyseur et l'ordre dans lequel les techniques de traitement des gaz brûlés sont appliquées, c'est-à-dire si les épurateurs humides sont appliqués en aval des systèmes de SCR, la température d'admission vers le préchauffeur de SCR peut être plus faible et par conséquent moins de réchauffage requis. L'application de la SCR dans des zones à forte poussière est rare dans les installations d'incinération de déchets (pour des raisons de fonctionnement) mais a l'avantage d'éviter le réchauffage.

Inclus dans les coûts d'investissement présentés ici sont: tout le cheminement des gaz brûlés avec le système de transfert de chaleur, le conduit des gaz brûlés, la boîte de catalyseur et le tuyau de bipasse ainsi que tout le système de NH₄OH comprenant l'équipement de vide-réservoir, stockage, station de dosage, évaporation et mélange. Les coûts globaux de nettoyage catalytique des gaz brûlés (Tableau 10.31) sont environ de 3 EUR/t, ce qui est deux fois plus que les coûts du nettoyage non catalytique des gaz brûlés (SNCR voir Tableau 10.32).

La SCR est généralement utilisée où les limites d'émission sont fixées en deçà de 100 mg/Nm³ et donne une performance type de l'ordre de 40 – 70 mg/Nm³. Bien que des concentrations d'émission inférieures à 70 mg/Nm³ soient rapportées dans certains cas, des niveaux d'émissions de SNCR de l'ordre de 120 – 180 mg/Nm³ sont plus typiques.

Si le catalyseur est aussi utilisé pour l'oxydation de la dioxine, le volume de catalyseur et donc la charge du volume/catalyseur spécifique augmentera. Cependant, les différences des coûts globaux sont faibles.

Nettoyage catalytique des gaz brûlés (SCR)

Paramètre	Unités	Débit par ligne 75 000 t/an 100 000 t/an 150 000 t/an		
Consommation d'électricité				
consommation spécifique	kWh/t	8	8	8
Coûts spécifiques de consommation d'énergie	EUR/t	0.20	0.20	0.20
Réchauffage				
augmentation de la température	°C	30	30	30
demande en chaleur	MWh/t	0.06	0.06	0.06
Coût spécifique	EUR/t	0.64	0.64	0.64
consommation de NH4OH (sous forme de solution de NH3 à 25%)				
consommation spécifique	kg/t	2.44	2.44	2.44
Coût spécifique	EUR/t	0.37	0.37	0.37
Entretien et usure				
coûts des parts d'investissement	%	1	1	1
Spécifique	EUR/t	0.16	0.15	0.13
Durée de vie moyenne	a	10.00	10.00	10.00
coûts spécifiques d'usure de catalyseur	EUR/t	0.30	0.30	0.30
coûts d'investissement	EUR	1200000	1500000	2000000
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t	1.65	1.54	1.37
coûts spécifiques globaux évalués	EUR/t	3.32	3.20	3.02

Tableau 10.31: Coûts spécifiques de SCR comme fonction de débit des déchets
[3, Austria, 2002]

Remarque : Plusieurs membres du TWG commentaient que les coûts d'investissement de SCR supérieurs étaient faibles comparés au marché actuel.

Nettoyage non catalytique des gaz brûlés (SNCR)

Paramètre	Unités	Débit par ligne 75 000 t/an 100 000 t/an 150 000 t/an		
Consommation d'électricité				
consommation spécifique	kWh/t	2	2	2
Coûts spécifiques de consommation d'énergie	EUR/t	0.04	0.04	0.04
consommation de NH4OH (sous forme de solution de NH3 à 25%)				
consommation spécifique	kg/h	4.88	4.88	4.88
Coût spécifique	EUR/t	0.73	0.73	0.73
Entretien et usure				
coûts des parts d'investissement	%	2	2	2
Spécifique	EUR/t	0.19	0.16	0.13
coûts d'investissement	EUR	700000	800000	1000000
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t	0.96	0.82	0.69
coûts spécifiques globaux évalués	EUR/t	1.92	1.76	1.59

Tableau 10.32: Coûts spécifiques de SNCR comme fonction de débit des déchets
[3, Austria, 2002]

10.2.4.5 Post traitement des systèmes de polissage des gaz brûlés

Dans certaines usines, les systèmes de post traitement des gaz brûlés sont installés après le dépoussiérage et opérations d'absorption ou adsorption des gaz : Ceux-ci sont généralement un absorbeur de flux d'injection (Tableau 10.33) avec de la coke active et de la chaux pu calcaire comme réactifs et absorbeur à bain fixe (Tableau 10.34) utilisant de la coke de four.

Dans ce cas, des réactifs réagis ou charges sont rebrûlés dans le système de combustion. Ainsi les coûts de fonctionnement sont essentiellement les coûts du média d'adsorption et de la consommation d'électricité. Les coûts d'investissement comprennent les canalisations de gaz brûlés, les échangeurs de chaleur, réacteurs et filtres et l'infrastructure requise pour livraison, stockage et dosage de produits chimiques et pour convoyage, stockage et mise en décharge des résidus.

Les coûts d'une étape supplémentaire de polissage de gaz brûlés sont donnés ci-dessous :

Absorbeur de flux d'injection

Paramètre	Unités	Débit par ligne 75 000 t/an 100 000 t/an 150 000 t/an		
Consommation d'électricité				
consommation spécifique	kWh/t	9	9	9
Coûts spécifiques de consommation d'énergie	EUR/t	0.22	0.22	0.22
Consommation de CaO y compris l'évacuation des sels				
consommation spécifique	kg/t	4.77	4.77	4.77
Facteur stoechiométrique		15.00	15.00	15.00
coûts spécifiques pour l'absorption	EUR/t	1.09	1.09	1.09
consommation de coke activée				
consommation spécifique	kg/t	1.00	1.00	1.00
coûts spécifique de coke activée	EUR/t	0.30	0.30	0.30
Coûts d'évacuation				
quantité spécifique de déchets accumulés	kg/t	1.06	1.06	1.06
coûts spécifiques pour l'évacuation des déchets	EUR/t	0.16	0.16	0.16
Entretien et usure				
coûts des parts d'investissement	%	1	1	1
coûts spécifiques d'entretien	EUR/t	0.15	0.15	0.13
coûts spécifique d'usure de filtre	EUR/t	0.78	0.78	0.78
coûts d'investissement	EUR	1150000	1450000	2000000
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t		1.58	1.49
coûts spécifiques globaux évalués	EUR/t	4.28	4.18	4.05

Tableau 10.33: Coûts spécifiques d'un absorbeur de flux d'injection comme fonction de débit des déchets
[3, Autriche, 2002]

Usine de coke activée

Paramètre					Unités	Débit par ligne 75 000 t/an 100 000 t/an 150 000 t/an
Consommation d'électricité						
consommation spécifique	kWh/t	10	10	10		
Coûts spécifiques de consommation d'énergie	EUR/t	0.25	0.25	0.25		
consommation de coke activée						
consommation spécifique	kg/t	2.00	2.00	2.00		
Coût spécifique	EUR/t	0.60	0.60	0.60		
Entretien et usure						
coûts des parts d'investissement	%	1	1	1		
Spécifique	EUR/t	0.37	0.36	0.33		
coûts d'investissement	EUR	2800000	3600000	500 000 0		
coûts spécifiques d'investissement	EUR/t	3.84	3.71	3.43		
coûts spécifiques globaux évalués	EUR/t	5.07	4.92	4.62		

Tableau 10.34: Coûts spécifiques de coke activée comme fonction de débit des déchets
[3, Autriche, 2002]

10.2.5 Estimations de coûts pour certaines usines complètes d'incinération de déchets solides urbains

[3, Autriche, 2002]

Afin d'estimer les coûts des usines entières, les suppositions suivantes sont faites:

Dans une usine avec un débit de déchets de 100 000 t/an, un dispositif basé sur une ligne, pour 200 000 t/an deux lignes de 100 000 t/an chaque et pour 300 000 t/an deux lignes de 150 000 t/an chaque sont supposés.

Les coûts d'investissement qui ont été estimés ici pour les composants particuliers d'usines, réfèrent seulement aux coûts des systèmes d'ingénierie et de matériel. Par conséquent, des coûts supplémentaires relatifs à la construction, les coûts d'électricité et mécaniques (EMC), et autres mesures d'infrastructure doivent être ajoutés. Les coûts suivants sont alors estimés pour:

- coût de construction + 20% du coût de l'usine
- EMC + 15% du coût de l'usine

D'autres coûts d'investissement tels que les coûts pour la planification de l'usine, et autre infrastructure, diffèrent marginalement avec la taille de l'usine. Les coûts du travail étaient calculés pour l'usine entière et, donc, n'ont pas été considérés dans les estimations pour les composants particuliers de l'usine. Dans les calculs de coûts seules les dépenses pour le personnel qui sont directement nécessaires pour le fonctionnement de l'usine sont inclus. Les différences dans les systèmes de distribution et d'administration ont été négligées.

Les coûts d'investissement étaient calculés statiquement basés sur une durée de 15 ans et à un taux

d'intérêt de 6%. De plus, on a supposé un fonctionnement à charge pleine de l'usine avec une durée de fonctionnement annuelle de 7 500h. Dans les coûts évalués, certains aspects, tels que les coûts pour les intérêts de construction, gestion du personnel, administration, publicité, et assurance ne sont pas inclus. Donc les coûts calculés selon ces suppositions sont au moins 30 à 40% trop faibles et par conséquent calculés comme des *coûts globaux spécifiques évalués*. Pour rendre ces estimations de coûts plus réalistes, 40% était ajouté aux coûts globaux spécifiques évalués et les coûts en résultant étaient appelés *coûts globaux spécifiques estimés*.

Les estimations des coûts pour différentes usines sont basées sur des suppositions simplifiées. Donc les rapports de différentes usines correspondent à des expériences pratiques/

Dans le Tableau ci-dessous, les différences suivantes entre les usines sont illustrées :

- différentes tailles d'usine
- différente utilisation de l'énergie sur la base de prix uniformes
- différents systèmes de nettoyage des gaz brûlés

Les suppositions faites sont décrites dans les titres des Tableaux 10.35 et 10.40.

La figure ci-dessous montre des exemples de l'impact de la taille d'usine et d'option d'utilisation de l'énergie sur les coûts spécifiques de traitement des déchets des nouvelles installations d'incinération de déchets solides urbains.

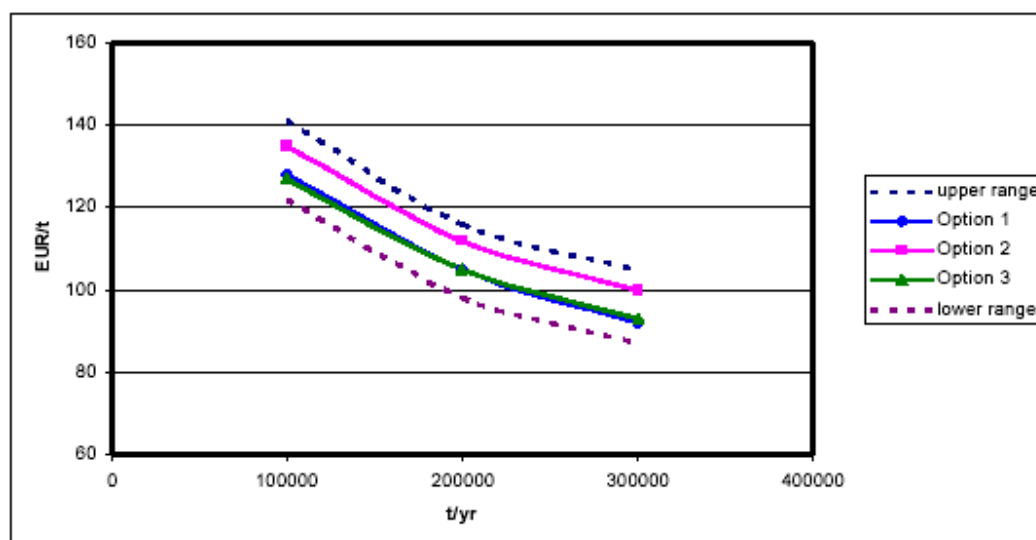


Figure 10.5: Impact de la taille d'usine et de l'utilisation de l'énergie sur les coûts spécifiques de traitement des déchets de nouvelles installations d'incinération de déchets solides urbains

[3, Autriche, 2002], [64, TWGComments, 2003]

La taille de l'usine a une grande influence sur les coûts globaux d'une usine. La différence maximum entre les petites et grandes usines est d'environ EUR 37 par tonne de déchets incinérés. Les moyens d'utilisation de l'énergie basculent les coûts d'environ EUR 9 par tonne. L'intégration de la vapeur dans la centrale électrique existante (option 1) et la cogénération (option 3) conduit à des coûts globaux plus faibles que la production d'électricité pure (option 2).

La Figure 10.6 montre la structure du coût spécifique de traitement des déchets pour les installations d'incinération des déchets solides urbains utilisant différentes techniques de traitement des gaz brûlés, mais avec la même option d'utilisation de l'énergie :

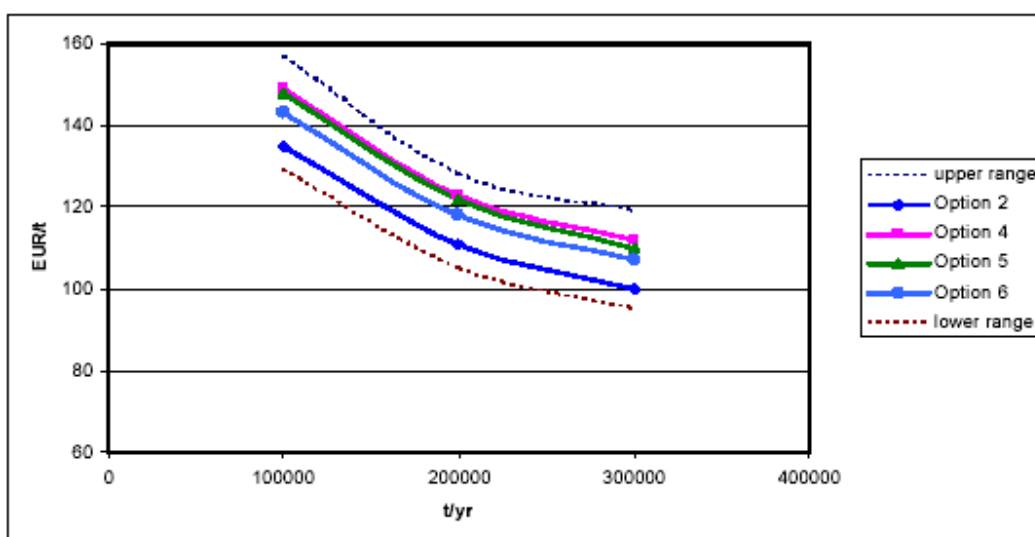


Figure 10.6: Impact des divers systèmes de FGT et tailles d'usines sur les coûts de traitement de nouvelles installations d'incinération de déchets solides urbains utilisant les mêmes techniques d'utilisation de l'énergie
[3, Autriche, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Dans les options qui sont présentées en Figure 10.6, seule l'électricité est produite de l'incinération de déchets. On montre encore que les coûts globaux d'une usine dépend essentiellement de la taille (différence maximum : EUR 37 par tonne), alors que la différence maximum comme fonction du système de nettoyage des gaz brûlés est de EUR 13 par tonne.

Dans l'ensemble, l'éventail des coûts globaux présenté dans les deux figures est entre 92 et 148 EUR par tonne de déchets incinérés.

Pour des usines à débits plus faibles, (par ex. inférieurs à 100 000 tonnes/an), puisque la quantité globale de chaleur produite est plus faible, il peut être plus facile de trouver un utilisateur pour la chaleur. Dans de tels cas, la plupart de la chaleur produite par l'usine peut être vendue. Ce revenu de l'énergie thermique peut alors réduire les frais de porte pour les déchets reçus à un niveau où la petite taille de l'usine peut devenir un avantage économique. Par exemple : là où la vapeur se vend à un prix de 15-20 EUR/MWh, et 2 – 2,5 MWh de chaleur est produite par tonne de déchets, ceci produit un revenu de vapeur de l'ordre de EUR 30 – 50 par tonne de déchets. [64, TWGComments, 2003]

Dans les régions rurales, une usine d'une capacité de 300 000 t/an peut correspondre à une zone de collecte de déchets d'environ 80 – 100 km. Pour les petites usines, la différence de coûts entre la livraison directe avec les véhicules de collecte des déchets et la livraison avec une logistique d'ensemble de collecte, le rechargement dans les trains et le transport par train est situé entre EUR 10 et 15/t. Donc des coûts de logistiques plus faibles dans des usines plus petites peuvent compenser les coûts spécifiques de traitement plus élevés seulement dans une faible mesure.

Paramètre	Unités	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
Coûts pour l'évacuation et de stockage utilisant des véhicules de collecte de déchets	EUR/t	5.20	4.24	3.77

Annexes

Coûts supplémentaires pour l'évacuation et le stockage utilisant le train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
système d'allumage et de chaudière	EUR/t	36.42	36.42	35.08
cycle eau-vapeur (option 3)	EUR/t	5.20	8.19	9.85
nettoyage sec des gaz brûlés	EUR/t	7.21	7.21	7.08
épurateur de gypse	EUR/t	5.48	5.48	5.07
nettoyage catalytique des gaz brûlés	EUR/t	3.20	3.20	3.02
coûts d'investissement des systèmes d'ingénierie	EUR	33650000	59100000	78000000
Construction	EUR	6730000	11820000	15600000
EMC	EUR	5047500	8865000	11700000
Autres coûts d'investissement	EUR	6000000	7000000	8000000
Coûts spécifiques pour la construction, EMC + autres	EUR/t	18.30	14.25	12.12
coûts personnel	EUR/an	1700000	1800000	2000000
coûts spécifiques du personnel	EUR/t	17.00	9.00	6.67
coûts globaux évalués	EUR/t	91.60	74.27	65.16
coûts globaux estimés	EUR/t	128	104	91

Tableau 10.35: Option 1: Coûts d'un système de feu à grille incorporant la livraison par train traitement des gaz brûlés sec, humide et catalytique et avec cycle de vapeur connecté à celui d'une centrale électrique adjacente comme fonction de débit
[3, Autriche, 2002]

Paramètre	Unités	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
Coûts pour l'évacuation et de stockage utilisant des véhicules de collecte de déchets	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Coûts supplémentaires pour l'évacuation et le stockage utilisant le train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
système d'allumage et de chaudière	EUR/t	36.42	36.42	35.08
cycle eau-vapeur (option 2)	EUR/t	0.36	3.02	3.91
nettoyage sec des gaz brûlés	EUR/t	7.21	7.21	7.08
épurateur de gypse	EUR/t	5.48	5.48	5.07
nettoyage catalytique des gaz brûlés	EUR/t	3.20	3.20	3.02
coûts d'investissement des systèmes d'ingénierie	EUR	33150000	58600000	79000000
Construction	EUR	6630000	11720000	15800000
EMC	EUR	4972500	8790000	11850000
Autres coûts d'investissement	EUR	6000000	7000000	8000000
Coûts spécifiques pour la construction, EMC + autres	EUR/t	18.12	14.16	12.24
coûts personnel	EUR/an	1700000	1800000	2000000
coûts spécifiques du personnel	EUR/t	17.00	9.00	6.67
coûts globaux évalués	EUR/t	96.26	79.35	71.22
coûts globaux estimés	EUR/t	135	111	100

Tableau 10.36: Option 2: Coûts d'un système de feu à grille incorporant la livraison en train, le traitement sec, humide et catalytique des gaz brûlés avec la génération électrique comme fonction de débit
[3, Autriche, 2002]

Paramètre	Unités	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
Coûts pour l'évacuation et de stockage utilisant des véhicules de collecte de déchets	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Coûts supplémentaires pour l'évacuation et le stockage utilisant le train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
système d'allumage et de chaudière	EUR/t	36.42	36.42	35.08
cycle eau-vapeur (option 4)	EUR/t	5.41	8.07	9.40
nettoyage sec des gaz brûlés	EUR/t	7.21	7.21	7.08
épuration de gypse	EUR/t	5.48	5.48	5.07
nettoyage catalytique des gaz brûlés	EUR/t	3.20	3.20	3.02
coûts d'investissement des systèmes d'ingénierie	EUR	34150000	60600000	81000000
Construction	EUR	6830000	12120000	16200000
EMC	EUR	5122500	9090000	12150000
Autres coûts d'investissement	EUR	6000000	7000000	8000000
Coûts spécifiques pour la construction, EMC + autres	EUR/t	18.48	14.52	12.48
coûts personnel	EUR/an	1700000	1800000	2000000
coûts spécifiques du personnel	EUR/t	17.00	9.00	6.67
coûts globaux évalués	EUR/t	91.57	74.66	65.97
coûts globaux estimés	EUR/t	128	104	92

Tableau 10.37: Option 3: Coûts d'un système de feu à grille incorporant la livraison en train, le traitement sec, humide et catalytique des gaz brûlés avec la cogénération (PCCE) comme fonction de débit

[3, Autriche, 2002]

Paramètre	Unités	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
Coûts pour l'évacuation et de stockage utilisant des véhicules de collecte de déchets	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Coûts supplémentaires pour l'évacuation et le stockage utilisant le train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
système d'allumage et de chaudière	EUR/t	36.42	36.42	35.08
cycle eau-vapeur (option 2)	EUR/t	0.36	3.02	3.91
dépoussiéreur électrostatique	EUR/t	5.89	5.89	5.73
épuration de NaOH	EUR/t	11.14	11.14	10.96
absorbeur de flux d'injection	EUR/t	4.18	4.18	4.05
nettoyage catalytique des gaz brûlés	EUR/t	3.20	3.20	3.02
coûts d'investissement des systèmes d'ingénierie	EUR	37250000	59400000	80200000
Construction	EUR	7450000	11800000	16040000
EMC	EUR	5587500	8910000	12030000
Autres coûts d'investissement	EUR	6000000	7000000	8000000
Coûts spécifiques pour la construction, EMC + autres	EUR/t	19.60	14.31	12.38
coûts personnel	EUR/an	1700000	1800000	2000000
coûts spécifiques du personnel	EUR/t	17.00	9.00	6.67
coûts globaux évalués	EUR/t	106	88	80
coûts globaux estimés	EUR/t	148	123	112

Tableau 10.38: Option 4: Coûts de système de feu à grille incorporant la livraison en train, le dépoussiéreur électrostatique, l'épuration de NaOH, l'absorbeur de flux d'injection et l'unité

catalytique avec la génération électrique comme fonction de débit
[3, Autriche, 2002]

Paramètre	Unités	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
Coûts pour l'évacuation et de stockage utilisant des véhicules de collecte de déchets	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Coûts supplémentaires pour l'évacuation et le stockage utilisant le train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
système d'allumage et de chaudière	EUR/t	36.42	36.42	35.08
cycle eau-vapeur (option 2)	EUR/t	0.36	3.02	3.91
dépoussiéreur électrostatique	EUR/t	5.89	5.89	5.73
Épurateur avec précipitation	EUR/t	8.78	8.78	8.37
absorbeur de coke activée	EUR/t	4.92	4.92	4.62
nettoyage catalytique des gaz brûlés	EUR/t	3.20	3.20	3.02
coûts d'investissement des systèmes d'ingénierie	EUR	40500000	65300000	88200000
Construction	EUR	8100000	13060000	17640000
EMC	EUR	6075000	9795000	13230000
Autres coûts d'investissement	EUR	6000000	7000000	8000000
Coûts spécifiques pour la construction, EMC + autres	EUR/t	20.77	15.37	13.34
coûts personnel	EUR/an	1700000	1800000	2000000
coûts spécifiques du personnel	EUR/t	17.00	9.00	6.67
coûts globaux évalués	EUR/t	105.82	87.46	78.90
coûts globaux estimés	EUR/t	147	122	110

Tableau 10.39: Option 5: Coûts de système de feu à grille incorporant la livraison en train, le dépoussiéreur électrostatique, la précipitation, l'absorbeur à coke activée et l'unité catalytique avec la génération électrique comme fonction de débit
[3, Autriche, 2002]

Paramètre	Unités	100 000 t/an	Débit de 200 000 t/an	300 000 t/an
Coûts pour l'évacuation et de stockage utilisant des véhicules de collecte de déchets	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Coûts supplémentaires pour l'évacuation et le stockage utilisant le train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
système d'allumage et de chaudière	EUR/t	36.42	36.42	35.08
cycle eau-vapeur (option 2)	EUR/t	0.36	3.02	3.91
adsorption sèche	EUR/t	12.63	12.63	12.44
absorbeur de coke activée	EUR/t	4.92	4.92	4.62
nettoyage catalytique des gaz brûlés	EUR/t	3.20	3.20	3.02
coûts d'investissement des systèmes d'ingénierie	EUR	38475000	61250000	83000000
Construction	EUR	7695000	12250000	16600000
EMC	EUR	5771000	9187500	12450000
Autres coûts d'investissement	EUR	6000000	7000000	8000000
Coûts spécifiques pour la construction, EMSR + autres	EUR/t	20.04	14.64	12.72
coûts personnel	EUR/an	1700000	1800000	2000000
coûts spécifiques du personnel	EUR/t	17.00	9.00	6.67
coûts globaux évalués	EUR/t	103.04	84.69	76.61
coûts globaux estimés	EUR/t	144	119	107

Tableau 10.40: Option 6: Coûts de système de feu à grille incorporant la livraison en train, l'absorption

sèche, l'absorbeur à coke activée et l'unité catalytique avec la génération électrique comme fonction de débit
[3, Autriche, 2002]

10.2.6 Coûts de la combustion à bain fluidisé pour les déchets solides urbains

La charge d'alimentation d'un lit fluidisé (LF) doit être broyée et déchiquetée avant qu'il ne puisse être traité dans l'unité de combustion de LF. De gros matériaux inertes, de verre et ferreux/non ferreux peuvent aussi être extraits avant alimentation dans la chambre de combustion pour éviter le colmatage des entrées d'air et une perturbation dans la fluidisation. Le résultat est que le matériau alimenté dans l'unité de combustion a une teneur en cendre plus faible (environ 10% au lieu de 25%) que pour les déchets non traités. [64, TWGComments, 2003]

Le prétraitement requis pour préparer les déchets solides urbains non triés pour un FBC type coûte typiquement EUR 10 à 30. Ceci doit être ajouté quand on considère le coût global de traitement. [64, TWGComments, 2003]

Cinq unités de FBC étaient construites en France entre 1995 et 1997. Deux technologies séparées sont utilisées. Le bain fluidisé dense (DFB) de TMC (Guerville, Doullens and Monthyon) et le bain fluidisé rotatif (RFB) (par ABT/Lurgi à Gien et Sausheim). Les commentaires opérationnels suivants, certains avec un impact sur les problèmes de coûts, étaient notés [64, TWGComments, 2003]:

- . • éventails de disponibilité étaient faibles, de 65 % à 80 % pour les meilleures lignes
- . • phases de construction et de mise en service étaient plus longues que prévues initialement
- . • excellente performance de combustion confirmée, la teneur en matière non brûlées de moins de 0,3% dans le mâchefer
- . • efficacité énergétique est considérablement plus faible que pour les unités à feu à grille
- . • une légère réduction en NOx et faibles émissions de CO • autres émissions similaires aux systèmes de feu à grille

La flexibilité de charge, l'absence d'inertie thermique et la capacité à manipuler des déchets à forte valeur calorifique nette sont rapportées comme étant un faible avantage réel.

Les coûts d'investissement total pour les 5 unités françaises varient entre 1,5 et 5,8 million d'EUR/(t/h). Le coût de fonctionnement total varie entre EUR 39 et 136/t de déchets solides urbains traités. [64, TWGComments, 2003]

La valeur calorifique et la teneur en cendre des déchets traités dans les bains fluidisés varient grandement. Les coûts spécifiques pour la combustion dépendent fortement de ces deux paramètres. Afin d'obtenir des chiffres comparables, dans cette étude, on a fait les suppositions suivantes [3, Autriche, 2002] (voir Tableaux 10.41 à 10.43 ci-dessous):

- . • teneur en cendres des déchets préparés : 10 %
- . • valeur calorifique des déchets préparés : 15 MJ/kg.

Ces paramètres correspondent en gros à ceux des fractions triées des déchets. Pour une comparaison des coûts spécifiques de combustion des déchets non triés sur un système à feu à grille, les usines avec la même entrée thermique étaient étudiées.

Pour la combustion à bain fluidisé, les estimations étaient basées sur un réacteur à bain fluidisé stationnaire avec une capacité de 70 000 t/an et un bain fluidisé circulant d'une capacité de 200 000 t/an dans une ligne utilisant chacun les paramètres de déchets ci-dessus.

Ces données correspondent à des systèmes à feu à grille avec une capacité de 100 000 t/an et 300 000 t/an (valeur calorifique des déchets: 10 MJ/kg). Cependant, dans le dernier cas, deux lignes de combustion étaient supposées. Peu de constructeurs d'usine offrent des usines avec une capacité annuelle de 300 000 t/an par ligne.

En ce qui concerne l'utilisation de l'énergie, l'option 2 était la base des deux systèmes de feu.

Les coûts du traitement des gaz brûlés ont été supposés comme étant les mêmes pour les deux systèmes, et les mêmes valeurs limites d'émissions s'appliquaient. En réalité, pour les processus observant les mêmes valeurs limites d'émission, les coûts de FGT sont enclin à être plus faible avec le FBC plutôt qu'avec l'incinérateur à grille traitant le même débit de déchets. [64, TWGComments, 2003]

Sur la base des suppositions faites dans cette étude et une capacité de 70 000 T/an de déchets prétraités (bain fluidisé), ou 100 000 t/an de déchets non traités (feu à grille), environ les coûts spécifiques de traitement seront générés basé sur l'entrée thermique notée. En se basant sur l'incinération à débit en vrac les coûts des systèmes de combustion à bain fluidisé sont visiblement plus élevés que ceux d'un système à feu à grille (voir Tableau 10.43). Cependant, pour les usines plus grandes, avec un débit de 200 000 t/an de déchets traités (pour la combustion à bain fluidisé) ou de 300 000 t/an de déchets non traités (pour le feu à grille), des coûts spécifiques liés à l'entrée thermique notée sont présentés dans cette étude plus favorable si la combustion à bain fluidisé est appliquée. Cependant, si les déchets doivent d'abord être séparés en fractions faiblement et fortement calorifiques et ensuite broyés, hachés, et séparés, la combustion qui s'en suit dans un réacteur à bain fluidisé sera moins favorable économiquement comparé à un feu à grille. [64, TWGComments, 2003]

Paramètre	Débit	
	70 000 t/an	200 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 10 million	env. 23 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	14.71	11.84
coûts d'entretien annuel comme part des coûts d'investissement (%/an)	3	3
coûts d'entretien spécifiques (EUR/t)	4.29	3.45
Consommation globale moyenne d'électricité (fonctionnement normale) (kWh/t)	57	67
coûts d'électricité (EUR/t)	1.44	1.67
Quantité de mâchefer et de cendres de chaudière (kg/t)	100	100
Coûts d'évacuation du mâchefer et de la cendre de chaudière (EUR/t)	6	6
Coûts spécifiques pour l'allumage et la chaudière (EUR/t)	26.43	22.96

Tableau 10.41: Coût pour le système de feu et de chaudière des usines d'incinération des déchets à combustion à bain fluidisé comme fonction du débit (ne comprend pas les coûts de prétraitement des déchets)
[3, Autriche, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Coût du cycle de vapeur: la turbine d'extraction de la vapeur appliquant des paramètres de vapeur de 50 bar et 400°C (correspondant à l'option 2 et à un système de feu à grille):

En plus des suppositions faites en option 2 pour les systèmes de feu à grille, on considère la valeur calorifique supérieure.

Paramètre	Débit	
	70 000 t/an	200 000 t/an
coûts d'investissement (EUR)	env. 8 million	env. 16 million
coûts d'investissement spécifiques (EUR/t)	11.77	8.24
coûts d'entretien spécifiques (EUR/t)	3.43	1.40
Livraison de chaleur (MWh/t)	0	0
Livraison d'électricité (MWh/t)	0.66	0.66
Procédés spécifiques à partir de la production d'électricité (EUR/t)	16.5	16.5
Procédés notés à partir du cycle eau-vapeur (EUR/t)	1.30	5.86

Tableau 10.42: Coûts spécifiques du cycle eau-vapeur comprenant une turbine d'extraction de vapeur (paramètres de vapeur normaux) comme fonction du débit de déchets [3, Autriche, 2002]

Comparaison des coûts de systèmes à grille et bain fluidisé avec la même production thermique :

Paramètre	Unités	Débit (t/an)			
		70000	100000	200000	300000
système de feu à grille	EUR/t		36.01		31.18
	EUR/GJ		3.6		3.12
Bain fluidisé sans broyage ni meulage des déchets	EUR/t	36.52		21.75	
	EUR/GJ	3.77		2.78	
Bain fluidisé avec broyage ni meulage des déchets ¹	EUR/t	56.52		41.75	

¹ Pour le broyage et me meulage des déchets une dépense de 20 EUR/t était supposée.

Tableau 10.43: Des coûts et revenus spécifiques du traitement des déchets, feu, chaudière et utilisation d'énergie
Source [3, Autriche, 2002]

10.2.7 Coûts des systèmes de gazéification et pyrolyse pour les déchets solides urbains

Cette section est basée sur [43, Eunomia, 2001] et [64, TWGComments, 2003]

La gazéification et la pyrolyse ne sont pas largement appliquées pour les déchets comme incinération conventionnelle. Les données de coût fournies peuvent par conséquent être sujettes à plus de variation que celles fournies pour les installations d'incinération.

Il y a une usine de gazéification à pleine échelle en Finlande, dans la ville de Lahti, qui utilise du carburant de recyclage basé sur les déchets solides urbains. L'unité de gazéification (50 MW) produit du gaz qui est utilisé dans une chaudière principale plus grande, qui utilise de la houille comme carburant principal.

Le gazéifieur utilise, en plus des déchets choisis des ménages, des déchets industriels à base de bois tel que l'écorce, la sciure, le contreplaqué et carton gris. La fraction des ménages est d'environ 30 –

40% de l'énergie entrante.

La réception du carburant, le traitement (déchiquetage et coupe) et l'alimentation sont connectés à un gazéifieur. Les déchets énergétiques des ménages sont triés et collectés séparément, et nécessitent principalement uniquement le déchiquetage pour en faire du carburant. Les frais de porte pour les déchets collectés séparément des ménages sont nuls.

Le personnel de la chaudière principale font fonctionner et contrôlent de processus de gazéification, de sorte que le gazéifieur n'ait pas de coût de travail importants à lui seul. Le processus de traitement des gaz brûlés se situe dans la chaudière principale, et n'est pas inclus dans les coûts du gazéifieur. Ceux-ci expliquent la rentabilité relativement élevée du gazéifieur tel que représenté dans le Tableau 10.44 ci-dessous.

Les coûts d'investissement et de fonctionnement du traitement du carburant et de l'usine de gazéification sont présentés dans le Tableau 0.44 ci-dessous. L'usine de gazéification appartient à une entreprise du secteur privée qui l'exploite, Lahti Energy Ltd.

Les coûts d'investissement comprennent le profit de l'entreprise sous contrat et du fournisseur de processus. La TVA est exclue. Les coûts de fonctionnement du gazéifieur sont les coûts principaux de l'opérateur, et ne comprennent pas le profit ou la TVA. Il est important de noter que, dans les coûts de fonctionnement du traitement du carburant, y compris le profit de l'entrepreneur (services achetés du secteur privé), la TVA est exclue. Ceci peut s'ajouter de manière importante aux coûts.

Les facteurs clé attendus pour influencer les coûts futurs :

La Directive de l'UE (2000/76/EC) sur l'incinération des déchets augmentera les coûts de surveillance des émissions et rendra les limites d'émission plus serrées.

Coûts pour l'usine de gazéification capacité 100 000 tonnes par an (total de tous les carburants entrants vers le gazéifieur)	Coût/EUR
Coûts d'infrastructure: traitement du carburant et alimentation unité de gazéifieur	4204698 7568456
Coûts total d'infrastructure	11773154
Coûts opérationnels : traitement du carburant de gazéifieur et alimentation Coûts en carburant (autre que les déchets ménagers)	213598 267419 882986
Coûts de fonctionnement total	1364003
Coûts totaux annuels	2656632
revenues par an: ventes d'électricité (0.034 EUR/kWh) Ventes des chauffages urbains (0.017 EUR/kWh)	3531946 1765973
Revenus totaux	5297919
Remarque : période de dépréciation = 15 ans à un taux d'intérêts = 7%	

Tableau 10.44: Coûts d'infrastructure et de fonctionnement de l'usine de gazéification de CTD de Lahti, Finlande
[43, Eunomia, 2001]

Les coûts actuels de pyrolyse/gazéification au UK ont été estimés (aucun projet n'a été porté à un fonctionnement à pleine échelle) à environ EUR 40 - 160 par tonne avec la plupart des fournisseurs

de l'ordre de EUR 56 – 88 par tonne. Une autre preuve suggère que le coût le plus faible peut s'appliquer pour les technologies de gazéification (c-à-d, de l'ordre de EUR 40/t).

La seule usine en Europe (Kalrsuhe) a un frais de porte de 140 EUR/t avec une capacité de 225 000 t/an. Mais comme rapporté par l'exploitant, le coût d'investissement pour cette usine a augmenté d'environ EUR 40 million dû aux modifications nécessaires. En plus, tous les chiffres rapports jusqu'à présent montrent un débit annuel de déchets d'un maxi de 50% de la capacité de conception. Des coûts hypothétiques calculés pour une usine à pyrolyse de 150 000 tonnes sont présentés dans le Tableau 10.45.

	Coûts par tonne pour pyrolyse
COÛTS	
Coût d'infrastructure par tonne	EUR 64,99
Coût opérationnel	EUR 58,96
fixes	EUR 0,00
Variable	EUR 0,00
Sur débit	EUR 17,34
Total	EUR 141,30
REVENUS	
Matériaux	-EUR 3,57
production d'électricité	-EUR 4,77
Total	-EUR 8,34
COÛT NET	EUR 132,96
Quantité de CTD (kg/tonne)	0

Tableau 10.45: Calculs de coûts hypothétiques pour une usine à pyrolyse dans la Région des Flandres de Belgique
Source [43, Eunomia, 2001]

Au moment de la rédaction, le risque technologique supplémentaire associé à l'adoption de la gazéification et pyrolyse pour de nombreux déchets, reste significativement plus grand que celui pour des traitements d'incinération de types thermiques ayant faits leurs preuves. Les risques supplémentaires peuvent diminuer avec l'expérience prouvée du marché et la preuve d'une fiabilité avec des apports de déchets couramment rencontrés.

10.3 Descriptions d'exemples d'installations

Cette annexe contient une sélection de descriptions d'installations complète en fonctionnement. Les installations qui sont incluses ici ont été choisies parce que les descriptions fournies étaient accompagnées de données quantitatives précises (qui sont aussi incluses ici), et parce qu'ensemble elles couvrent une large gamme de situations, de types de déchets et de technologies. Elles sont présentées afin de fournir des exemples de la conception globale réelle et des niveaux de performance réalisés dans ces exemples d'installations. Le but n'est pas que les exemples fournissent par eux-mêmes des exemples de ce qui est MTD et de ce qui ne l'est pas – les conclusions du groupe de travail technique du BREF sur les MTD sont données en Chapitre 5.

10.3.1 Exemples d'incinération de déchets urbains

10.3.1.1 L'incinérateur à grille avec la SCR et la distribution de vapeur

Annexes

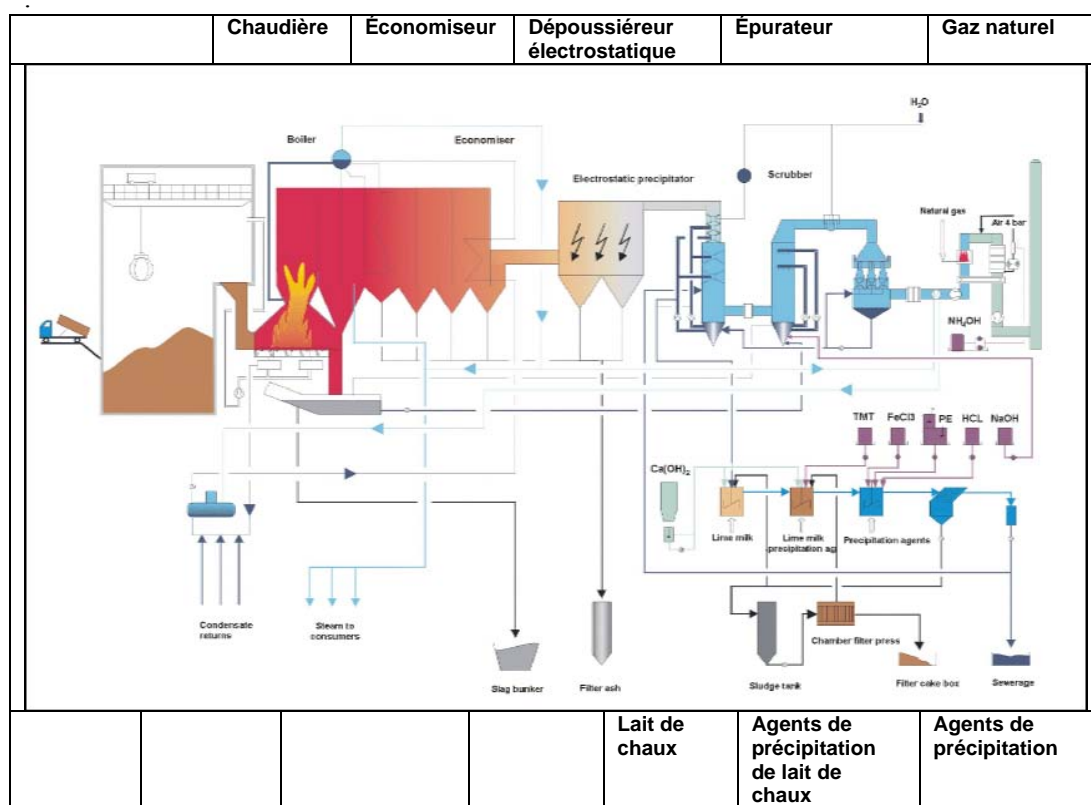
196 605 tonnes de déchets domestiques de la Ville de Vienne étaient incinérées dans l'usine d'incinération de déchets de Flötzersteig en 2000. Les données générales de cette usine sont présentées dans le Tableau 10.46.

Usine d'incinération de déchets de Flötzersteig	
Exploitant	Fernwärme Vienna GmbH
Mise en marche	1963
Technologie d'allumage	grille de feu
débit de déchets	196 605,52 t
Valeur calorifique nette moyenne	8862 kJ kg ⁻¹
Valeur calorifique brute moyenne	9 400 kJ kg ⁻¹
entrée thermique notée théoriquement	62 MW
Heures travaillées ligne 1	8011
Heures travaillées ligne 2	8066
Heures travaillées ligne 3	8207

Tableau 10.46: Données générales de l'usine d'incinération de Flötzersteig (année de référence : 2000)

Un diagramme de processus de flux d'une des trois lignes d'incinération est présenté en Figure 10.7. Chaque ligne comprend les unités suivantes :

- trémie de déchets
- système de feu : grille combinée à déplacement en va-et-vient
- chaudière de récupération de chaleur
- dispositifs d'épuration des gaz brûlés comprenant : dépoussiéreur électrostatique, épurateur à trois étapes, système de nettoyage des gaz brûlés pour le retrait du NO_x et de la dioxine
- station d'épuration des eaux usées à multi étapes
- système de distribution de la vapeur.



	Retour de condensât	Vapeur vers les consommateurs	Bunker à scorie	Cendre de filtre	Réservoir de boue Chambre de filtre presse	Boîte de gâteau de filtre Assainissement
--	---------------------	-------------------------------	-----------------	------------------	---	---

Figure 10.7: Schéma de processus de flux de l'usine d'incinération des déchets de Flötzersteig

Le Tableau 10.47 présente un équilibre entrée/sortie de l'usine d'incinération des déchets de Flötzersteig pour une tonne de déchets.

Entrée pour une tonne de déchets		Sortie pour une tonne de déchets	
Chaleur	283,6 kWh	Chaleur	1980 kWh
Électricité	79,0 kWh	Électricité	-
gaz naturel	16,38 m ³	Vapeur (p = 16 bar; T = 270 °C)	2,75 t
eau douce	825 l	Scorie	255,6 kg
Chaux	2,46 kg	Ferraille métallique	-
Soude, 30%	3,48 kg	cendre volante	15,6 kg
Ammoniaque, 25%	1,87 kg	gâteau de filtre (20 - 30 % H ₂ O)	0,93 kg
agents de précipitation	0,25 kg	eau usée nettoyée	312,6 l
Polyélectrolyte	0,003 kg	gaz brûlés propres (sec)	5100 Nm ³
acide chlorhydrique	0,075 kg		

Tableau 10.47: Flux d'entrée et sortie de l'usine d'incinération de Flötzersteig (année de référence : 2000)

Acceptation, traitement et stockage des déchets

Les déchets domestiques de Vienne sont livrés par 230 véhicules de collecte de déchets. Chaque véhicule contient 4 – 5 t de déchets en moyenne. Après pesage, les déchets sont déversés dans une trémie à déchets qui comprend une trémie quotidienne et une trémie de stockage en vrac. La taille de la trémie de stockage est équivalente au volume de livraison de déchets sur une période de trois jours.

Introduction de déchets et alimentation en air de combustion

La trémie de stockage ainsi que trois chutes (conduits entonnoir) sont alimentées par des grappins à déchets de deux grues. Les déchets sont introduits par les chutes, poussés sur les grilles de combustion et brûlés avec de l'air préchauffé.

Utilisation de l'énergie

La grille de combustion est suivie d'une chaudière à vapeur (surface de chauffage d'évaporateur: 1695 m²) avec surchauffeur (370 m²) et économiseur (220 m²). La vapeur produite surchauffée a une température de 270°C et 16 bars.

Les tuyaux de vapeur dans des canalisations accessibles mènent à des acheteurs en vrac proches. La chaleur résiduelle est alimentée dans le réseau de chauffage urbain distant via deux stations de conversion.

Système d'épuration des gaz brûlés et émissions dans l'air

Dépoussiéreur électrostatique: Chaque ligne est équipée d'un dépoussiéreur électrostatique avec

deux zones pour la séparation des grosses particules. La charge de poussière est réduite de environ 3.000 mg Nm^{-3} à $20 - 40 \text{ mg Nm}^{-3}$ et finalement réduite d'environ 2 mg Nm^{-3} par système de nettoyage des gaz brûlés avant la cheminée.

Nettoyage des gaz brûlés: Les gaz brûlés de chaque ligne sont lavés par trois épurateurs. Dans le premier épurateur, les gaz brûlés sont refroidis d'une température de 200°C à $60-70^{\circ}\text{C}$ et saturés avec de la vapeur. Dans la partie inférieure de l'épurateur, un film d'eau est créé par des buses circulaires de sorte que de HCl, HF, les métaux lourds, le Hg et une partie de la poussière résiduelle soient lavés. Le pH de l'eau de lavage est maintenu constant en ajoutant du lait de chaux à une valeur de 1,5. Dans le deuxième épurateur (pH neutre), le SO_2 est séparé par l'ajout de NaOH où un mélange de Na_2SO_4 et Na_2SO_3 est produite. Une partie de l'eau de lavage est conduite vers le retrait humide de scorie où le gypse est précipité et retire avec les scories. La poussière fine est séparée dans une troisième étape de traitement par un épurateur équipé.

Retrait catalytique de NO_x et destruction des dioxines Avant d'entrer dans les catalyseurs, les gaz brûlés sont réchauffés de 60 à 130°C au moyen d'échangeurs de chaleur à vapeur. Avant, après la vanne d'entrée, une solution aqueuse d'ammoniaque évaporée est ajoutée dans les gaz bruts. Après réaction dans le catalyseur, les gaz brûlés sont refroidis par une canalisation de chaleur et conduits vers la cheminée via le ventilateur de gaz brûlés. Les niveaux d'émissions qui peuvent être réalisés par les usines sont présentés dans le Tableau 10.48.

Parameter	Emission (mg Nm^{-3}) ^a			Total mass (kg yr^{-1}) ^{b,d}	Specific emissions (g t^{-1}) ^{c,d}
	Min.	Average value	Max.		
Dust [*]	0.5	2.1	9.1	2105.64	10.71
HCl [*]	0.1	1.6	8.1	1604.3	8.16
HF		0.14		140.38	0.71
SO_2 [*]	0.1	10.4	53.6	10427.93	53.04
C_{org} [*]	0.1	0.7	7.2	701.88	3.57
CO [*]	1.2	15.2	98.3	15240.82	77.52
NO_x as NO_2 [*]	0.1	30.5	87.3	30581.91	155.55
Pb		0.044		44.12	0.22
Cr		<0.001		1	0.0051
Zn		0.114		114.31	0.58
$\Sigma \text{Pb} + \text{Cr} + \text{Zn}$		<0.159		159.43	0.81
As		<0.001		1	0.0051
Co		<0.001		1	0.0051
Ni		<0.001		1	0.0051
$\Sigma \text{As} + \text{Co} + \text{Ni}$		<0.003		3	0.0153
Cd		0.002		2	0.01
Hg		0.036		36.1	0.18
NH_3 [*]		0.58		581.56	2.96
PCDD+PCDF		0.018 ng Nm^{-3}		18.05 mg yr^{-1}	$0.0918 \text{ } \mu\text{g t}^{-1}$
[*] Continuous measurement ^a Half hourly average values in mg Nm^{-3} ; dioxin emissions are given in ng Nm^{-3} (11 % O_2 ; dry flue-gas; standard conditions) ^b In kg yr^{-1} , dioxins in mg yr^{-1} ^c Emissions related to one tonne used waste in g t^{-1} ; dioxin emissions in $\mu\text{g t}^{-1}$ ^d Total mass and specific emissions are calculated based on average half hourly mean values, using the quantity of dry flue-gas ($5100 \text{ Nm}^3 \text{ t}^{-1}_{\text{waste}}$) and the waste quantity (196605 t yr^{-1}).					

Table 10.48: Emissions to air from the waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000)

• mesure continue

^a Valeurs moyennes sur une demie heure en mg Nm⁻³; émissions de dioxines sont données en ng Nm⁻³ (11 % de O₂; gaz brûlés secs; conditions normales)

^b En kg an⁻¹, dioxines en mg an⁻¹

^c Émissions pour une tonne de déchets utilisés en g t⁻¹; émissions de dioxines en bg t⁻¹

^d Émissions de masse totale et spécifique sont calculées en se basant sur les valeurs moyenne sur une demi-heure, en utilisant la quantité de gaz brûlés secs (5100 Nm³ t⁻¹ déchets) et la quantité de déchets (196605 t an⁻¹).

Tableau 10.48: Émissions dans l'air de l'usine d'incinération de déchets de Flötzersteig (année de référence : 2000)

Traitement de l'eau usée et émissions dans l'eau

L'eau usée passe d'abord une étape de neutralisation où une partie des métaux lourds se précipite. L'autre partie est précipitée dans l'étape de précipitation qui est alors suivie par une étape de floculation. La boue accumulée est séparée dans un épaisseur à déflecteurs à plateau avant d'être asséché dans une chambre de filtre à presse. Un flux partiel d'eau usée nettoyée est conduit vers un réservoir d'eau propre, le reste est conduit dans les égouts.

Les valeurs suivantes présentées dans le Tableau 10.49 peuvent être réalisées par ce système de traitement multi étape et l'eau usée.

Paramètre	valeur mesurée (mg l ⁻¹)
Température	<30 °C
conductance électrique	20 mS
pH	7.6
matière non dissoute	<30
matières en suspension décantables	<10
As	<0.003
Cd	0.001
Chlorures (Cl)	10000
Cyanures	<0.006
Cr	<0.05
Cu	0.11
Fluorures (F)	<0.006
Hg	<0.001
NH ₄ (N)	3.16
Nitrate (NO ₃)	33
Nitrite (NO ₂)	0.14
Ni	<0.05
Pb	<0.01
Sulfate (SO ₄)	325
Sulfures	<0.1
Sulfites	<1.0
Zn	0.4
AOX/EOX	1.02/<0.02

BTXE	<0.025
HC total	0.05
Phénol	<0.01

Tableau 10.49: Paramètres d'eau usée de l'usine d'incinération de Flötzersteig après traitement de l'eau usée (année de référence : 2000)

Déchets

Scorie: À l'extrémité de la grille, la scorie tombe dans retireur de scorie humide rempli d'eau où elle est refroidie. Après elle est transportée vers une trémie de scorie par un convoyeur à plateau. De là, les scories sont chargées dans des camions en utilisant une grue et transportée vers une décharge.

Cendre volante: Les cendres volantes sont transportées dans un silo intermédiaire en utilisant des convoyeurs à vis. De là, elles sont convoyées pneumatiquement dans deux silos à cendres.

Les scories et les cendres sont solidifiées en ajoutant de l'eau et du ciment et utilisées pour la construction des parois de la décharge de Rautenweg à Vienne.

Gâteau de filtre issu du traitement des eaux usées : Le gâteau de filtre du traitement des eaux usées est mis dans des "gros sacs" et enfouis.

La composition des fractions de déchets susmentionnées est présentée dans le Tableau 10.50. Les résultats des tests de lixiviation sont fournis dans le Tableau 10.51.

Paramètre	valeur mesurée		
	Scorie	cendre volante	gâteau de filtre
densité en vrac (kg m ⁻³)	800 - 2300	500 - 800	
COT (%) (base d'air séché – ad)	1.5 - 2.5	1.5 - 2.0	
_(SO ₄ +SO ₃) (%) (ad)	1.5 - 8.0	4.5 - 17.0	
Cl (%) (ad)	0.2 - 0.5	7.5 - 11.5	
F (%) (ad)	0.01 - 0.1	0.1 - 0.3	
CO ₃ (%) (ad)	3.0 - 15.0	2.5 - 15.0	
SO ₄ (%) (ad)	1.5 - 5.0	4.5 - 12.5	
humidité totale (%) (ad)	15.0 - 40.0	0.1 - 0.5	
perte à l'allumage (%) (ad)	1.5 - 4.5	0.5 - 3.0	
composants principaux (mg kg⁻¹) (base sèche)			
Si	130000 – 220000	65000	
Al	40000 - 110000	40000	27500
Mg	10000 – 25000	10000	29700
Fe	20000 – 40000	10000	55100
Ca	120000 – 160000	150000	183000
Na	15000 – 30000	30000	2250
K	10000 – 25000	45000	3040
métaux lourds (mg kg⁻¹) (base sèche)			
Zn	1500	12000	15000
Pb	1000	3000	5900
Mn	400	400	388
Cr	200	400	238
Cd	5	200	451
As	3	3	19
Hg	0.3	5	1590

Ni	50	100	313
Composés organiques (Ug kg⁻¹)			
PCDF Totale	0.05 - 0.2	2 - 20	
PCDD Totale	0.02 - 0.2	5 - 80	
TEQ	0.001 - 0.008	1.0 - 2.0	
PCB Total	<600	<600	
HAP Total	<50	<50	

Tableau 10.50: Données chimiques des déchets de l'usine d'incinération de Flötzersteig (année de référence : 2000)

Concentration (mg kg⁻¹)		
Paramètre	Scorie	cendre volante
Mg	<10	<10
Ca	1300	15000
SO ₄	1600	25000
Cl	1500	110000
NH ₃ as N	7	3
NO ₃ as N	<3	<3
NO ₂ as N	5	0.5
DOC	200	20
Fe	<0.5	<0.5
Mn	<0.5	<0.5
Ni	<0.5	<0.5
Cd	<0.01	0.02
Cr	<0.5	<0.5
Cu	2.5	0.5
Pb	60	120
Zn	1.5	5
Hg	<0.01	<0.01
détails du test: Ratio liquide par rapport aux solides accru (10: 1); eau distillée (T = 20°C) ; pas de contrôle du pH ; taille maximum de particule 10 mm ; résultats en mg par kg de résidu sec.		

Tableau 10.51: Tests de lixiviation; usine d'incinération de déchets de Flötzersteig (année de référence : 2000)

^a

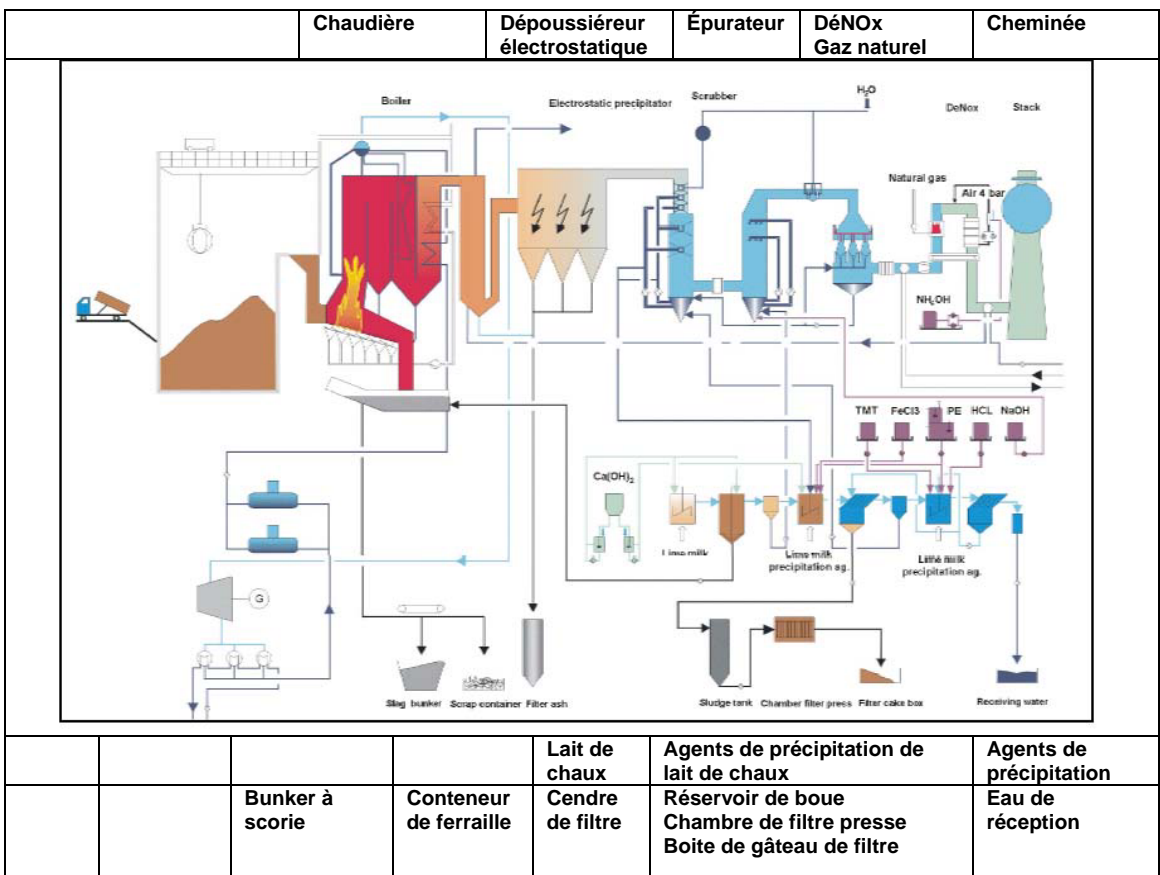
10.3.1.2 Incinérateur à grille avec SCR et PCCE

Au cours de l'année 2000, 268 912 tonnes de déchets étaient brûlés dans l'usine d'incinération de déchets de Spittelau. Les données générales de l'usine d'incinération de déchets de Spittelau sont présentées dans le Tableau 10.52.

Usine d'incinération de déchets de Spittelau	
Exploitant	Fernwärme Vienna GmbH
Mise en marche	1971
Technologie d'allumage	grille de feu
débit de déchets	268 912,09 t
Valeur calorifique nette moyenne	8 822 kJ kg ⁻¹
Valeur calorifique brute moyenne	9 400 kJ kg ⁻¹
entrée thermique notée théoriquement	85 MW
Heures travaillées ligne 1	7812

- trémie de déchets

- système de feu : grille à mouvement alternatif
- chaudière de récupération de chaleur
- dispositifs d'épuration des gaz brûlés comprenant : dépoussiéreur électrostatique, épurateur à trois étapes, catalyseur pour le retrait du NOx et destruction de la dioxine
- station d'épuration des eaux usées à multi étapes
- turbine à vapeur, générateur et système de découplage de chaleur



entrée pour 1 t de déchets		sortie pour 1 t de déchets	
Chaleur	27,6 kWh	Chaleur	1857 kWh
Électricité	78,5 kWh	Électricité	150 kWh
gaz naturel	20,1 m ³	Vapeur (p = 32 bar; T = 240 °C)	2,6 t
eau douce	730 l	Scorie	207 kg
Chaux	2,9 kg	Féaille métallique	22 kg
Soude, 30%	2,25 kg	cendre volante	19 kg
Ammoniaque, 25%	2,9 kg	gâteau de filtre (15 - 20 % H ₂ O)	1 kg
agents de précipitation, 15%	0,17 kg	eau usée nettoyée	415 l
		gaz brûlés propres (sec)	4,545 Nm ³

Tableau 10.53: Flux d'entrée et sortie de l'usine d'incinération de Spittelau (année de référence : 2000)

Acceptation, traitement et stockage des déchets

Les déchets domestiques et industriels similaires sont livrés à l'usine d'incinération de déchets de Spittelau par 250 véhicules de collecte de déchet par jour. Les véhicules sont pesés sur deux ponts de pesage avant que les déchets ne soient déversés dans la trémie à déchets qui a un volume d'environ 7 000 m³.

Introduction de déchets et alimentation d'air de combustion

Après le mélange dans la trémie, les déchets sont alimentés vers les deux lignes de combustion par deux grues à pont. Chaque grappin de grue a une capacité de 4 m³. Les déchets sont alimentés sur la grille qui est située dans la partie inférieure de la chambre de combustion à travers un espace de remplissage en utilisant des pieds de positionnement hydrauliques.

De l'air frais nécessaire pour la combustion est aspiré de la trémie à déchets. Ainsi un léger vide est produit de sorte que les odeurs et émissions de poussières des dispositifs de déversement dans l'air ambiant sont minimisées.

Système de feu à grille

Jusqu'à 16 t de déchets par heure peuvent être traitées thermiquement sur la grille inclinée à mouvement alternatif d'une surface totale de 35 m². Avec la teneur en chaleur des gaz de combustion, 90 tonnes de vapeur saturée par heure sont produites.

Utilisation de l'énergie

Pour la production de l'électricité, de la vapeur est expansée dans une turbine à contre-pression de 33 à 4,5 bars. L'énergie restante de la vapeur est transférée vers l'eau de retour du réseau de chauffage urbain dans les échangeurs de chaleur. Sur une moyenne annuelle, sont produits plus de 5 MW d'électricité pour couvrir ses propres besoins et pour l'alimentation dans le réseau électrique public ainsi que 60 MW de chaleur urbaine.

Système d'épuration des gaz brûlés et émissions dans l'air

Dépoussiéreur électrostatique: Des gaz brûlés chauds à une température de 180°C quittent l'échangeur de chaleur, qui suit la chaudière de récupération de chaleur. Puis, ils sont dépoussiérés dans un dépoussiéreur électrostatique à trois champs à une concentration $<5 \text{ mg Nm}^{-3}$.

Nettoyage des gaz brûlés: Les gaz brûlés dépoussiérés entrent dans la zone de trempe du premier épurateur humide, où ils sont refroidis à température de saturation (60 – 65°C) par injection d'eau douce. Le premier épurateur humide est construit comme un épurateur à flux croisé fonctionnant à un pH de 1. Dû un contact intensif entre l'eau de lavage et les gaz brûlés, le HCl, HF, la poussière ainsi que les métaux lourds sont séparés. Le deuxième épurateur humide est conçu pour la désulfurisation et fonctionne à un pH de 7. Les gaz brûlés sont adiabatiquement expansés dans un épurateur équipé électrodynamique en aval où les particules de poussière fine sont séparées après chargement par une électrode.

Retrait catalytique de NOx et destruction des dioxines : Après réchauffage par un échangeur de chaleur, une solution aqueuse évaporée d'ammoniaque est ajoutée aux gaz brûlés. Les gaz brûlés sont davantage réchauffés à une température de réaction de 280°C au moyen de conduits de chaleur et des brûleurs à gaz. Dans le catalyseur (trois couches), les oxydes d'azote sont convertis en azote et les dioxines/furannes sont détruites. Dans un troisième échangeur de chaleur, les gaz brûlés sont refroidis à 115°C et évacués dans l'atmosphère via un grand conduit de cheminée de 126 m. La concentration de certains polluants dans les gaz brûlés est présentée dans le Tableau 10.54.

Paramètre	Émission (mg Nm ⁻³) ^a			Émissions spécifiques (g t ⁻¹) ^{c,d}	Masse totale (kg an ⁻¹) ^{b,d}
	Mini.	valeur moyenne	Maxi.		
Poussière*	0.0	0.8	12.6	3.64	977.76
HCl *	0.0	0.8	8.2	3.64	977.76
HF		<0.02		<0.1	<27.8
SO ₂ *	0.0	2.1	16.4	9.54	2566.63
CO *	1.4	26.3	91.2	119.53	32144
NOx sous forme NO ₂ *	0.0	22.9	92.8	104.08	27988.5
C _{org} *	0.0	0.5	19.2	2.27	611.1
Pb		0.012		0.054	14.67
Cr		<0.001		0.045	1.22
Zn		0.032		0.145	39.11
Σ Pb+Cr+Zn		<0.045		0.2	54.99
As		<0.001		0.0045	1.22
Co		<0.001		0.0045	1.22
Ni		<0.002		0.009	2.44
Σ As+Co+Ni		<0.004		0.018	4.88
Cd		0.001		0.0045	1.22
Hg		0.007		0.032	8.56
NH ₃		0.7		3.18	855.54
PCDD+PCDF		0,02 ng Nm ⁻³		0,091 mg an ⁻¹	24,4 µg t ⁻¹
* mesure en continu; les valeurs en discontinues sont des moyennes arithmétiques d'une mesure de TÜV (17.01.2001)					
^a Valeurs moyennes sur une demie heure en mg Nm ⁻³ ; émissions de dioxines en ng Nm ⁻³ (11 % de O ₂ ; gaz brûlés secs; conditions normales)					

^b En kg an⁻¹, dioxines en mg an⁻¹
^c Émissions pour une tonne de déchets utilisés en g t⁻¹; émissions de dioxines en bg t⁻¹
^d Émissions de masse totale et spécifique sont calculées en se basant sur les valeurs moyennes sur une demi-heure, en utilisant la quantité de gaz brûlés secs (5100 Nm³ t⁻¹ déchets) et la quantité de déchets (196605 t an⁻¹).

Tableau 10.54: Émissions dans l'air de l'usine d'incinération de déchets de Spittelau (année de référence : 2000)

Traitement de l'eau usée et émissions dans l'eau

Les métaux lourds dissous du premier épurateur deviennent insoluble en ajoutant du lait de chaux, des agents précipitants et de floculation. Puis ils sont séparés au moyen d'un clarificateur laminaire en aval. Après l'étape de précipitation et de séparation répétée, la boue d'hydroxyde est asséchée. Le gypse de l'eau évacuée de la deuxième étape d'épuration est précipité en ajoutant du lait de chaux et ensuite précipité dans le bassin de décantation. La boue de gypse est pompée dans le retireur de scorie humide. La soude qui est récupérée est recyclée dans le deuxième épurateur. L'eau usée nettoyée est directement rejetée dans l'eau de réception.

Les valeurs qui peuvent être réalisées par cette usine de traitement des eaux usées multi étapes sont présentées dans le Tableau 10.55.

Paramètre	Valeur mesurée (mg l ⁻¹)
Température	47,8 °C
toxicité de poisson GF	2.0
Valeur du pH	7.8
substances filtrables	<20
matières en suspension décantables	<0.3 ml/l
profondeur de vue	>30.0 cm
Résidu de l'évaporation	1.4 g l ⁻¹
Couleur	claire
Odeur	neutre
Al	0.19
Ag	0.12
Ammoniaque (N)	3.3
As	<0.002
Ba	0.19
Ca	5056
Cd	<0.001
Co	<0.05
Cr _{total}	<0.05
Cr (VI)	<0.05
Chlorure (sans)	<0.05
Chlorure (total) Cl ₂	<0.05
Chlorure (Cl)	7085
Cyanures (CN)	<0.006
Cu	<0.05
Fe	<0.05
Fluorures (F)	2.2
Hg	<0.001
Mn	<0.05
Nitrate (NO ₃)	4.8

Nitrite (NO ₂)	0.07
Ni	<0.05
P	<0.05
Pb	<0.01
Sb	0.04
Sn	0.06
Sulfate (SO ₄)	1183
Sulfure	<0.1
Sulfite	<1.0
Tl	<0.01
V	<0.05
Zn	<0.06
EOX	<0.02
CSB	<75
BTX	<0.025
HC total	0.21
Phénol	<0.01
Tensides	<0.02
Composants non volatiles lipophiles	<20
COT	4.3

Tableau 10.55: Paramètres d'eau usée de l'usine d'incinération de déchets de Spittelau après traitement (année de référence : 2000)

Déchets

Scorie: À la fin de la grille de combustion, les scories tombent dans un retireur de scorie humide rempli d'eau. De là, les scories refroidies sont transportées vers une trémie à scorie par un convoyeur à courroie.

Filtre à cendre : La cendre est transportée vers un silo en utilisant un système de convoyage mécano-pneumatique.

Les scories et cendres sont mélangés à de l'eau et du ciment et utilisés comme béton de scorie/cendres dans la construction de décharge.

Ferraille ferreuse: La ferraille ferreuse est séparée de la scorie refroidies par un séparateur magnétique et alimentée dans l'industrie de l'acier.

Gâteau de filtre issu du traitement des eaux usées : Le gâteau de filtre est mis dans des "grands sacs » et évacué pour enfouissement.

La composition des fractions de déchets susmentionnées est présentée dans le Tableau 10.56. Les résultats des tests de lixiviation sont fournis dans le Tableau 10.57.

Paramètre	Valeur mesurée		
	Scorie	Cendre volante	Gâteau de filtre

Parameter	Measured value			Composants principaux (base sèche)
	Slag	Fly ash	Filter cake	
Bulk density (kg m ⁻³)	800 - 1200	500 - 800		
TOC (%) (air dried basis - ad)	1.0 - 2.5	0.8 - 2.5		
Σ(SO ₄ +SO ₃) (%) (ad)	1.0 - 11.0	6.0 - 15.0		
Cl (%) (ad)	0.1 - 0.6	5.0 - 11.0	0.5 - 2.5	
F (%) (ad)	0.01 - 0.1	0.1 - 1.5	0.5 - 1.5	
CO ₃ (%) (ad)	1.0 - 15.0	2.5 - 13.5	5.0 - 15.0	
SO ₄ (%) (ad)	1.0 - 8.0	6.0 - 11.0	15 - 30	
Total moisture (%) (ad)	8.0 - 20.0	0.1 - 1.5		
Loss on Ignition (%) (ad)	1.0 - 4.5	0.5 - 3.0		
Main components (mg kg ⁻¹) (dry basis)				Métaux lourds (base sèche)
Si	140000 – 280000	70000 - 160000	10000 - 70000	
Al	30000 – 75000	40000 - 80000	1500 - 20000	
Mg	10000 – 23000	70000 - 180000	1500 - 30000	
Fe	30000 – 80000	10000 - 20000	10000 - 50000	
Ca	120000 – 240000	130000 - 230000	200000 - 400000	
Na	10000 – 45000	15000 - 65000	1000 - 10000	
K	10000 - 25000	30000 - 75000	500 - 5000	
Heavy Metals (mg kg ⁻¹) (dry basis)				
Zn	1200 - 5500	7000 - 20000	700 - 4500	
Pb	500 – 5500	2500 - 7000	100 - 2000	
Mn	300 – 1100	500 - 800	100 - 900	
Cr	100 - 500	400 - 700	20 - 100	
Cd	2 - 10	50 - 500	5 - 100	
As	2 - 15	5 - 30	0.5 - 15	
Hg	0.3 – 3.0	5 - 50	100 - 2000	
Ni	50 - 400	50 - 200	20 - 160	
Organic compounds (µg kg ⁻¹)				Composés organiques
Total PCDF	0.01 - 0.1	5 - 30	1.0 - 3.0	
Total PCDD	0.01 - 0.2	5 - 35	4.0 - 8.0	
TEQ	0.001 – 0.006	1.0 - 4.0	0.2 - 1.0	
Total PCB	<600	<600		
Total PAH	<100	<100		

Tableau 10.56: Données chimiques des fractions de déchets de l'usine d'incinération de déchet de Spittelau (Année de référence : 2000)

Concentration (mg kg ⁻¹)			
Paramètre	Scorie	cendre volante	Gypse
Mg	<10	<10	100
Ca	2000	15000	10300
SO ₄	100	25000	1900
Cl	2500	100000	4400
NH ₃ sous N	10	5	
NO ₃ sous N	<3	<3	13
NO ₂ sous N	0.5	0.5	0.3
DOC	250	15	14
Fe	0.5	0.5	<0.7
Mn	<0.5	<0.5	<0.7

Annexes

Ni	<0.5	<0.5	<0.7
Cd	0.01	0.2	0.01
Cr	<0.5	<0.5	<0.7
Cu	5	0.5	<0.7
Pb	20	250	0.18
Zn	1.5	15	<0.7
Hg	<0.01	<0.01	<0.01
a détails du test: Ratio liquide par rapport aux solides accru (10: 1); eau distillée (T = 20°C) ; pas de contrôle du pH ; taille maximum de particule 10 mm ; résultats en mg par kg de résidu sec.			

Tableau 10.57: Tests de lixiviation; usine d'incinération de déchets de Spittelau (année de référence : 2000)

10.3.1.3 Incinérateur à grille avec SCR, PCCE et traitement des mâchefers

Au cours de l'année 2000, 40 094 tonnes de déchets domestiques et commerciaux, et des déchets commerciaux, déchets de construction et encombrants de environ 10 000 tonnes chacun, ainsi qu'environ 4 000 tonnes de résidus du traitement mécanique et 1 251 tonnes d'autre matière d'alimentation étaient brûlés dans l'incinérateur de déchets de l'usine de Wels. Les données générales de l'usine d'incinération de déchets de Wels – ligne 1 sont présentées dans le Tableau 10.58.

Usine d'incinération de déchets de Wels	
Exploitant	Welser Abfallverwertung – Betriebsführung GmbH
Mise en marche	1995
Technologie d'allumage	grille de feu
débit de déchets	75 681 t
Valeur calorifique brute moyenne	9,5 MJ kg ⁻¹
entrée thermique notée théoriquement	33,5 MW
Heures travaillées ligne 1	8183

Tableau 10.58: Données générales de l'usine d'incinération de Wels (année de référence : 2000)

Concept de l'usine

Un diagramme de processus de flux de l'usine d'incinération de l'usine de Wels est présenté ci-dessous. Chaque ligne comprend les unités suivantes :

- . • trémie de déchets
- . • système de feu : Grille de feu (combinée à déplacement en va-et-vient)
- . • chaudière de récupération de chaleur
- . • génération d'électricité et possibilité de découpler du chauffage urbain
- . • dispositifs de nettoyage des gaz brûlés dépoussiéreur électrostatique, épurateur à deux étapes, filtre à coke activé, système de nettoyage des gaz brûlés
- . • traitement des résidus : traitement humide chimique/thermique des cendres (traitement thermique pas en fonctionnement), traitement des scories
- . • station d'épuration des eaux usées à multi étapes

Le Tableau 10.59 présente un équilibre entrée/sortie de l'usine d'incinération des déchets de Wels pour une tonne de déchets.

entrée pour 1 t de déchets		sortie pour 1 t de déchets	
Électricité	130 kWh	Électricité	599 kWh
gaz naturel	4,5 m ³	Vapeur (p = 40 bar; T = 400 °C)	3,15 t
eau douce	850 l	Scorie	274 kg
Chaux	6,4 kg	ferraille ferreuse	17,2 kg
Soude, 30%	3,0 kg	cendre volante	35 kg
Ammoniaque, 25%	1,4 kg	gâteau de filtre (28 % H ₂ O)	2,25 kg
Coke	1,2 kg	Gypse	4,7 kg
Polyélectrolyte	0,006 kg	eau usée nettoyée	358 l
acide chlorhydrique, 30%	0,5 kg	gaz brûlés propres (sec)	5692 Nm ³
FeCl ₃ , 40 %	0,65 kg		
Na ₂ S	0,19 kg		

Tableau 10.59: Flux d'entrée et sortie de l'usine d'incinération de déchets de Wels (année de référence : 2000)

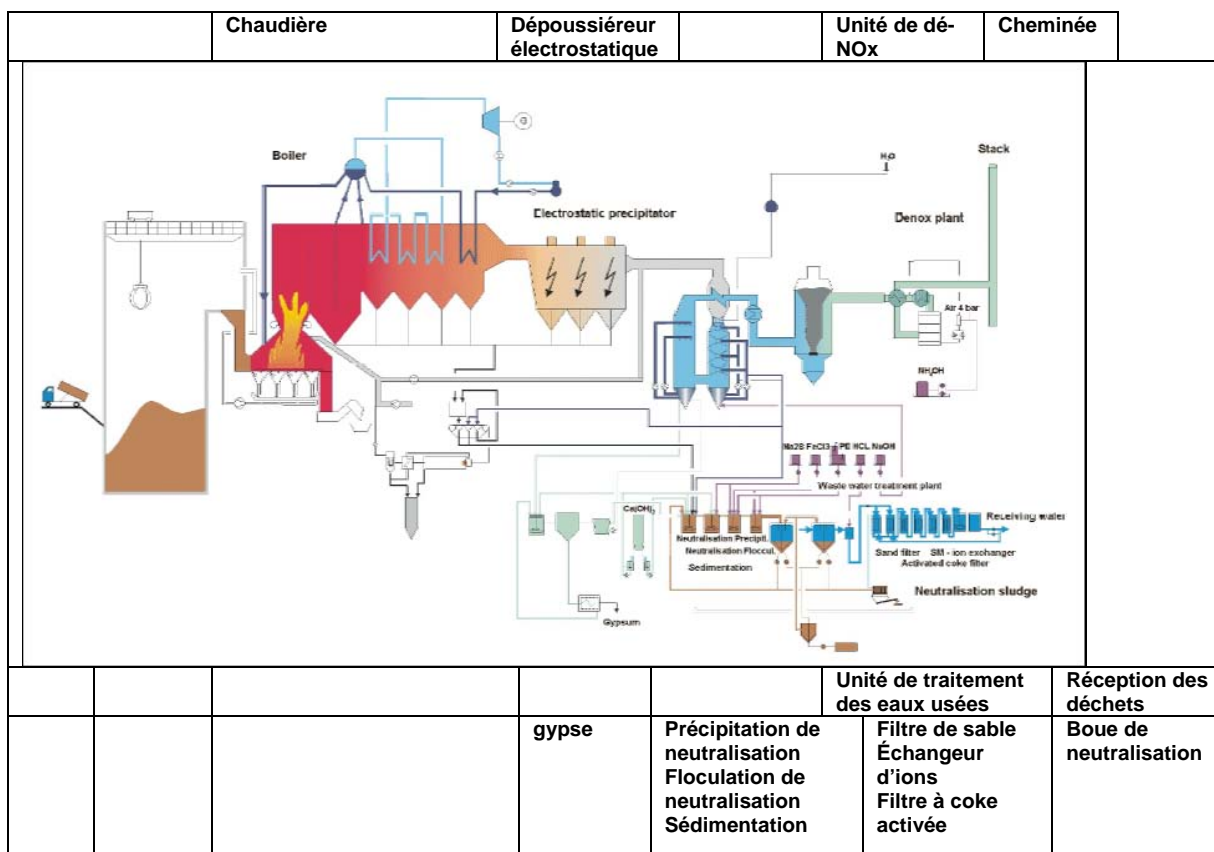


Figure 10.9: Schéma de processus de flux de l'usine d'incinération de déchets de Wels – ligne 1
Acceptation, traitement et stockage des déchets

Les déchets pour la combustion sont livrés par des véhicules de collecte de déchets, pesés avant et après déversement dans la trémie de déchets qui a une capacité de 4 600 m³. Les déchets sont mélangés en utilisant une grue à grappin.

Introduction de déchets et alimentation d'air de combustion

Toutes les 15 minutes environ 2 tonnes de déchets sont alimentés depuis la trémie de déchets via un espace et un pied de positionnement sur la grille combiné à déplacement en va-et-vient. La plus grande partie de l'air de combustion est aspirée à partir de la trémie de déchet par un ventilateur et soufflée à travers les barres refroidies de la grille dans la couche de déchets. Quand les déchets à faible valeur calorifique sont brûlés, de l'air primaire est préchauffés pour encourager la combustion et assurer une température élevée de combustion.

Une partie des gaz brûlés refroidis est retirée après le dépoussiéreur électrostatique et recyclée dans la chambre de combustion. Ainsi la teneur en oxygène dans la flamme et donc la formation de NOx thermique est diminuée.

Système de feu à grille

Grille combinée à déplacement en va-et-vient.

Chaudière de récupération de chaleur

La grille de combustion est suivie par un système de chaudière, où les gaz brûlés sont refroidis d'une température de 950°C à 650°C. Ensuite, les gaz brûlés passent la zone de combustion où leur teneur énergétique est utilisée pour la production de chaleur. Là leur température est réduite à 200°C.

Utilisation de l'énergie

Une turbine d'une puissance de 7,2 MW produit 45,5 million kWh d'électricité (année de référence:2000) qui sont en partie utilisés pour couvrir ses propres besoins. Le surplus d'énergie produite est alimentée dans le système électrique publique.

Système d'épuration des gaz brûlés et émissions dans l'air

Dépoussiéreur électrostatique: La majeure partie de la poussière est séparée des gaz brûlés par dépoussiéreur électrostatique.

Nettoyage des gaz brûlés: Dans la première étape acide, l'acide chlorhydrique et fluorhydrique ainsi que les composés de mercure et poussière résiduelle sont absorbés dans l'eau de lavage acide. La liqueur d'absorption qui se produit est collectée dans la partie inférieure de l'épurateur. Un flux partiel d'eau de processus est alimenté en continu dans le système de nettoyage des eaux usées afin d'empêcher la concentration de polluants. Dans le deuxième épurateur, le SO₂ est retiré des gaz brûlés en utilisant de la chaux et de la soude. Un flux partiel d'eau circulant est conduit dans une station de précipitation où une partie des sulfates formés est précipitée sous forme de gypse.

Filtre à coke active: Dans le filtre à coke activée des traces de mercure, de composés organiques, de HCl et de SO₂ sont adsorbées par la coke activée. Une partie du matériau de filtre chargé est continuellement retiré et de la nouvelle coke activée est ajoutée.

Catalyseur: Après avoir quitté le filtre à coke active, les gaz brûlés sont réchauffés à une température qui est suffisante pour la dénitrification catalytique et l'oxydation des composés organiques au moyen d'un système de transfert de chaleur et un échangeur de chaleur à vapeur à haute pression. Les oxydes d'azote sont réduits par injection d'une solution aqueuse d'ammoniacale.

Après refroidissement, les gaz brûlés sont dirigés vers la cheminée.

Les niveaux d'émission qui peuvent être réalisés par le système de nettoyage des gaz brûlés décrit sont présentés dans le Tableau 10.60.

Paramètre	Émission (mg Nm ⁻³) ^a	Masse totale (kg an ⁻¹) ^{b,d}	Masse spécifique (g t ⁻¹) ^{c,d}
Poussière*	<0.5	<215.39	<2.85
HCl *	<0.1	<43.08	<0.57
HF *	<0.05	<21.54	<0.28
SO ₂ *	<2	<861.55	<11.38
CO *	20	8615.53	113.84
NO _x sous forme NO ₂ *	54	23261.92	307.37
Pb	<0.002	<0.86	<0.011
Cr	<0.002	<0.86	<0.011
Zn	<0.002	<0.86	<0.011
As	<0.002	<0.86	<0.011
Co	<0.002	<0.86	<0.011
Ni	<0.002	<0.86	<0.011
Cd	<0.002	<0.86	<0.011
Hg	<0.002	<0.86	<0.011
Sb	<0.002	<0.86	<0.011
Cu	<0.002	<0.86	<0.011
Mn	<0.002	<0.86	<0.011
V	<0.002	<0.86	<0.011
Sn	<0.002	<0.86	<0.011
Tl	<0.002	<0.86	<0.011
Se	<0.002	<0.86	<0.011
Σ HC *	<1	<430.77	<5.69
NH ₃	3.5	1507.72	19.92
PCDD + PCDF (I-TEF)	0,003 ng Nm ⁻³	1,29 mg an ⁻¹	0.017 µg t ⁻¹
* mesure continue ^a Valeurs moyennes sur une demie heure en mg Nm ⁻³ ; émissions de dioxines sont données en ng Nm ⁻³ (11 % de O ₂ ; gaz brûlés secs; conditions normales) ^b En kg an ⁻¹ , charges de dioxines en mg an ⁻¹ ^c Émissions pour une tonne de déchets utilisés en g t ⁻¹ ; émissions de dioxines en µg t ⁻¹ ^d masse totale et spécifique d'émissions sont calculées basées sur les valeurs moyennes sur une demie heure, en utilisant la quantité de gaz brûlés secs (5692 Nm ³ t ⁻¹ waste) et la quantité de déchets (75681 t yr ⁻¹).			

Tableau 10.60: Émissions dans l'air de l'usine d'incinération de déchets de Wels (année de référence : 2000)

Traitement de l'eau usée et émissions dans l'eau

L'usine de traitement des eaux usées comprend une zone de précipitation (neutralisation, précipitation, floculation, sédimentation et assèchement des boues) et une zone de filtre, qui a été créée en deux lignes (filtre à deux couches, filtre à coke activée, échangeur d'ion, filtre à eau pure). Les paramètres des eaux usées nettoyées sont présentés dans le Tableau 10.61. L'eau usée nettoyée est rejetée dans l'eau de réception.

Paramètre	Valeur mesurée (mg l ⁻¹)
Température	<30 °C
Valeur du pH	6.8 <pH <9
composés non dissous	<25

matières en suspension décantables	<0.2
teneur en sel	<35 g l ⁻¹
As	<0.05
Cd	<0.05
Chlorures (Cl)	<20 g l ⁻¹
Cyanures	<0.05
Cr	<0.1
Cu	<0.3
Fluorures (F)	<10
Hg	<0.01
NH ₄ – N	<8
Nitrate (NO ₃)	<40
Nitrite (NO ₂)	<8
Ni	<0.5
Pb	<0.1
Sulfate (SO ₄)	<1200
Sulfures	<0.1
Sulfites	<8
Zn	<0.5
AOX/EOX	<0.1
HC total	<3
hydrocarbures volatiles chlorés	<0.1
graisses et huiles saponifiables	<4

Tableau 10.61: Paramètres d'eau usée de l'usine d'incinération de Wels après traitement de l'eau usée (année de référence : 2000)

Déchets

Scorie: Les scories sont lavées avec de l'eau et mises en décharge.

Gypse: Le gypse qui se produit par désulfurisation est asséché et mis en décharge.

Cendres: Les cendres qui se produisent dans les dépoussiéreurs électrostatiques sont transportées vers un silo pour cendres volantes où elles sont stockées temporairement avant le traitement humide chimique.

Scories, cendres et gypse sont mis en décharge.

Ferraille ferreuse: La ferraille ferreuse est séparée des scories et livrées chez un ferrailleur.

Boues: Les boues qui se produisent lors du traitement des eaux usées sont asséchées en utilisant un filtre presse, remplies dans des « grands scas » et évacuées pour enfouissement.

10.3.1.4 Incinérateur à grille avec dé-NO_x de SNCR, double filtration combinée avec l'épuration humide

Capacité environ 320 000 tonnes/an
 2 lignes d'incinération à 23 t/h chacune
 Four central à flux avec une grille d'alimentation à plusieurs étapes
 Température d'incinération 850°C à un temps de résidence >2 secondes
 Mise en marche : 1999

Réduction des émissions dans l'air

Le système de nettoyage des effluents gazeux comprend les composants suivants :

- SNCR
- dépôt de poussière de chaudière
- séparateur à tissu comme adsorbeur de courant (adsorption de dioxines/furannes sur l'hydrofluorocarbène (HFC))
- épurateur de HCL à 2 étapes
- épurateur de SO₂
- Le séparateur à tissu avec mesure de HCF pour l'adsorption des dioxines, furannes et métaux lourds restants.

Quantité d'effluent gazeux	ligne 1	76137 m ³ /h
	ligne 2	78464 m ³ /h

Fabricant : L & C Steinmüller GmbH

Paramètre	Mesure	Valeur moyenne sur une demie heure	Valeur moyenne quotidienne	Valeur moyenne annuelle
Mesure continue				
Poussière totale	mg/m ³	<5	<2.5	0.4
HCl	mg/m ³	<10	<5	0.1
SO _x	mg/m ³	<50	<20	2.44
NO _x	g/m ³	<0.280	<0.12	0.082
Total C	mg/m ³	<15 ₁	<7	0.5
CO	mg/m ³	<60 ₁	<20	8.0
Mesure périodique				
HF	mg/m ³	<0.06	-	0.03
NH ₃)	-	-	-	-
Cd, Tl	mg/m ³	<0.001	-	0.0006
Hg ₂)	µg/m ³	<1	-	0.5
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/m ³	<0.014	-	0.0081
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m ³	<0.011	-	0.0023
¹⁾ valeurs supérieures uniquement pour une courte durée avec des démarrage/arrêts à basses températures (seulement le four à gaz) ²⁾ mesure continue après le premier séparateur à tissu, mesure d'émission répétée ³⁾ mesure individuelle <1 mg/m ³ . Dans toutes les mesures, 100% des valeurs spécifiées s'y conformaient.				

Tableau 10.62: Valeurs moyennes mesurées dans les gaz propres (valeurs optionnelles)

Réduction des émissions dans l'eau

L'eau usée du nettoyage des gaz brûlés subit une condensation indirecte. Donc, l'usine fonctionne avec zéro évacuation d'eau usée. L'acide brut de l'épurateur d'acide chlorhydrique est augmenté à 30% d'acide chlorhydrique dans une usine de retraitement de l'acide chlorhydrique. Les sels mélangés sont utilisés sous forme liquide (saumure) comme matériaux de remblayage dans les mines de sel. Le plâtre de l'épurateur de SO₂ est traité dans l'industrie du bâtiment.

Résidus

Quantité de scorie: 86000 t/an (260 kg/t déchets)

Retraitement des scories: lavage, broyage, séparation du métal, tamisage

Utilisation ultérieure: utilisation, par ex. pour la construction des routes

Qualité : (voir tableau ci-dessous)

Valeurs des matières solides :	
COT	<1 %
Perte à l'allumage	<3 %
PCDD/PCDF	<10 ng I-TE/kg
Valeurs d'éluât :	
Cl ⁻	<100 mg/l
SO ₄ ²⁻	<350 mg/l
As	<0,006 mg/l
Cd	<0,0005 mg/l
Cr	<0,05 mg/l
Cu	<0,1 mg/l
Hg	<0,0002 mg/l
Ni	<0,004 mg/l
Pb	<0,02 mg/l
Zn	<0,01 mg/l

Tableau 10.63: Qualité des scories

Utilisation de l'énergie (année de référence 2000)

génération/production de chaleur

Génération de chaleur au total: 3 009 893 GJ/an

Consommation interne: 800 925 GJ/an

Production de chaleur vers une centrale électrique thermique : 1 346 577 GJ/an

génération/production de vapeur

Vapeur DE1 : 493 105 t

Vapeur DE2 : 488 834 t

Vapeur HDE3: 25 458 t

Vapeur HDE4: 33 908 t

Production de vapeur vers une centrale électrique thermique : 461 756 t

génération/production d'électricité:

Génération d'électricité au total: 59213 MWh

Consommation interne (y compris les alimentations supplémentaires d'env. 7398 MWh) : 36715 MWh

Production d'électricité : 29896 MWh

quantité de déchets brûlés : env. 318 000 t		énergie en (MWh)		ration d'efficacité d'énergie en (%)		
		électricité	Chaleur	électricité	Chaleur	Total
	généré	59213	526000	7/9.37	66/881	73/97.31
	rejeté	29896	344000	4/5.31	42/561	46/61.31

1 Facteur d'utilisation d'énergie, en prenant en compte une efficacité de combustion de >75 % de l'énergie d'apport dans les déchets

₁ Facteur d'utilisation d'énergie, en prenant en compte une efficacité de combustion de >75 % de l'énergie d'apport dans les déchets

Tableau 10.64: Ratio d'efficacité énergétique (valeur calorifique moyenne supposée ≈ 9500 kJ/kg)

Coûts:

- coûts d'investissement (y compris planification et 50 000 000 DM pour les mesures d'infrastructure) : env. 450*10⁶ DM
- coûts de traitement spécifique : env. 250 DM/t (plus TVA)

10.3.1.5 Incinérateur à grille avec FGT semi-humide, injection de carbone actif, recyclage des cendres, traitement du mâchefer et (surtout à génération d'électricité

INFORMATION GÉNÉRALE

L'usine est située sur l'Île de Majorque. Les déchets traités sont des déchets solides urbains et occasionnellement des boues d'épuration. La conception flexible à un grand éventail de PCI dans les déchets urbains et de s'adapter aux changements est la collecte sélective. Notons que :

- contrôle des déchets entrants (fournisseurs, origine et types de déchets) et sous-produits
- efficacité de la gestion de l'eau – accord avec l'installation industrielle voisine pour réutiliser l'eau usée externe dans le processus.
- contribution à un système d'énergie isolée (île)
- mesures pour éviter/éliminer les odeurs et la lixiviation
- système environnemental certifié et gestion de qualité

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

Technique de combustion : 2 x 18.75 t_w/h, Type Roller (DBA) 20° Inclinaison Grille Düsseldorf

Capacité de l'usine: 300000 t/an; Gamme PCI : 6575 - 8666 kJ/kg;

Conception d'apport thermique sur la grille: 2 x 45.14 MW

Chaudière à vapeur, 42 bar, 400 °C; conception horizontale, quatre surchauffeurs, trois économiseurs
Valorisation de l'énergie: électricité pour l'export et utilisation interne, vapeur pour utilisation interne uniquement.

Turbogénérateur: 34.1 MW (conception pour accepter la vapeur d'une 3^{ème} ligne qui est en projet)

Système FGT (traitement des gaz brûlés) : Processus semi humide, avec injection de carbone, recyclage des cendres

Dépoussiérage par filtre à manchon Épurateur semi humide, atomiseur avec injection de lait de chaux dé-diox par injection de Carbone actif Dé-NOx (et dé-diox supplémentaire) par SCR (installation sous contrat 2004-2005).

Pas d'effluent aqueux évacué de l'usine

Traitement du mâchefer trempé et dirigé vers une usine de ségrégation dans laquelle il est séparé en trois

fractions principales. Métaux ferreux, non ferreux et inertes Zone de vieillissement pour les résidus solides de FGT inerte: Cendres volantes stabilisées avec du ciment spécial et mis en décharge dans un « dépôt sûr »
Valorisation de matériau: Le mâchefer utilisé pour la construction des routes, la production de ciment et comme substitut à d'autres matériaux de construction quand approprié. Métaux ferreux et non ferreux vendus sur le marché local

Réutilisation de résidus APC stabilisés à l'étude.

Mise en marche : 1996 (essais tests), officiel en mars 1997

Conforme à la WID 2000 (directive sur l'incinération des Déchets) sauf le NOx. Le système de dé-NOx de SCR sous contrat, en opération prévu en 2005.

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

Année de référence pour les données suivantes: 2003

Débit de déchets 300739 t/an de déchets solides urbains

PCI moyen: 7 760 kJ/kg

Heures de travail y compris les heures de chargement (disponibilité): ligne 1: 7984/8760 h. ligne 2: 7975/8760 h.

Entretien principal arrêt en novembre (réalisé tous 15-18 mois)

Consommation de réactifs CaO : 2684 t/an // Carbone actif : 280 t/an // eau brute : 93 982 t/an

Électricité importée: 1082 MWh/an (seulement au cours de l'année d'arrêt pour entretien). Pas de chaleur importée

Consommation d'électricité: 22809 MWh/an.

Production d'énergie: 154 GWh/an

Résidus de matériaux: cendres volantes cimentées: 21 020 t/an

Moyenne annuelle des mesures concentrations continues dans les gaz propres :

Poussière totale 1.2 mg/Nm³ // HCl : 5.3 mg/Nm³ // HF <0.1 mg/Nm³ // SOx sous forme SO₂ (données 2004): 6.5 mg/Nm³

// COT : 1.8 mg/Nm³ // CO : 1.9 mg/Nm³ // NOx : 280 mg/Nm³.

Valeur moyenne de prélèvement de concentration dans les gaz propres (mesure périodique de substances listées dans la WID 2000), 8 prélèvements:

Cd : <0.008 mg/Nm³ // Tl : <0.008 mg/Nm³ // Cd + Tl : <0.016 mg/Nm³ // Hg : <0.0005 mg/Nm³ // Sb : <0.01 mg/Nm³ // As : <0.025 mg/Nm³ // Pb : <0.02 mg/Nm³ // Cr : <0.009 mg/Nm³ // Co : <0.01 mg/Nm³ // Cu : <0.015 mg/Nm³ // Mn : <0.05 mg/Nm³ // Ni : <0.009 mg/Nm³ // V : <0.009 mg/Nm³ // Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V : <0.16 mg/Nm³ PCDD/F (4 prélèvements): <0.005 ng_{iteq}/m³

DONNÉES ÉCONOMIQUES

Coût d'investissement de 90 million d'Euros financés par la Banque d'Investissement Européenne. Frais de porte : 75 Euros/tonne. Ces frais sont des frais par tonne entrante dans le programme de gestion de déchets intégré qui comprend la gestion des stations de transfert, séparation des résidus d'emballage, compostage et digestion anaérobie pour la fraction organique, recyclage du mâchefer, stabilisation/solidification des cendres et résidus APC et mise en décharge de sécurité pour les résidus stabilisés. C'est le résultat de la décision locale d'encourager les programmes de recyclage et par conséquent tous les coûts de gestion intégrée sont supportés par les frais d'incinération. Les municipalités payent en effet ZÉRO euros pour le compostage et les options de recyclage.

10.3.1.6 Incinérateur à grille avec dé-NOx de SNCR, FGT semi humide, injection de carbone actif et paramètres élevés de vapeur (60 bar/380 °C) génération d'électricité

INFORMATION GÉNÉRALE

L'autorité municipale (Client final) et le Propriétaire de l'usine : Consorci per al Tractament de residus solides urbans de Maresme

Exploitant: Tractament i Revalorització de Residus del Maresme, S.A.

L'usine traite des Déchets Solides Urbains. Dans cette usine, il vaut la peine de noter les caractéristiques de

vapeur (60 bar).

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

Technique de combustion : grilles à mouvement alternative inversé, 2 x 10 t/h

Capacité de l'usine: 165 000 t/an; Gamme PCI : 5440 - 12560 kJ/kg; nominal : 8 375 kJ/kg).

Conception d'apport thermique sur la grille: 2 x 23,2 MW

Chaudière à vapeur, 60 bar, 380 °C; conception verticale, 5 passages

Valorisation de l'énergie: électricité pour l'export et utilisation interne, vapeur pour utilisation interne uniquement.

Turbogénérateur: 11,25 MW

Système FGT (traitement des gaz brûlés) : Processus semi humide, avec injection de carbone actif, et SNCR.

Dé-NOx (urée) de SNCR. Dépoussiérage par filtre à manchon. épurateur semi-humide, avec injection en amont de lait de chaux et de carbone actif (séparément) + Réacteur (sec) de contact (ajouté) (Ca(OH)₂) avec recyclage des cendres du BHF. Dé-diox par injection de carbone actif après épurateur semi humide.

Pas d'effluent aqueux du FGT. Autre traitement des eaux usées (par précipitation) et rejet dans les égouts.

Traitement du mâchefer retrait de ferrailles ferreuses trempées, résidus solides de FGT recyclés pour les constructions de route

Stabilisation de cendres volantes et mise en décharge

Valorisation de matériau: Mâchefer utilisé pour la construction de route métaux ferreux recyclé

Mise en marche : 1994 (grilles, chaudières, FGT semi humide), 2000 (carbone activé), 2004 (SNCR + Sec (réacteur de contact) Ca(OH)₂).

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

Année de référence (pour les données suivantes): 2003

Débit de déchets 163.362 t/an. Déchets solides urbains 96 %, déchets industriels 4 % PCI moyen: 8 820 kJ/kg

Heures de travail y compris les heures de chargement (disponibilité): L1: 8319/8760 h, L2: 8424/8760 h.

Consommation de réactifs Ca(OH)₂ : 1844 t/an // NaOH: 54.2 t/an // HCl : 20.3 t/an // carbone activé : 148 t/an

Urée N₂H₄: 720 kg/an // eau douce : 62144 m³/an.

Électricité importée: 1547 MWh/an (seulement au cours de l'année d'arrêt pour entretien). Consommation d'énergie: Électricité 10930 MWh, Gaz naturel: 68367 Nm³/an, Production d'énergie : Électricité: 61690

MWh Recyclage de matériau: Mâchefer pour la construction de route : 40394 t/an. Métaux ferreux : 833 t/an,

Résidus de matériaux : Cendre volante: 6261 t/an, moyenne annuelle des mesures de concentrations continues dans les gaz propres :

// HCl : 26 mg/Nm³ // PST : 9 mg/Nm³ // CO : 13 mg/Nm³, valeur moyenne de prélèvements de concentration dans les gaz propres (mesure périodique) : COT : 11.66 mg/Nm³ // HF: 0.071 mg/Nm³ // SO₂: 22.06 mg/Nm³ // Cd+Hg: 0.0178 mg/Nm³ // Ni+As: 0.0385 mg/Nm³ // Pb+Cr+Cu+Mn: 0.2499 mg/Nm³ // NO_x: 237.59 ppm PCDD/F : 0.0462 ng_{iteq}/m³ Concentrations dans les eaux usées nettoyées : Solides en suspension totaux: 33 mg/l // Cd : <0.05 mg/l // Pb : <0.5 mg/l // Zn : <0.5 mg/l // pH : 8 // P: 8 mg/l.

10.3.1.7 Incinérateur à grille avec SNCR (NH₃), chaux semi-humide, carbone actif et génération d'électricité

INFORMATION GÉNÉRALE

L'usine est dans le Sud Est de Londres, UK Propriété de SELCHP Ltd et exploitée par Onyx SELCHP Ltd. Il vaut la peine de noter : ISO 9001 et ISO 14001. Investors in People (IIP). Financement du projet Importante génération d'électricité. Grande usine. Les déchets sont des déchets solides urbains.

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

Technique de combustion : 2 x 29 t_w/h, Grille à mouvement inverse, alternatif.

Capacité de l'usine: 420 000 t/an; Gamme PCI : 7500 à 10000 kJ/kg;

Conception d'apport thermique sur la grille: 2 x 68,5 MW
Chaudière à vapeur, 45 bar, 395 °C; conception verticale, 4 passages
Valorisation de l'énergie: électricité pour l'export et utilisation interne, vapeur pour utilisation interne uniquement.
Turbogénérateur: 35 MW
Système FGT (traitement des gaz brûlés) : Processus semi humide de SNCR, avec injection de carbone actif.
Dépoussiérage par filtre à manchon Épurateur semi humide avec du lait de chaux de chaux vive
Dé-diox par injection de carbone actif avant épurateur semi humide. Dé-NOx de SNCR (eau ammoniacale).
Pas d'effluent aqueux évacué de l'usine
Traitement du mâchefer retrait de ferrailles ferreuses trempées, cendres stockées pour vieillissement, retrait de ferrailles non ferreuses. 110 000 tonne maxi par an.
Résidus solides de FGT: Résidus APC: 12500 t/an mélangées à de l'eau et mises en décharge.
Valorisation de matériau: Mâchefer utilise pour la construction de route Métaux ferreux et non ferreux
Mise en marche : 1994.
Conforme aux limites d'émissions de la WID 2000 sauf pour NOx et HCl. dépoussiéreur à tissu filtrant plus grand et des travaux pour la SNCR pour se conformer d'ici à 12/2005

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

Année de référence (pour les données suivantes): 2003
Débit de déchets: 404000 t/an, 100 % déchets urbains.
PCI moyen: 9250 kJ/kg.
Heures de travail (disponibilité) y compris les heures partielles de chargement: ligne 1 : 8 403 h/an; ligne 2 : 7 812 h/an
Consommation de réactifs Chaux vive : 3 876 t/an // Soude caustique: 45,75 t/an // Carbone: 79 t/an // Acide chlorhydrique: 57 t/an // Ammoniacale : 997 t/an. Apport en énergie: électricité importée: 274 MWh // Fuel : 457 427 litres,
Consommation d'énergie: Électricité: 66 kWh/t de déchets, Production d'énergie : 243 GWh générés, 216 GWh exporté; recyclage de matériaux : mâchefer: 111 000 t/an. Métaux ferreux : 9 300 t/an, Résidus de matériaux : Résidus FGT : 12 500 t/an
Concentrations dans les gaz propres (mesures continues). Moyenne annuelle, plus maximum ½ heure de moyenne et maxi quotidienne de moyenne:
 SO_2 : 8.2/<30/<60 mg/Nm³ HCl: 13.4/11.5/<40 mg/Nm³
CO: 6.2/<12/<65 mg/Nm³ Poussière: 1.2/<10/<20 mg/Nm³ NOx: 282/<320/<380 mg/Nm³ COT: 1.2/<2/<15 mg/Nm³

Concentrations dans les gaz propres (mesure périodique). Valeur moyenne :
Hg + Cd: 0.003 mg/Nm³ // Dioxines: 0.004 ng/Nm³ // autres métaux totaux : 0,019 mg/Nm³

DONNÉES ÉCONOMIQUES

Coûts d'investissement : GBP 100 million, y compris GBP 15 million de financement de construction.
Frais de porte: Moyenne de GBP 35 par tonne. Prix de vente de l'électricité jusqu'à environ GBP 27 par MW heure.

10.3.1.8 Incinérateur à grille avec SNCR (NH₃), chaux semi-humide, carbone actif et génération d'électricité

INFORMATION GÉNÉRALE

L'usine appartient à Hampshire Waste Services Ltd et est exploitée par Onyx Hampshire Ltd.

L'autorité locale (Client final) est Hampshire County Council, UK.
Type de déchets : Déchets solides urbains seulement.

Notons que:

- a gagné le prix de l'architecture
- partie d'un contrat majeur de déchets urbains intégrés, avec un recyclage et compostage encouragés
- Financement du projet

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

Technique de combustion : grille à mouvement alternatif inversé, 1 x 12 t/h
Capacité de l'usine: 90 000 t/an; Gamme PCI : 6990 - 12 500 kJ/kg; nominal : 9 200 kJ/kg
Conception d'apport thermique sur la grille: 1 x 30,67 MW
Chaudière à vapeur, 45 bar, 395 °C; conception verticale, 4,5 passages
Valorisation de l'énergie: électricité pour l'export et utilisation interne, vapeur pour utilisation interne uniquement.
Turbogénérateur: 8 MW
Système FGT (traitement des gaz brûlés) : Processus semi humide, avec injection de carbone actif, SNCR de-NOx SNCR (urée).
Dépoussiérage par 1 BHF (filtre à manchon)
2purateur semi humide avec du lait de chaux de chaux rapide
Dé-diox par injection de carbone actif avant le BHF.
Pas d'effluent aqueux de l'usine en conditions stables.
Traitement du mâchefer retrait des ferrailles ferreuses trempées.
Résidus solides de FGT: Déversé et mis en décharge comme déchets spéciaux. Mi-2005: traitement secondaire prévu utilisant des acides de déchets pour donner un gâteau de filtre non dangereux
Valorisation de matériau: Usine de mâchefer mi-2005 prévue pour l'extraction de métaux non ferreux et production secondaire d'agrégat.
Mise en marche : 2003.
Rapporté comme conforme à la WID 2000 depuis le démarrage, mais des problèmes de procédure à résoudre avec le régulateur.

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

Année de référence (pour les données suivantes): Design/2004/prévision 2005
Débit de déchets 90 000 t/an, 100 % déchets urbains.
PCI moyen: 9 100 kJ/kg estimé
Heures de travail y compris les heures de chargement (disponibilité): 87.80 %
Consommation de réactifs Chaux vive : 10 kg/tw // Urée : 1,25 kg/yr // carbone activé : 0,25 kg/an // eau douce : 0.25 t/tw.
Apport en énergie: électricité importée: 340 MWh d'électricité// Fuel: 80 000 l
Consommation d'énergie: Élect.: 70 kWh/t de déchets
Production d'électricité: 0.5 MWh/t
Recyclage de matériau: mâchefer: 25 % // Métaux ferreux: 2 %
Résidus de matériaux: Résidus FGT : 35 kg/t,
Concentrations moyennes dans les gaz propres (mesures continues) :
CO: 4,7 mg/Nm³ // HCl : 8.1 mg/Nm³ // COV: 0,4 mg/Nm³ // NOx: 177 mg/Nm³ // SO₂: 7.5 mg/Nm³ // TPM: 4.2 mg/Nm³.
Concentrations dans les gaz propres (mesure périodique des substances listées dans la Directive 2000)
Cd+Tl: 0.0002 mg/Nm³ // Hg: 0,009 ng/Nm³ // autres métaux lourds au total : 0,02 mg/Nm³ // Dioxines: 0,00882 ng/Nm³.

Concentrations dans les gaz propres (mesure périodique des substances listées dans la WID 2000) : NH₃: 0,7 mg/Nm³.

DONNÉES ÉCONOMIQUES

Coûts d'investissement : GBP 30 – 35 million, selon les suppositions

Frais de porte: coût interne – pas de frais de porte

10.3.2 Exemples d'installations de déchets dangereux

10.3.2.1 Four rotatif à recyclage de chaleur, SNCR, EP, épurateur humide et filtre statique à coke

Deux fours rotatifs de Plant Simmeringer Haide fonctionnent pour l'incinération des déchets dangereux. Au cours de l'année 2000, 89 964 tonnes de déchets sont brûlés. Une liste détaillée des types de déchets traités et quantités est fournies en Tableau 10.65.

Types de déchets	Quantité de déchets (t yr ⁻¹)
Huile usagée	9521
mélange huile-eau, teneur en huile 85 – 100%	28
mélange huile-eau, teneur en huile 50 – 85 %	1655
mélange huile-eau, teneur en huile <50 %	6384
mélange huile-eau, teneur en huile <10 % qui peut être séparé	759
teneur du séparateur	1216
autres déchets, déchets internes	1902
MA 48, collecte de déchets dangereux	1059
Déchets organiques liquides	10703
déchets organique pâteux ou solides	11100
Déchets non organiques liquides	10005
déchets non organique pâteux ou solides	328
sol contaminé en huile	115
Déchets industriels et commerciaux	16308
Déchets hospitaliers	2360
Vieux médicaments	768
Herbicides	802
Déchets ménagers dangereux	2
Sol contaminé chimiquement	56
Déchets de laboratoire	344
Filtre bio des principales stations d'épuration des eaux usées de Vienne, déchets résiduels	3256
Tri DRO	5008
Sable et pierre broyée, déchets de canaux	4829

Tableau 10.65: Types de déchets et quantités de déchets incinérés dans les fours rotatifs de Plant Simmeringer Haide (année de référence : 2000)

Les données générales des deux fours rotatifs de l'usine Simmeringer Haide sont présentées dans le tableau 10.66.

Les fours rotatifs de l'usine Simmeringer Haide	
Exploitant	Fernwärme Vienna GmbH
Années de mise en service	1980
Technologie d'allumage	Four Rotatif
débit de déchets	89 964 t
entrée thermique notée théoriquement	50 MW
Heures travaillées ligne 1	6.782
Heures travaillées ligne 2	7.423

Tableau 10.66: Données générales des fours rotatifs de l'usine Simmeringer Haide (année de référence : 2000)

Concept de l'usine

Un diagramme de processus de flux des fours rotatifs est présenté en Figure 10.10. Chaque ligne de combustion comprend les unités suivantes :

- . • zone de livraison et d'acceptation
- . • système de feu : four rotatif (longueur : 12m, diamètre externe 4,5m, rotations par minute : 0,1-0,6)
- . • chaudière de récupération de chaleur
- . • dispositifs de nettoyage des gaz brûlés processus de SNCR, dépoussiéreur électrostatique, épurateur humide à quatre étapes, filtre à coke activée
- . • station d'épuration des eaux usées à multi étapes
- . • système de distribution de la vapeur.

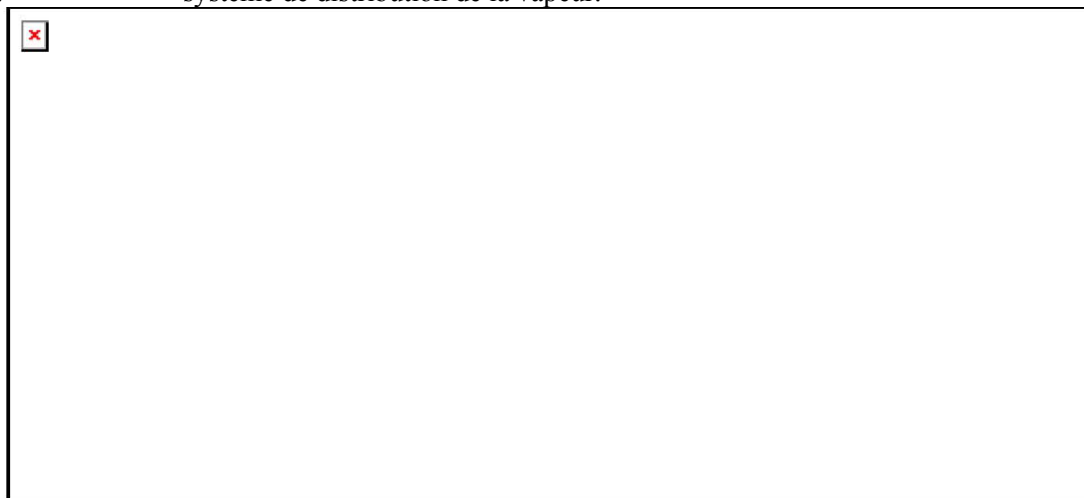


Figure 10.10: Schéma de flux de processus des fours rotatifs de l'usine Simmeringer Haide

Le Tableau 10.67 présente un équilibre entrée/sortie des fours rotatifs de l'usine Simmeringer Haide pour une tonne de déchets.

entrée pour 1 t de déchets		sortie pour 1 t de déchets	
Électricité	234 kWh	Chaleur	1459 kWh
eau douce	6 158 l	Électricité	269 kWh

Annexes

fuel lourd, 1% S	0,033 m ³	Vapeur (p = 52 bar; T = 350 °C)	3,7 t
Chaux	23,2 kg	Scorie	190 kg
Coke	5,0 kg	Ferraille métallique	13,4 kg
Soude, 50 %	5,2 kg	cendre volante	14,6 kg
Ammoniaque, 25%	3,0 kg	gâteau de filtre (54,7 % H ₂ O)	17 kg
agents de précipitation, 15%	0,32 kg	eau usée nettoyée	1 657 l
FeCl ₃ , 40 %	1,53 kg	gaz brûlés propres (sec)	7900 Nm ³
acide chlorhydrique, 30%	1,0 kg		
Sable	35,6 kg		
Azote liquide, 98,5%	3,6 kg		

Tableau 10.67: Entrées et sorties des fours rotatifs de l'usine Simmeringer Haide (année de référence : 2000)

Acceptation, traitement, stockage et introduction des déchets

Après livraison, les déchets dangereux sont visuellement examinés pour vérifier la concordance avec les documents d'accompagnement. Ensuite, les paramètres chimiques et physiques sont déterminés selon l'ÖNORM S2110 (1991). Sur la base des résultats d'analyse, les fractions de déchets sont évaluées, stockées temporairement, mélangées selon les « recettes » existantes et alimentées dans le four rotatif. *Déchets solides*: Les déchets solides sont livrés en conteneurs et cuves par camions et déversés dans la trémie à déchets. Les déchets de la trémie à déchets sont soit directement alimentés dans le processus de combustion par une chute d'alimentation, soit d'abord homogénéisés.

Déchets liquides Les déchets liquides sont livrés en camions citerne et stockés selon leurs propriétés. Les liquides combustibles sont soit directement alimentés dans le processus de combustion, soit après mélange utilisés comme lances de combustion.

Conteneurs: Les conteneurs sont stockés temporairement, triés et directement alimentés dans le processus de combustion ou dans le processus d'homogénéisation en utilisant les convoyeurs à roulette et élévateurs.

Déchets clinique infectieux: Cette fraction de déchet est livrée dans des conteneurs plastiques scellés, stockés temporairement et alimenté dans la chambre de combustion par un convoyeur complètement automatique.

Alimentation en air de combustion

L'air de combustion est aspiré de la trémie et alimenté dans le four rotatif par dessus la façade avant comme air primaire et par la chambre de postcombustion comme air secondaire.

Fours rotatifs avec chambre de postcombustion

Les tubes en acier sont revêtus de matériau réfractaire et ont une longueur de 12 mètres et un diamètre externe de 4,5m.

Les déchets sont mélangés par une lente rotation (0,1 -0,6 rotations par minute), transportés à

travers le four rotatif et brûlés à une température d'environ 1200°C.

Les gaz brûlés du four rotatif sont complètement brûlés dans la chambre de postcombustion. Si la température de combustion dans la chambre de postcombustion chute en deçà de 1200°C, deux parois de brûleurs utilisant du carburant supplémentaire lourd et léger peuvent être allumées. De l'air est injecté au centre respectif supérieur de la chambre de postcombustion secondaire et tertiaire.

Utilisation de l'énergie

L'électricité est produite pour couvrir les propres besoins de l'usine Simmeringer Haide. De plus, de la chaleur est alimentée dans le système de chauffage urbain de Vienne.

Système d'épuration des gaz brûlés et émissions dans l'air

Dépoussiéreur électrostatique: Lors de la première étape de nettoyage des gaz brûlés, les émissions de poussière sont réduites à 10 - 30 mg/Nm⁻³.

Nettoyage des gaz brûlés: Le système humide de nettoyage des gaz brûlés comprend deux épurateurs à flux croisé d'acide, des gaz solubles dans l'eau ainsi que de la poussière et des métaux lourds. L'épurateur équipé suivant sert à la séparation de la poussière fine et pour le préconditionnement des gaz brûlés pour l'épurateur équipé électrodynamique.

SNCR Les oxydes d'azote sont réduits par injection d'une solution aqueuse d'ammoniaque dans les gaz brûlés.

Filtre à coke active: Le post traitement a lieu dans une unité à contre courant utilisant de la coke activée séparément de chaque ligne de combustion. Cette unité comprend deux absorbeurs disposés en parallèle qui sont rempli de coke de lignite de four. Les absorbeurs pour les fours rotatifs comprennent 8 modules chacun, et chaque module est rempli de 15t d'absorbant. Les gaz brûlés circulent à travers de la couche depuis le fond vers le haut alors que la coke se déplace doucement vers le bas.

En les utilisant, on atteint les niveaux d'émissions de système de nettoyage des gaz brûlés ci-dessous :

Paramètre	Émission (mg Nm ⁻³) a	Masse totale (kg an ⁻¹) b,d	Masse spécifique (g t ⁻¹) c,d
Poussière*	<0.05	35.54	0.395
HCl *	0.42	298.5	3.318
HF	<0.05	35.54	0.395
SO ₂ *	1.2	852.86	9.48
CO *	33	23453.61	260.7
NO _x sous forme NO ₂ *	104	73914.42	821.6
Cr	0.0005	0.35	0.004
As	<0.0001	0.071	0.00079
Ni	0.0003	0.21	0.0024
Cd	0.0003	0.21	0.0024
Hg	0.0014	0.995	0.011
Cu	0.0005	0.35	0.004

Annexes

C _{org} *	2.2	1563.58	17.38
NH ₃	1.9	1350.36	15.01
PCDD+PCDF	0,00154 ng Nm ⁻³	1,1 mg an ⁻¹	0,012 µg t ⁻¹
HAP	0.0133	9.45	0.11

• mesure continue

^a Valeurs moyennes sur une demie heure en mg Nm⁻³; émissions de dioxines sont données en ng Nm⁻³ (11 % de O₂; gaz brûlés secs; conditions normales)

^b En kg an⁻¹, charges de dioxines en mg an⁻¹

^c Émissions pour une tonne de déchets utilisés en g t⁻¹; émissions de dioxines en µg t⁻¹

^d masse totale et spécifique d'émissions sont calculées basées sur les valeurs moyennes sur une demie heure, en utilisant la quantité de gaz brûlés secs (7900 Nm³ t⁻¹ waste) et la quantité de déchets (89 964 t yr⁻¹).

Tableau 10.68: Émissions dans l'air des fours rotatifs de l'Usine Simmeringer Haide (année de référence :2000)

Traitement de l'eau usée et émissions dans l'eau

Les eaux usées des deux fours rotatifs sont pré-nettoyées avec celles des trois réacteurs à bain fluidisé. Ensuite, elles sont conduites dans la station d'épuration des eaux usées principale de Vienne. Le nettoyage des eaux usées est réalisé en utilisant les processus de séparation par gravité, neutralisation, floculation, filtration et précipitation.

En utilisant ces étapes de nettoyage, on réalise les niveaux d'émissions ci-dessous :

Paramètre	Valeur mesurée (mg l ⁻¹)
Température	<30 °C
Conductivité de l'électricité	24.6 mS cm ⁻¹
Valeur du pH	9.2
composés non dissous	10
As	<0.02
Ca	3.86 g l ⁻¹
Cd	0.019
Chlorures (Cl)	8,86 g l ⁻¹
Cyanures	<0.1
Cr	0.01
Cu	0.01
Fluorures (F)	5.2
Hg	0.001
NH ₄ – N	63
Nitrate (NO ₃)	50
Ni	0.01
Pb	<0.02
Sulfate (SO ₄)	912
Sulfures	<0.01
Sulfites	<5
Zn	0.05
AOX/EOX	0.01
Phénol	0.11
Sb	0.047
Tl	0.02
V	0.01

Tableau 10.69: Paramètres des eaux usées des fours rotatifs de l'Usine Simmeringer Haide après

traitement des eaux usées (année de référence : 2000)

Déchets

Scorie et cendre de filtre: Scories, cendres et gypse sont mis en décharge.

Gâteau de filtre : Le gâteau de filtre de l'usine de nettoyage des eaux usées est mis en "grands sacs" et mis en décharge.

Ferraille ferreuse: Les métaux ferreux séparés sont livrés à un ferrailleur.

Coke activée: La coke activée chargée est retirée dans un silo par des installation de convoyeurs et brûlée en interne.

Les données chimiques de fractions de déchets des fours rotatifs sont présentées dans le Tableau 10.70

Paramètre	Valeur mesurées		
	Scorie	Cendre volante	Gâteau de filtre

Parameter	Measured value		
	Slag	Fly ash	Filter cake
TOC (%) (air dried basis - ad)	2.22	2.19	
Cl (%) (ad)		3.4	
SO ₃ (%) (ad)		21.4	
Main components (mg kg⁻¹) (dry basis)			
SiO ₂	40.9 %	12.2 %	2.9 %
Al	22217	13576	3308
MgO	3.1 %	1.4 %	0.5 %
Fe	97815	46928	26619
CaO	12.1 %	8.2 %	31.4 %
Na ₂ O		17.9 %	
K ₂ O	1.1	5.3	<0.4
Heavy Metals (mg kg⁻¹) (dry basis)			
Zn	1868	52921	9399
Pb	802	25162	1062
Mn	826	1046	467
Cr	643	494	37
Cd	4.4	360	162
As	7.6	142	12
Hg	0.29	0.42	1088
Ni	375	995	83

**Composants principaux
(base sèche)**

**Métaux lourds (base
sèche)**

Tableau 10.70: Données chimiques des déchets des fours rotatifs (année de référence : 2000)

Les résultats des tests de lixiviation sont fournis dans le Tableau 10.71.

Concentrations à lixiviat	Scorie	Cendre volante	gypse
---------------------------	--------	----------------	-------

Leached concentrations (mg kg ⁻¹)	Slag	Fly ash	Gypsum
pH value	11.0	6.6	8.5
SO ₄	90	18717	1441
Cl	30	5260	624
NH ₃ as N	0.29	0.65	1.73
NO ₃	4	4.6	5
NO ₂	0.1	0.1	0.8
Fe	0.02	0.02	0.01
Mn	0.02	20	0.19
Ni	<0.1	5.47	<0.1
Cd	0.02	31	0.01
Cr	0.01	0.01	0.01
Cu	0.01	19.2	<0.01
Pb	0.13	9.3	0.1
Zn	0.99	2178	0.18
Hg	<0.001	0.003	<0.001

Tableau 10.71: Tests de lixiviation (selon l'ÖNORM S 2115) des fours rotatifs de l'Usine Simmeringer Haide (Année de référence : 2000) 2000)

10.3.2.2 Four rotatif avec SCR, EP, épurateur humide et filtre à carbone statique

Capacité totale: 100 000 t/an

Four à tambour avec chambre de réaction secondaire

2 lignes d'incinération à 6,3 t/h chacune

Mise en marche : 1997

Réduction des émissions dans l'air

Le système de nettoyage des effluents gazeux comprend les composants suivants :

- filtre électrostatique
- Trempe
- absorbeur de HCl (épuration à 2 étapes)
- épurateur de SO₂ (neutralisation à 2 étapes avec lait de chaux)
- filtre à carbone activé
- catalyseur de déNOx – SCR

Effluent gazeux par ligne : 61800 m³/h

Fabricant :

Les valeurs moyennes mesurées dans les gaz propres (valeurs de fonctionnement) de l'usine sont listées dans le tableau 10.72 suivant :

Paramètre	Mesure	Valeur moyenne sur une demi-heure	Valeur moyenne quotidienne	Valeur moyenne annuelle		

Réduction des émissions dans l'eau

Utilisation de l'énergie

Émissions/immiscions de bruit

Niveau d'évaluation du bruit:

$$L_{AF} = 56.5 \text{ dB(A)}$$

- coûts d'investissement (y compris la modernisation de l'usine): env. 400m DM

- coûts de traitement spécifique : 400 à 800 DM

Installation exploitée par SARP Industries, Limay

Incinérateurs de déchets dangereux (2 lignes + 1 en construction) appartenant et étant exploités par SARP Industries.

Déchets traités: déchets dangereux, solides, pâteux, liquides. Problèmes exceptionnels: Cyanure solide et liquide/lignes spéciales pour l'acide organique/injection de déchets odorants Apport élevé en chlorure (près de 2% en poids)

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

- fours rotatifs (diamètre 2,5m, 3,0m, 3,5m/Longueur 11m, 11m, 12m)
- chambre de combustion secondaire (200 à 300 m³)
- gamme de PCI: -600 à 10 000 kcal/kg (moyenne de 2500 kcal/kg)
- apport thermique de conception: 17 à 20 MW/7 - 8 T/h par ligne
- permis: 3 x 50 000 T/an
- chaudière à vapeur : 6 passages, verticale, vapeur saturée 30bar
- valorisation de l'énergie: vapeur vendue à la centrale électrique (chauffage de réservoir de fuel)
- système de FGT : Tour de conditionnement (eau), sec double = réacteur 1 + BHF 1 + réacteur 2 + BHF 2, chaux spongiacale et injection de dioxorb en étape 2 et recyclage.
- SNCR déNox avec de l'urée solide
- consommation : chaux 50 kg/tonne de déchets dangereux (stoechiométrique 1,5)
- mâchefer: en décharge pour déchets dangereux
- Résidus FGT : Poussière de BHF vers l'unité de stabilisation et la décharge de déchets dangereux
- Mise en marche : ligne 1 en 1985/ligne 2 en 1989/ligne 3 en 2005
- conforme à la directive WID 2000 depuis 2000 (à cause de la WID sur les produits dangereux).

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

- année de référence 2001
- Débit de déchets 105 000 tonnes
- PCI moyen: 2200 à 2 500 kcal/kg;
- heures de travail: ligne 1 7259/8760 h/ligne 2 8208/8760 h
- Consommation de réactifs Ca(OH) 2 5000 tonnes/Dioxorb (argile dediox) 540 tonnes
- Consommation d'électricité: 24 332 000 kWh (pour toute l'usine, y compris le traitement physico-chimique, l'unité d'évapo-oxydation, le déshiquetage, l'unité de stabilisation)
- Résidus de matériaux: mâchefer 12 600 tonnes / poussière de BHF 7 800 tonnes
- moyenne annuelle de mesure de concentrations continue dans le gaz propre (sec 11% O₂):
 - poussière 1.42/1.33 mg/Nm³ // HCl 0.75/0.60 mg/Nm³ // SO₂ 5.2/22.7 mg/Nm³ // TOC 2/0.8 mg/Nm³ // CO 13.5/15.2 mg/Nm³ // NO_x 117/73 mg/Nm³
- valeurs moyennes de prélèvement de concentrations dans le gaz propre (mesures périodiques), 2 prélèvements :
 - somme Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V 0.05/0.34 mg/Nm³ // Hg 0.002/0.002 mg/Nm³ // Cd+Tl 0.006/0.004 mg/Nm³ // PCDD-F 0.022/0.013 ng I-TEQ/Nm³.

DONNÉES ÉCONOMIQUES

Coûts d'investissement : ligne 3 environ EUR 27 million

Frais de porte: variant de 80 à EUR 1000/t (moyenne d'environ EUR 300/tonne)

10.3.3 Exemples d'installations de boues d'épuration

10.3.3.1 Lit fluidisé bouillonnant avec recyclage de chaleur, SNCR, EP, épuration humide et filtre à coke statique

En 2000, 54 390 tonnes de boues d'épuration et 3 378 tonnes d'huiles usées ainsi que 1 000 tonnes de matière d'alimentation et solvants chacun étaient brûlés dans trois réacteurs à bain fluidisé. Les données générales des réacteurs à bain fluidisé sont présentées dans le Tableau 10.73.

Réacteurs à bain fluidisé dans l'usine Simmeringer Haide	
Exploitant	Fernwärme Vienna GmbH
Mise en marche	980/1992
Technologie d'allumage	réacteurs stationnaires à bain fluidisé
	système Copeland
débit de boue	4390 t de substances sèches, correspondant à
	656 000 m ³ de boue fine
Valeur calorifique nette moyenne	5,7 MJ kg ⁻¹ de substance sèche
Valeur calorifique brute moyenne	7,1 MJ kg ⁻¹ de substance sèche
entrée thermique notée théoriquement	0 MW
Heures travaillées ligne 1	2484
Heures travaillées ligne 2	5603
Heures travaillées ligne 3	8784

Tableau 10.73: Données générales de réacteurs à bain fluidisé de l'Usine Simmeringer Haide (2000)

Concept de l'usine

Un schéma de flux de processus d'un réacteur à bain fluidisé est présenté en Figure 10.11. Un incinérateur ligne comprend les unités suivantes :

- réacteur à bain fluidisé
- chaudière de récupération de chaleur
- dispositifs de nettoyage des gaz brûlés Processus de SNCR, dépoussiéreur électrostatique, épurateur acide et alcalin, filtre à coke activée
- station d'épuration des eaux usées à multi étapes
- système de distribution de la vapeur.

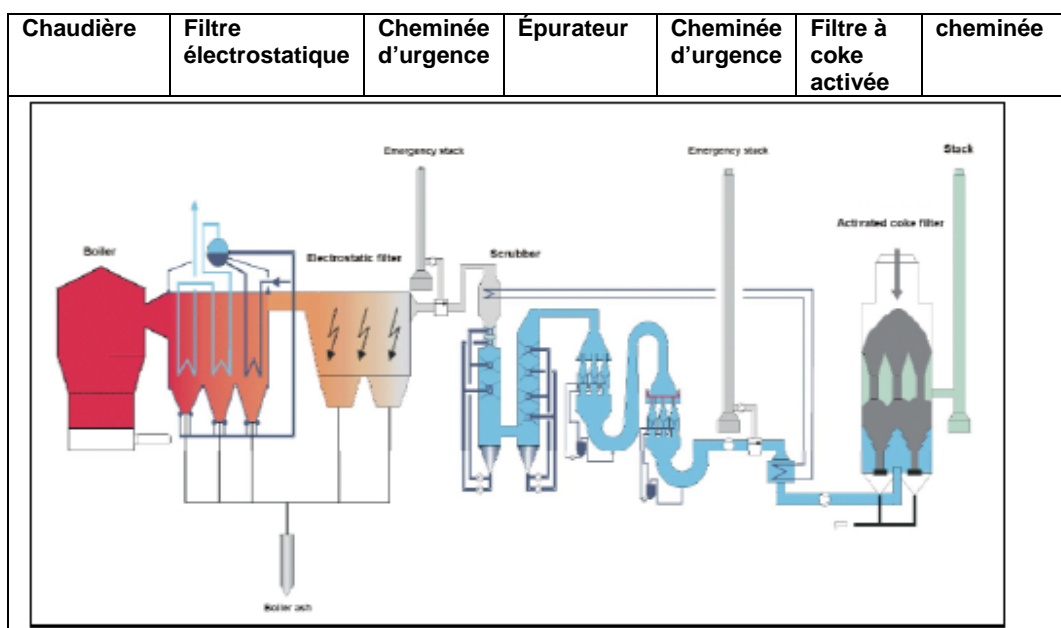


Figure 10.11: Schéma de flux de processus de réacteurs à bain fluidisé de l'usine Simmeringer Haide

Le Tableau 10.74 présente un équilibre entrée/sortie de trois réacteurs à bain fluidisé de l'Usine Simmeringer Haide pour une tonne de déchet.

entrée pour 1 t de déchets		sortie pour 1 t de déchets	
Électricité	590 kWh	acide chlorhydrique	30 % 1.4 kg
fuel lourd, 1% S	0,059 m ³	sable de quartz	13,7 kg
eau douce	15 530 l	Azote liquide, 98,5%	2,5 kg
Chaux	4,7 kg	Chaleur	1,98 MWh
Soude, 50 %	16,5 kg	Électricité	0,363 kWh
Ammoniaque, 25%	4,1 kg	Vapeur (p = 52 bar; T = 350 °C)	5,22 t
agents de précipitation, 15%	0,05 kg	cendres volantes et de bain	264 kg
FeCl ₃ , 40 %	2,1 kg	gâteau de filtre (54,7 % H ₂ O)	23 kg
Coke	3,4 kg	eau usée nettoyée	1 104 l
Polyélectrolyte	4,45 kg	gaz brûlés propres (sec)	13110 Nm ³

Tableau 10.74: Flux d'entrée et sortie des réacteurs à bain fluidisé (année de référence : 2000)

Acceptation, traitement, stockage et introduction des déchets

Les trois réacteurs à bain fluidisé sont construits pour l'incinération de boue d'épuration de l'usine principale de traitement des eaux usées de Vienne. La boue mince fournie est asséchée au moyen de centrifugeuses. La boue épaisse qui en résulte a une teneur en matière sèche entre 30 et 36% et est envoyée dans les réacteurs à bain fluidisé.

Alimentation en air de combustion

L'air de combustion est préchauffé au moyen d'un préchauffeur d'air.

Réacteur à bain fluidisé

Les trois réacteurs à bain fluidisé de l'Usine Simmeringer Haide sont construits selon le principe de la technologie de bain fluidisé stationnaire. La température du bain fluidisé est de 750°C. La chambre de combustion est équipée d'un brûleur à fuel.

Utilisation de l'énergie

L'énergie des gaz brûlés est utilisée pour la production de vapeur (53 bar). La vapeur produite par le four rotatif et les réacteurs à bain fluidisé est combinée et convertie en électricité par deux turbines. L'électricité est utilisée pour couvrir les propres besoins de l'installation de l'Usine Simmeringer Haide. De plus, les lignes de fours sont équipées d'un système de cogénération (PCCE) qui découple la chaleur pour le système de chauffage urbain de Vienne.

Système d'épuration des gaz brûlés et émissions dans l'air

Dépoussiéreur électrostatique: Lors de la première étape de nettoyage des gaz brûlés, les émissions de poussière sont réduites à 10 - 30 mg/Nm³.

Résidus des gaz brûlés Le système humide de nettoyage des gaz brûlés comprend deux épurateurs à flux croisé d'acide, des gaz solubles dans l'eau ainsi que de la poussière et des métaux lourds.

L'épurateur équipé suivant sert à la séparation de la poussière fine et pour le préconditionnement des gaz brûlés pour l'épurateur équipé électrodynamique.

SNCR Les oxydes d'azote sont réduits par injection d'une solution aqueuse d'ammoniaque dans les gaz brûlés.

Filtre à coke active: Le post traitement a lieu dans une usine à contre courant utilisant de la coke activée séparément de chaque ligne de combustion. Cette unité comprend deux absorbeurs disposés en parallèle qui sont rempli de coke de lignite de four. Les absorbeurs pour les réacteurs à bain fluidisé comprennent 4 modules chacun, et chaque module est rempli de 15t d'absorbant. Les gaz brûlés circulent à travers de la couche depuis le fond vers le haut alors que la coke se déplace doucement vers le bas.

En les utilisant, on atteint les niveaux d'émissions de mesures de nettoyage des gaz brûlés présentés dans le Tableau 10.75 :

Paramètre	Émission	Masse totale	Émissions spécifiques
Parameter	Emission (mg Nm ⁻³) ^a	Total mass (kg yr ⁻¹) ^{b,d}	Specific emissions (g t ⁻¹) ^{c,d}
Dust ^e	0.6	498.63	7.8
HCl ^e	0.11	91.41	1.45
HF	<0.05	41.55	0.65
SO ₂ ^e	c		
CO ^e	4	3324.17	52.44
NO _x as NO ₂ ^e	100	83104.29	1311
Cr	0.0004	0.33	0.0052
As	<0.0001	0.083	0.0013
Ni	0.0006	0.499	0.0079
Cd	0.0006	0.499	0.0079
Hg	0.0015	1.25	0.02
Cu	0.0009	0.75	0.012
PAH	0.0069	5.73	0.09
NH ₃	3.55	2950.2	46.54
PCDD+PCDF	0.00079 ng TE Nm ⁻³	0.66 mg yr ⁻¹	0.01 µg t ⁻¹

*** mesure continue**

^a Valeurs moyennes sur une demie heure en mg Nm⁻³; émissions de dioxines sont données en ng Nm⁻³ (11 % de O₂; gaz brûlés secs; conditions normales)

^b En kg an⁻¹, charges de dioxines en mg an⁻¹

^c Émissions pour une tonne de déchets utilisés en g t⁻¹; émissions de dioxines en Ng t⁻¹

^d Émissions de masse totale et spécifique sont calculées en se basant sur les valeurs moyenne sur une demie heure, en utilisant la quantité de gaz brûlés secs (5100 Nm³ t⁻¹ déchets) et la quantité de déchets (196605 t an⁻¹).

^e inférieur à la limite de détection (0.3 mg Nm⁻³)

Tableau 10.75: Émissions dans l'air des réacteurs à bain fluidisé (année de référence : 2000)

Traitement de l'eau usée et émissions dans l'eau

L'eau usée des trois réacteurs à bain fluidisé est pré-nettoyé avec celles des deux fours rotatifs. Ensuite, elles sont conduites dans la station d'épuration des eaux usées principale de Vienne. Le nettoyage des eaux usées est réalisé en utilisant les processus de séparation par gravité, neutralisation, floculation, filtration et précipitation. La neutralisation est réalisé afin de séparer le HCl et HF.

Déchets

Cendre de bain et de filtre: Cendres de bain et de filtre sont mises en décharge.

Gâteau de filtre : Le gâteau de filtre de l'usine de nettoyage des eaux usées est mis en "grands sacs" et mis en décharge.

Les données générales des réacteurs à bain fluidisé sont présentées dans le Tableau 10.76. Les résultats des tests de lixiviation sont fournis dans le Tableau 10.77.

Paramètre	Cendre volante	Parameter	Fly ash
		TOC (%) (air dried basis - ad)	0.97
Principaux composants (mg kg ⁻¹) (base sèche)		Cl (%) (ad)	0.18
		SO ₃ (%) (ad)	3.3
		Main components (mg kg ⁻¹) (dry basis)	
		SiO ₂	225
		Al	41948
Métaux lourds (mg kg ⁻¹)		MgO	25
		Fe	179107
		CaO	164
		K ₂ O	1.3
		Heavy metals (mg kg ⁻¹)	
		Zn	2738
		Pb	378
		Mn	414
		Cr	108
		Cd	10.4
		As	11.6
		Hg	0.76
		Ni	87

Tableau 10.76: Données chimiques des déchets des réacteurs à bain fluidisé (année de référence : 2000)

Paramètre	Concentration (mg kg ⁻¹) Valeur du pH	Parameter	Concentration (mg kg ⁻¹)
		pH value	9.5
		SO ₄	1284
		Cl	58
		NH ₃ as N	0.75
		NO ₃	5
		NO ₂	0.1
		Fe	0.01
		Mn	<0.01
		Ni	<0.1
		Cd	<0.01
		Cr	0.03
		Cu	<0.01
		Pb	0.1
		Zn	0.04
		Hg	0.001

Tableau 10.77: Tests de lixiviation selon l'ÖNORM S 2115 - réacteurs à bain fluidisé (année de référence : 2000)

10.3.3.2 Lit fluidisé bouillonnant avec PCCE, SNCR, recyclage des gaz brûlés, EP, épuration humide et filtres à manchon avec injection de coke/carbonate de calcium

Capacité totale 78 840 t mT/an, actuellement 42 000 t de boue d'épuration et 7 000 de raclage

Fourx stationnaires à bain fluidisé

3 lignes d'incinération avec 26 280 t mT/an chacune

Mise en marche : 1997

Boue d'épuration et raclages comme matériaux d'incinération peuvent être décrits comme suit:

Paramètre	Mesure	Boues d'épuration	Raclages
Parameter	Measure	Sewage sludge	Rakings
Calorific value	kJ/kg	3190 - 5300	2900 - 7000
Solid contents	% m _T	39 - 46	22 - 34
Loss on ignition	% by weight	48 - 56	

Tableau 10.78: Caractérisation des matériaux d'incinération

Réduction des émissions dans l'air

Le système de nettoyage des effluents gazeux comprend les composants suivants :

- retrait par SNCR d'azote
- recyclage des gaz brûlés
- filtre électrostatique (2 étapes)
- épurateur de HCl (valeur de pH 2.3)
- épurateur de SO₂ (neutralisation à 1 étape avec lait de chaux)
- filtre à tissu avec dosage de coke/hydroxyde de calcium carbonate de calcium

Quantité d'effluent gazeux par ligne : 15000 m³/h

	Paramètre	Mesure	Valeur moyenne sur une demi-heure	Valeur moyenne quotidienne	Valeur moyenne annuelle	
Mesure continue	Poussière totale	mg/m ³	<5	<2.5	0.2	Mesure continue
Mesure périodique	CO	mg/m ³	<100	<20	2.4	Mesure périodique

Tableau 10.79: Valeurs moyennes mesurées dans les gaz propres (valeurs optionnelles) – MTD 5

Réduction des émissions dans l'eau

Le système d'épuration des effluents gazeux fonctionne avec zéro évacuation d'eau usée.

Utilisation de l'énergie

Avec un total de boue d'épuration brûlée de 102 127 t (teneur en m_T environ 42%), il y avait une production de 48 000 MWh d'énergie électrique et 62630 MWh de vapeur de processus.

Émissions/immissions de bruit

Pas d'information.

Coûts:

- Coûts d'investissement : env. 180*10⁶ DM
- coûts de traitement spécifique : Pas d'information.

10.3.3.3 Unité à lit fluidisé bouillonnant avec PCCE, EP et épuration humide

Capacité totale: 100 000 t_{MT}/an

Fourx stationnaires à bain fluidisé

2 lignes d'incinération avec 30 t_{MT}/an chacune

Réduction des émissions dans l'air

Le système de nettoyage des effluents gazeux comprend les composants suivants :

- filtres électrostatiques
- lavage des effluents gazeux à 4 étapes

Effluent gazeux par ligne : 62535 m³/h

La boue d'épuration, matériau d'incinération, peut être décrite comme suit :

Paramètre	Mesure	gâteau de filtre
valeur calorifique	kJ/kg	13000
teneur solide	% m _T	45
Perte à l'allumage	% du poids	

Tableau 10.80: Caractérisation des matériaux d'incinération

	Paramètre	Mesure	Valeurs moyennes sur une demi-heure	Valeurs moyennes quotidiennes	Valeurs moyenne annuelle	

Poussière totale		Parameter	Measure	Half-hour average values	Daily average values	Annual average values	Mesure continue
	Continuous Measurement						
	Total dust	mg/m ³	<30	<10			
	HCl	mg/m ³	<60	<10			
	SO _x	mg/m ³	<200	<50			
	NO _x	g/m ³	<0.4	<0.2			
	Total C	mg/m ³	<20	<10			
	CO	mg/m ³	<100	<50			
	Hg	mg/m ³	<0.05	<0.03			
	Periodic measurement (Average values over sample taking period)					Mesure périodique (valeurs moyennes sur une période de prélèvement)	
	HF	mg/m ³		<1			
	Cd, Tl	mg/m ³		<0.05			
	Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/m ³		<0.5			
	PCDD/PCDF, I-TE	ng/m ³		<0.1			

Tableau 10.81: Valeurs moyennes mesurées dans les gaz propres (valeurs optionnelles) – MTD 6

Réduction des émissions dans l'eau

Le système de nettoyage des eaux usées comprend une phase chimique (précipitation des métaux lourds) et une phase biologique.

Paramètre	échantillon composé de 2 h (mg/l)
matière solide en suspension	
Hg	0.05
Cd	0.05
Pb	0.1
Cr	0.5
Cu	0.5
Ni	0.5
Zn	1.0
PCDD/PCDF (ng I-TE/l)	
Valeur du pH	
Température	

Tableau 10.82: Valeurs d'émissions des eaux usées du système de nettoyage des déchets avant mélange (MTD 6)

Utilisation de l'énergieProduction de génération de chaleur

Total de la génération de chaleur: 70000 MWh

Consommation interne:

génération/production d'électricité

Total de la génération d'électricité: 80000 MWh pour utilisation interne
(approvisionnement supplémentaire inclus): 20000 MWh de production
d'électricité: 60000 MWh

Émissions/immiscions de bruit

Distance de l'usine au site d'immiscions: 1 200 m

Les valeurs d'immiscions admissibles selon l'article 2.321 TA Noise sont observée dans les sites proéminents d'immiscions.

Coûts:

Pas d'information.

10.3.4 Exemples d'incinération combinée de déchets divers

10.3.4.1 LF circulant pour les déchets sélectionnés/prétraités avec recyclage de chaleur, FGT sec et humide, SCR et traitement des cendres

Les types de déchets suivants sont brûlés à AVE - Reststoffverwertung Lenzing:

- . • matériaux d'emballage des collectes séparées
- . • rejets
- . • fractions légères/de dépassement de tamis des usines mécanico-biologiques
- . • déchet de bois, particulièrement contaminé
- . • boues d'épuration

En 2000, un total de 134 715 tonnes de déchet était traité.

Types de déchets	Quantité de déchets (t yr-1)
déchets plastiques	34454
Rejets	19464
Boues d'épuration	31986
fractions plastiques mélangées	41913
vieux bois	6898

**Tableau 10.83: Types de déchets et quantités de déchets traitées à AVE - Reststoffverwertung Lenzing
(Année de référence : 2000)**

Les données générales du réacteur à bain fluidisé de AVE-RVL Lenzing sont présentées dans le Tableau 10.84.

AVE - Reststoffverwertung Lenzing

Exploitant	RVL GmbH
Mise en marche	Septembre 1998
Technologie	Réacteur à bain fluidisé circulant
débit de déchets (2001)	134 715 t
valeur calorifique des déchets :	6.5 - 29 MJ kg ⁻²
apport thermique évalué	110 MPdsh
Heures de fonctionnement (2000)	environ 6100

Tableau 10.84: Données générales du réacteur à bain fluidisé de AVE-RVL Lenzing

Fuel, gaz naturel et bobine sont utilisés comme fuels supplémentaires pour le démarrage et l'arrêt si nécessaire. L'apport thermique maximum évalué de l'usine est d'environ 110 MW comme charge continue. L'usine est construite pour le traitement des déchets ayant une valeur calorifique mélangée de 6,5 - 29 MJ kg⁻¹. La quantité de déchets nécessaire est définie par la production thermique et est d'environ 7 – 60 tonnes par heure.

Concept de l'usine

Un diagramme de flux de processus de AVE -Reststoffverwertung Lenzing est présenté dans les deux figures suivantes. Chaque ligne comprend les unités suivantes :

- livraison
- traitement et stockage des déchets
- combustion à bain fluidisé avec refroidisseur de bain fluidisé et chambre de postcombustion
- chaudière de récupération de chaleur
- dispositifs d'épuration des gaz brûlés catalytiques, humides et secs.
- traitement des eaux usées

Unité de prétraitement Ligne 1 Ligne 2	Gaz de dégagement de production de rayonne visqueuse Air frais	Matériau de bain Sable Calcaire Boue d'épuration Houille Air frais	Chambre de postcombustion Eau d'alimentation de la chaudière Vapeur Economiseur	Filtre à tissu Épurateur de HCl	Épurateur de SO	Unité de Dé- NOx Aérage négatif Gypse
---	---	---	---	--	--------------------	--

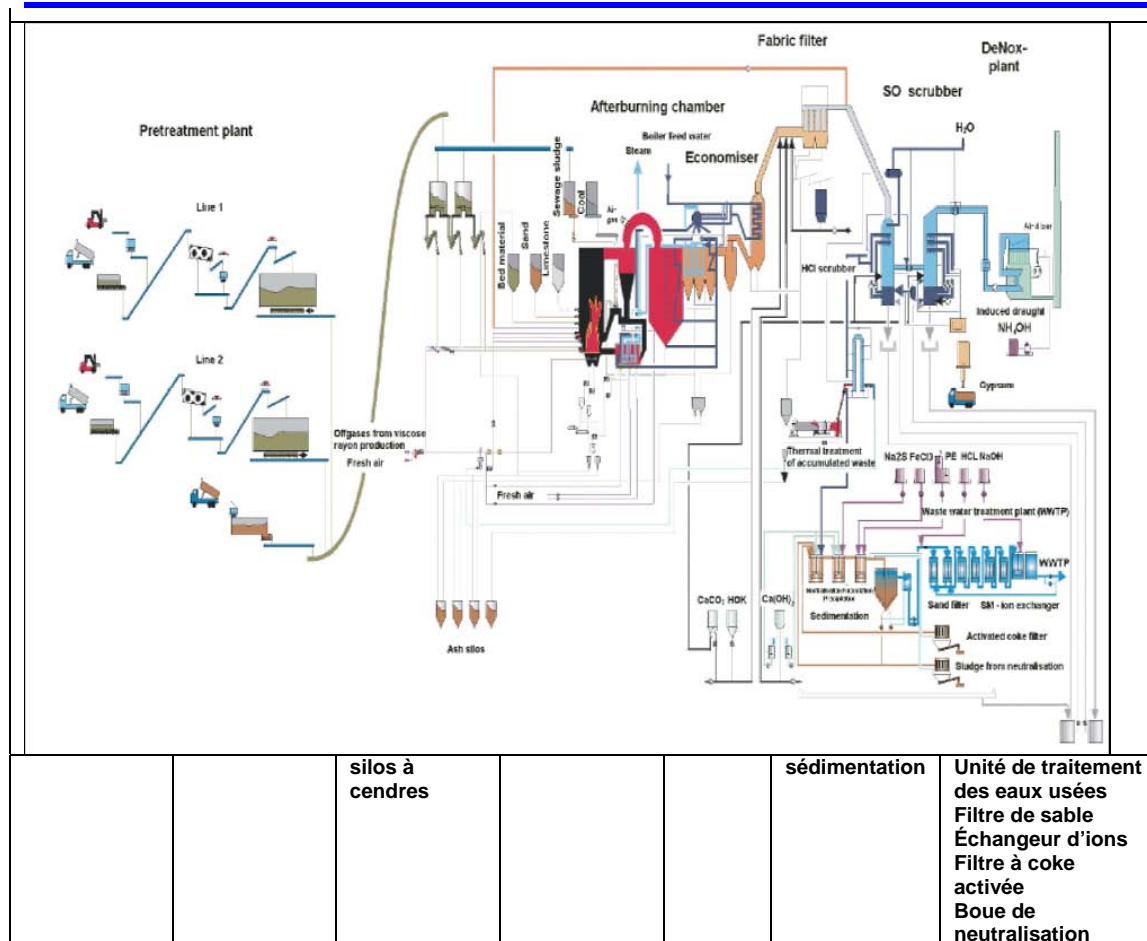


Figure 10.12: Schéma de flux de processus de AVE-Reststoffverwertung Lenzing
Acceptation, traitement et stockage des déchets

Les déchets livrés tels que les matériaux d'emballage, rejets, fraction légère et déchets de bois sont déclarés par le livreur et testés de manière aléatoire par l'exploitant, broyés et hachés et stocké temporairement dans deux trémies quotidiennes qui sont situées directement à côté de la chaudière. L'alimentation des déchets dans le pulvérisateur, la distribution dans la trémie quotidienne et l'évacuation depuis la trémie est effectuée en vue de la bonne homogénéisation.

Les boues d'épuration sont directement déversées dans deux trémies de chargement avec niveau d'évacuation et stockées temporairement dans un silo. Les boues d'épuration sont généralement stabilisées et brûlées quelques heures après livraison. Dans tous les cas, le transport depuis le site de prétraitement vers la chaudière est réalisé périodiquement avec une convoyeur à courroie et tuyau.

Introduction de déchets et alimentation d'air de combustion

Les déchets hachés tels que le plastiques, les rejets, les dépassements de tamis et les déchets de bois peuvent être alimentés depuis la trémie de chargement dans la zone de brûlage en utilisant 3 convoyeurs pneumatiques. Pour les boues d'épuration, une ligne de convoyeur séparée avec un bouchon fileté comme dispositif de dosage est fourni. Pour le fuel et le gaz naturel, des brûleurs et lances de fuel sont installés. La houille peut être alimentée avec une unité de dosage séparée.

Les gaz d'échappement de la production visqueuse voisine de rayonne contient du H_2S (sulfure d'hydrogène) et CS_2 (sulfure de carbone) sont utilisés comme air de combustion. Les gaz

d'échappement du traitement des déchets et du stockage sont dépoussiéré avec des séparateurs à tissu et évacués dans l'atmosphère. L'air de combustion est injecté dans la chambre de combustion via un plateau à clapets, deux niveaux d'air secondaire et divers emplacements liés au processus tels que les convoyeurs pneumatiques et plateaux fluidisant dans le cercle des cendres.

Le dosage de déchets particuliers, fuel co-brûlés et air de combustion est régulé par un système de contrôle de performance de brûlage. La demande en air et fuel est calculée en ligne. Les paramètres les plus importants tels que la valeur calorifique et la demande en air de combustion sont calculés automatiquement à partir des données de processus et adaptées aux déchets brûlés.

Combustion à bain fluidisé avec chambre de postcombustion

Le système de feu comprend principalement:

- une chambre de combustion non refroidie de forme légèrement conique à la base et de forme cylindrique en haut
- cyclone
- chambre de postcombustion
- système de recyclage pour le matériau de bain à sorption et un refroidisseur de bain fluidisé

Les déchets sont mélangés de manière homogène dans la partie inférieure de la chambre de combustion et transportés dans la chambre de combustion avec de l'air de combustion. Afin de pré-séparer le SO₂, du calcaire est continuellement ajouté au réacteur à bain fluidisé de l'AVE - Reststoffverwertung Lenzing. Ceci est une procédure nécessaire, car l'air d'échappement de la production visqueuse de rayonne qui est utilisée comme air de combustion contient de grandes quantités de composés sulfureux.

Le matériau de bain est séparé des gaz brûlés par un cyclone et alimenté dans le siphon et le refroidisseur de bain fluidisé. Une quantité régulée de matériau de bain passe par le refroidisseur de bain fluidisé pour extraire la chaleur du matériau de bain soit pour la production de vapeur et le surchauffage de la vapeur ou la régulation de la température de la chambre de combustion.

Les gaz brûlés quittant le cyclone sont complètement brûlé dans la chambre de postcombustion à une température et un temps de résidence suffisant.

Chaudière de récupération de chaleur

Les gaz brûlés quittant la chambre de postcombustion passent deux zone verticales vides avec des surfaces de chaleur pour évaporation, une zone horizontale avec des surfaces de chauffage suspendues pour évaporation et surchauffage, un système de batterie de cyclone et un préchauffeur pour l'eau alimentée.

Le système de vapeur est connecté à celui de Lenzing AG adjacente. L'eau d'alimentation est pompée depuis le système existant d'eau d'alimentation dans le réservoir de la chaudière à travers un préchauffeur d'eau d'alimentation. L'eau passé dans la dite circulation naturelle, les surfaces de l'évaporateur dans le refroidisseur du bain fluidisé et la chaudière de récupération de chaleur et s'évapore jusqu'à un certain point. La vapeur est séparée de l'eau dans le réservoir à vapeur et conduite dans le réseau de vapeur de Lenzing AG via le surchauffeur. Les premiers surchauffeurs sont disposés dans la chaudière de récupération de chaleur, les derniers surchauffeurs sont disposés dans le refroidisseur de bain fluidisé.

Utilisation de l'énergie

Les paramètres de vapeur de la vapeur fraîche produite sont de 78 bars et 500 °C. L'électricité est produite par les turbines de Lenzing AG. La majeure partie de la vapeur est retirée à 4 bars à partir des turbines et introduite dans le système de processus de vapeur de Lenzing AG. La demande globale en vapeur de processus est plusieurs fois plus grande que la quantité produite, existe tout au long de l'année et est couverte par un autre réacteur à bain fluidisé, deux chaudières de liqueur résiduaire et une chaudière à fuel et gaz de réserve.

Épuration des gaz brûlés et émissions dans l'air

Gaz brûlés sec : Le système d'épuration des gaz brûlés secs est construit comme réacteur de transport avec un séparateur à tissu en aval. La température des gaz brûlés est régulée par la chaudière à une valeur constante d'environ 160°C.

Le système d'épuration des gaz brûlés secs est utilisé pour le dépoussiérage, la précipitation des métaux lourds et la pré-séparation des composants acides tels que le HCl, HF, et SO₃. La chaux, le calcaire et la coke active peuvent être dose dans des canalisations avant le séparateur à tissu. La poussière séparée est recyclée en partie.

Nettoyage des gaz brûlés: Le système d'épuration des gaz brûlés humides comprend un épurateur co-fluctual avec de l'eau acide circulante, un épurateur à contre courant avec du gypse en suspension, des dévésiculateurs après chaque épurateur et un préchauffeur à gaz de vapeur en aval. La première étape est utilisée pour la séparation des composants acides tels que le HCl, HF, SO₃ et pour la séparation des composants volatiles.

La deuxième étape est utilisée pour la séparation du SO₂. Le gypse en suspension à flux partiel est asséché. L'eau usée des deux épurateurs est traitée par l'usine de traitement des eaux usées. L'eau usée nettoyée est partiellement retournée vers la première étape. Du calcaire est injecté sous forme sèche comme agent de neutralisation.

Nettoyage catalytique des gaz brûlés : Le système de nettoyage catalytique des gaz brûlés est disposé en application de gaz propre avec préchauffage par un échangeur gaz/chaleur gaz et un préchauffeur de vapeur à haute pression. Il est utilisé pour la réduction de NO_x et l'oxydation des polluants organiques comme les dioxines et les furannes.

L'usine entière est conçue en termes de protection environnementale de précaution ce qui signifie que les éléments particuliers de l'usine sont dimensionnés et disposés de sorte que les valeurs limites d'émissions puissent être observées même en cas de charges de déchets brûlés les plus polluantes possibles.

Les valeurs d'émission réalisées par le réacteur à bain fluidisé sont présentées dans le tableau 10.85.

	Paramètre	Émission
--	-----------	----------

poussière	Parameter	Emission ^a (mg Nm ⁻³)
	Dust	0.6
	HCl	0.8
	HF	0.02
	SO ₂	4.1
	C _{org}	0.6
	CO	2.3
	NO _x as NO ₂	14.6
	Σ Pb, Cr, Zn	0.003
	Σ As, Co, Ni, Sb, Cu, Mn, V, Sn	0.00075
	Cd+Tl	0.001
	Hg	0.003
	NH ₃	1.8
	PCDD+PCDF	0.05 ng Nm ⁻³
	^a Half hourly average values in mg Nm ⁻³ ; dioxin emissions are given in ng Nm ⁻³ (11 % O ₂ ; dry flue-gas; standard conditions)	

^a Les valeurs moyennes sur une demie heure en mg Nm⁻³; émissions de dioxines sont données en ng Nm⁻³ (11 % O₂; gaz brûlés secs, conditions normales)

Tableau 10.85: Émissions dans l'air à partir du réacteur à bain fluidisé de AVE-Reststoffverwertung Lenzing

Traitement des eaux usées

L'usine de traitement des eaux usées comprend les unités suivantes : Neutralisation, précipitation, floculation et sédimentation et post traitement avec des filtres à graviers, échangeur d'ion et filtre à coke activée. Pour la neutralisation, on ajoute du lait de chaux.

Déchets

En ce qui concerne les déchets de la combustion, un concept de processus fut choisi par AVE-RVL Lenzing avec les buts suivants :

- minimiser la quantité de déchets
- concentration de polluants dans les petites quantités de déchets
- faible concentration de métaux lourds volatiles dans la partie principale des cendres
- minimisation de la teneur en PCDD/F dans la partie prédominante des cendres
- réduction de la teneur en Al métallique dans les cendres.

Dans cette optique, la majeure partie des cendres est séparée dans une batterie de cyclone à la fin de la zone de surchauffeur. Une partie de cette fine cendre est à nouveau recyclée dans la chambre de combustion, afin de réduire les composants volatiles et d'oxyder la majeure partie du Al métallique. Les déchets suivants s'accumulent:

Cendres de bain:

De la cendre brute et des matériaux interférant tels que des fragments de fer et de pierres, qui sont séparés par un tamis grossier et un séparateur magnétique.

Grosse cendre: Dépassement du tamis grossier de la cendre de bain.

Ferraille ferreuse: Séparée avec des séparateurs magnétiques de la cendre de bain.

Cendre du pré-dépoussiérage: La cendre fin avec une taille de grain entre 40 et 100µm, séparée

dans la batterie à cyclone à une température de l'ordre de 900 à 400°C. De plus, la cendre fine peut être retirée par le séparateur à air dans le cycle des cendres du système de feu.

Séparateur à tissu et filtre économiseur des cendres : La cendre très fine (<40 µm) qui est produite dans la zone des gaz brûlés après pré-dépoussiérage à une température entre 400 et 160°C et dans le système d'épuration des gaz brûlés. La fraction massique de la cendre très fine est inférieure à 30% de la cendre globale mais contient la part principale du métal lourd volatile et de la charge de PCDD/F. La cendre très fine peut être post traitée thermiquement dans un four rotatif. Comme cette cendre est de tout façon évacuée par enfouissement et qu'elle a déjà les propriétés requises sans traitement, le four rotatif était en marche uniquement au début du test de fonctionnement.

Boue de neutralisation de l'usine de traitement des eaux usées: Boue inorganique asséchée en filtres presse à chambre.

Gypse: Produit dans l'épurateur de suspensions et asséché dans la centrifugeuse.

La cendre de bain, la cendre grossière et la cendre de pré-dépoussiérage sont exemptées et évacuées en décharges.

La cendre et la boue de neutralisation du filtre économiseur et du séparateur à tissu sont exportés comme des déchets dangereux et évacués par enfouissement.

10.3.4.2 Usine à bain fluidisé pour les déchets dangereux et non dangereux avec recyclage de la chaleur, EP, séparateur à tissu, épurateur humide et SCR

Réacteurs à bain fluidisé de l'usine d'incinération de Arnoldstein

Le réacteur à bain fluidisé de l'usine d'incinération de Arnoldstein fut modernisé en 2000 et est continuellement en fonctionnement depuis janvier 2001. En 2001, 26000 tonnes de déchets dangereux et non dangereux (déchets huileux, mélanges solvant-eau, déchets de bois traités et non traités, emballage en bois, déchets plastiques, boue et eaux usées) ont été brûlés. Le catalogue des nombres clé des déchets permis pour le traitement thermique peut être trouvé sur la page d'accueil de l'usine d'incinération des déchets (www.abrg.at). Données générales sur le réacteur à bain fluidisé sur les déchets) et sont donnés dans le Tableau 10.86.

Réacteur d'Arnoldstein à bain fluidisé	
Exploitant	Asamer Becker Recycling Gesellschaft mbH
Mise en marche	1994
Mise en marche après remise en état	31.12.2000
Technologie d'allumage	réacteur à bain fluidisé
débit de déchets	26 000 t
valeur calorifique moyennes des déchets :	5000 - 30000 kJ kg ⁻¹
Production thermique	8 MW
Heures de fonctionnement (fonctionnement test)	7300

Tableau 10.86: Données générale sur le réacteur à bain fluidisé de l'usine d'incinération des déchets d'Arnoldstein (année de référence : 2001)

Concept de l'usine

Un diagramme de flux de processus est présenté en Figure 10.13. Chaque ligne comprend les unités

suivantes :

- . • hall de traitement pour le broyage et le meulage et mélange des déchets
- . • hall pour le stockage intermédiaire des déchets
- . • système de feu : Réacteur stationnaire à bain fluidisé avec chaudière à récupération de chaleur
- . • dispositifs de nettoyage des gaz brûlés Dépoussiéreur électrostatique, épuration humide à deux étapes avec épurateur NaOH, processus d'injection de flux et système d'épuration des gaz brûlés (application de gaz propres)
- . • station d'épuration centrale des eaux usées

Si nécessaire, l'huile est utilisée comme carburant supplémentaire pour le démarrage et l'arrêt.

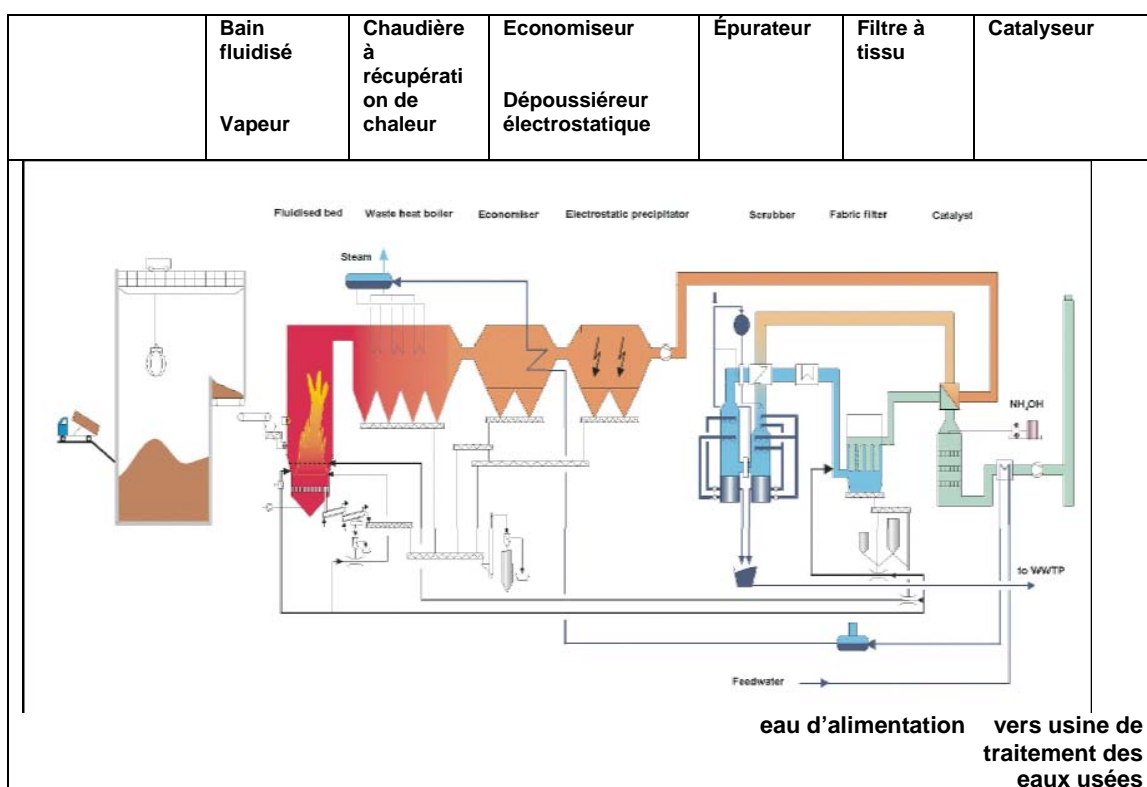


Figure 10.13: Schéma de flux de processus des réacteurs à bain fluidisé à Arnoldstein

Dans le tableau 10.87, sont présentés les flux de productions des réacteurs à bain fluidisé de l'usine d'incinération de déchets d'Arnoldstein :

Productions	
Vapeur (25 bar; 180 C)	4.5 t h ⁻¹
Cendres	9000 t an ⁻¹
ferraille ferreuse	170 t an ⁻¹
gâteau de filtre	200 t an ⁻¹
Eaux usées	13000 m ³ an ⁻¹
gaz brûlés	15500 Nm ³ h ⁻¹

Tableau 10.87: Flux de processus des réacteurs à bain fluidisé de l'usine d'incinération des déchets d'Arnoldstein (année de référence : 2001)

Acceptation, traitement et stockage des déchets

Les déchets entrants sont déclarés par le livreur et sont toujours contrôlés visuellement par l'exploitant de l'usine d'incinération des déchets. Selon les déchets et le livreur, des échantillons singuliers ou mélangés sont prélevés régulièrement afin de déterminer divers paramètres tels que le pH, la valeur calorifique, la perte à l'allumage, les halogènes, les métaux lourds, la densité et autres. Les déchets sont immédiatement stockés en boîtes. Immédiatement après la combustion ils sont transportés dans une trémie à déchets en utilisant une grue. Les fractions liquides sont temporairement stockées en réservoirs.

Introduction de déchets et alimentation d'air de combustion

Les déchets solides mélangés, broyés et hachés sont alimentés dans une trémie au moyen d'une grue. Le fond de cette trémie est construit comme une courroie de convoyeur se déplaçant lentement. Les déchets évacués de la trémie tombent sur un autre convoyeur à courroie et sont transportées dans une trémie de chargement à filetage de dosage. En utilisant le filetage de dosage, les déchets solides sont chargés régulièrement sur un alimenteur lanceur, qui distribue les déchets uniformément sur le bain fluidisé. Les déchets liquides sont injectés au moyen d'une lance. Pour le démarrage de l'usine, deux brûleurs brûlant du fuel sont installés. L'air d'échappement des installations de stockage des déchets et des réservoirs sont utilisés comme air de combustion.

L'air de combustion est introduit dans la chambre de combustion comme air secondaire par des buses et comme air de transport pour la cendre de bain fluidisé. Afin de réguler le dosage des déchets, le fuel de l'air de combustion, un système de contrôle pour la régulation de la performance de mise à feu est installé.

Chambre de combustion

La chambre de combustion est construite comme un système non refroidi, à bain fluidisé stationnaire revêtu de brique. Immédiatement au-dessus du réacteur à bain fluidisé stationnaire est arrangée la zone de post combustion à injection d'air secondaire. De la chaux hydratée et du calcaire du processus d'injection de flux sont transportés pneumatiquement dans la chambre de combustion pour la pré-séparation de SO₂.

Chaudière de récupération de chaleur

La chaudière de récupération de chaleur est construite comme une chaudière horizontale à surfaces de chauffage à radiation dans la première surface et surfaces de convection dans la seconde partie. Ces surfaces de chauffage sont des surfaces de chauffage d'évaporation pures. La chaudière à récupération de chaleur est suivie d'un préchauffeur d'eau d'alimentation. Dans le système énergétique de la vapeur saturée est produite qui est alimentée dans le réseau local en utilisant une vanne de réduction de pression.

Système d'épuration des gaz brûlés et émissions dans l'air

Dépoussiérage: Le dépoussiérage des gaz brûlés quittant la chaudière est réalisé au moyen d'un dépoussiéreur électrostatique. La température des gaz brûlés entrants dans le dépoussiéreur électrostatique dépend de la charge de la chaudière et du temps de parcours.

Nettoyage des gaz brûlés: Le système d'épuration des gaz brûlés humides comprend un épurateur co-fluctuale avec de l'eau de circulation acide et un épurateur à contre courant avec du NaOH comme agent de neutralisation. Chaque épurateur est suivi par un dévésiculeur. La chaleur des gaz brûlés entrant dans l'épurateur est transférée vers les gaz brûlés quittant l'épurateur au moyen d'un

échangeur gaz/gaz chaleur. La température en sortie peut être réglée par un préchauffeur à gaz chauffé de vapeur en aval.

Processus d'injection de flux: L'unité d'injection de flux comprend un conduit de gaz brûlés avec injection de coke de four, de calcaire et de chaux hydratée et d'un séparateur à tissu. La température de fonctionnement est d'environ 120°C.

Les produits chimiques ajoutés sont recyclés plusieurs fois et puis injectés dans la chambre de combustion.

Nettoyage catalytique des gaz brûlés : Le système d'épuration catalytique des gaz brûlés est construit comme une application de gaz propre avec un système de transfert de chaleur (échangeur gaz/gaz chaleur) Il sert exclusivement à la réduction de NOx. Une solution aqueuse d'ammoniaque (25%) est utilisée comme agent de réduction. Après le système d'épuration catalytique des gaz brûlés, les gaz brûlés sont refroidi dans un échangeur de chaleur. La chaleur est utilisée pour le préchauffage de l'eau pour le réservoir d'eau d'alimentation.

En utilisant ces étapes de nettoyage, on réalise les niveaux d'émissions présentés dans le Tableau 10.88 :

Paramètre	Émission (mg Nm ⁻³) ^a	Masse totale (kg an ⁻¹) ^{b,d}	Masse spécifique (g t ⁻¹) ^{c,d}
Poussière*	1.5	169.73	6.53
HCl	0.14	15.84	0.61
HF	0.038	4.3	0.16
SO ₂ *	<5	565.75	21.76
C _{org} *	<1	113.15	4.35
CO *	<5	565.75	21.76
NOx sous forme NO ₂ *	<150	16972.5	652.79
Cd	0.003	0.34	0.013
Hg	0.003	0.34	0.013
PCDD+PCDF	0,022 ng Nm ⁻³	2,489 mg an ⁻¹	0.096 µg t ⁻¹
<p>* mesure continue ^a Valeurs moyennes sur une demie heure en mg Nm⁻³; émissions de dioxines sont données en ng Nm⁻³ (11 % de O₂; gaz brûlés secs; conditions normales) ^b En kg an⁻¹, charges de dioxines en mg an⁻¹ ^c Émissions pour une tonne de déchets utilisés en g t⁻¹; émissions de dioxines en µg t⁻¹ ^d Masse totale et émissions spécifiques sont calculées en se basant sur des valeurs moyennes sur une demie heure, en utilisant la quantité de gaz brûlés secs (5388 Nm³ t⁻¹ de déchets, calculé à partir de volume de gaz brûlés en une heure de 15500 Nm³, les heures de fonctionnement et apport en déchets) et la quantité de déchets (26000 t yr⁻¹).</p>			

Tableau 10.88: Émissions dans l'air de l'usine d'incinération de déchets d'Arnoldstein (année de référence : 2001)

Traitement des eaux usées et émissions dans l'air

Les eaux usées des réacteurs à bain fluidisé (13000 m³ an⁻¹ ou 36 m³ h⁻¹) et lixiviat de décharge sont nettoyés dans l'usine de traitement des eaux usées. Après nettoyage en utilisant la précipitation des métaux lourds, neutralisation et précipitation du gypse, l'eau usée est relâchée dans l'eau de réception.

En utilisant ces étapes de nettoyage, on réalise les niveaux d'émissions présentés dans le Tableau

10,89 :

Paramètre	Valeur mesurée (mg l ⁻¹)
Valeur du pH	7.2
substances filtrables	7
As	<0.01
Cd	<0.05
Cr total	<0.05
Cu	<0.05
Fluorure	8
Ni	0.06
Hg	<0.005
Pb	<0.1
Sb	<0.1
Sulfate (SO ₄)	8000
Zn	<0.5
Cyanure (facilement rejetable)	<0.1
NH ₄ – N	127
COT	25
Phénol	<0.1
EOX	<0.1

Tableau 10.89: Paramètres d'eau usée (échantillon composite) de l'usine d'incinération de Arnoldstein après traitement de l'eau usée (année de référence : 2001)

Déchets

Les déchets produits à partir du processus global (cendre de bain, cendre volante, gypse et gâteau de filtre) sont mélangés, exemptés et évacués sur un site de décharge pour déchets résiduels. La ferraille se produisant est recyclée.

Paramètre	valeur mesurée (mg kg ⁻¹) (base sèche)	Valeur limite
Hg	<1	20/3000
As	55	5000
Pb	2550	10000
Cd	20	5000

Tableau 10.90: Données chimiques de la cendre à partir de la combustion à bain fluidisé de l'usine d'incinération de Arnoldstein (année de référence : 2001)

Paramètre	concentration		
	Éluât de valeur limite (mg kg ⁻¹) (base sèche)	Éluât de valeur limite (mg kg ⁻¹) (base sèche)	valeur mesurée (mg kg ⁻¹) (base sèche)
Résidu de l'évaporation	100000	30000	46000
Valeur du pH	6 -13	2 -11.5	10.2
Sb	50	5	1
As	50	5	<1
Pb	100	10	<1

Cr total	300	30	<0.5
Cr (VI) sous forme de Cr	20	2	<0.2
Co	100	10	<0.5
Cu	100	10	<0.5
Ni	500	50	<0.5
Hg	0.5	0.05	<0.05
Tl	20	2	<0.5
Zn	1000	100	<0.5
Sn	1000	100	<1
F	500	50	55
Ammoniaque sous forme N	10000	1000	825

Tableau 10.91: Concentration de polluants dans l'éluât de cendre de l'usine d'incinération de Arnoldsstein (année de référence : 2001)

10.3.4.3 Four à grille refroidie à l'eau avec PCCE, dépolluierage cyclone, SNCR et SCR de-NOx à forte poussière, et séparateur à tissu sec

Capacité 175000 t/an

3 lignes d'incinération, 2 avec 12,5 t/h chaque et 1 avec 15,5 t/h

Four à courant inversé avec grille inversée ou grille refroidie à air

Température d'incinération 850°C à un temps de résidence >2 secondes

Mise en marche : 1984, expansion: 1998 (ligne 3), modernisation: 2000 (grille à eau)

Réduction des émissions dans l'air

Le système de nettoyage des effluents gazeux comprend les composants suivants :

Ligne 1+2: - refroidisseur à cyclone+évaporation
 - système à écoulement à séparateur à tissu catalyseur de dé-Nox

Ligne 3:
 - SNCR
 - Cyclone
 - catalyseur de dé-NOx (forte poussière) refroidisseur à évaporation
 - Système à écoulement à séparateur à tissu

Quantité d'effluent gazeux par ligne : 2 x 70000 m³ /h

1 x 88000 m³ /h

Fabricant : Noell KRC GmbH

Caractéristiques spéciales: Recyclage de gaz usé derrière le multi-cyclone (env. 20-25% de la quantité de effluent gazeux à 300-400°C, économiseur à 190°C, injection en constriction entre la chambre d'incinération secondaire et la chambre d'incinération).

Paramètre	Mesure	Valeur moyenne quotidienne	Valeur moyenne quotidienne	Valeur moyenne annuelle	Portion en %	
		minimum	maximum	(année de référence :	Hav ¹ >1v ³	Dav ² >1v

2000)						
			Mesure continue			
Poussière totale	mg/m ³	0.04	15.15	0.45	0.0	0.0
HCl	mg/m ³	0.24	15.15	3.27	0.0	0.5
SO _x	mg/m ³	0.56	42.56	11.41	0.0	0.0
NO _x	g/m ³	15.42	249	166	0.0	2.2
Total C	mg/m ³	0.02	0.41	0.41	0.0	0.5
CO	mg/m ³	1.29	70.67	6.39	0.2	0.5
Hg ₂	mg/m ³	0.00014	0.01717	0.00413	0.04	0.0
Mesure périodique (valeur moyenne sur la période d'échantillon)						
HF	mg/m ³		<0.1			
Cd, Tl	mg/m ³		0.0017			
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/m ³		<0.01			
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m ³		0.0053			
¹ hav – valeur moyenne sur une demie heure ² dav – valeur moyenne quotidienne ³ lv – valeur limite						

Tableau 10.92: Valeurs moyennes mesurées dans les gaz propres (valeurs optionnelles)

agent toxique	dispositif de mesure
Poussière	Sick RM 210
HCl	Perkin Elmer MCS 100 E
C _{total}	M&A Thermo FID
SO ₂	Perkin Elmer MCS 100 E
NO _x	Perkin Elmer MCS 100 E
CO	Perkin Elmer MCS 100 E
Hg	Perkin Elmer ACE 100 Merce
O ₂ (incinération secondaire)	Perkin Elmer MCS 100 E
Température (incinération secondaire)	NiCr-Ni
Température (effluent gazeux)	Sensycon PT 100

Tableau 10.93: Dispositifs de mesure utilisés pour la mesure continue

agent toxique	Concentration en (mg/m ³)		Degré de dépôt en %
	avant nettoyage	après nettoyage	
HCl	1.700	10	99.4
HF	10	1	90
SO _x	400	50	87.5
NO _x	400	200	50
Poussière	800	10	98.7
Cd/Tl	5	0.05	99
Hg	1	0.05	95
Autres métaux lourds	100	0.5	99.5
PCDD/PCDF (ng I-TE/ m ³)	10	0.1	99

Tableau 10.94: Degrés de dépôt dans l'épuration des effluents gazeux
Réduction des émissions dans l'eau

Il n'y a pas d'eau usée résultant de l'épuration d'effluent gazeux, car l'usine utilise le processus de conditionnement sec.

Utilisation de l'énergie (année de référence 1999)

Génération/production de chaleur

génération de chaleur au total:	115000 MWh
consommation interne:	50000 MWh
Production de chaleur, externe :	65000 MWh

génération/production de vapeur

Production de vapeur douce :	580 000 t/an
------------------------------	--------------

Génération/production d'électricité:

génération d'électricité au total:	95000 MWh
Consommation interne (apport supplémentaires inclus) :	23100 MWh
production d'électricité :	71900 MWh

		énergie en (MWh)		ration d'efficacité d'énergie en (%)		
		électricité	Chaleur	électricité	Chaleur	Total
Quantité de déchets brûlés : env. 174.100 t	général	95.000	115.000	17	20.6	37.6
				22.7 ₁	27.5 ₁	50.2 ₁
	rejeté	71.900	65.000	12.9	11.7	24.6
				17.2 ₁	15.6 ₁	32.8 ₁

¹ Ratio d'efficacité énergétique prenant en compte un ratio d'efficacité énergétique de 75% de l'apport énergétique

Tableau 10.95: Ratio d'efficacité énergétique (valeur calorifique moyenne supposée Hu ≈ 11 500 kJ/kg)

Résidus - scorie

Les teneurs en agent toxiques sont dans les proportions suivantes :

COT	0.1 - 2 %
Perte à l'allumage	<3 %
PCDD/F	15 ng I-TE/kg
Cl	4 100 mg/kg
SO ₄ 2-	21 000 mg/kg
Fluorure	600 mg/kg
As	1 - 20 mg/kg
Cd	1 - 25 mg/kg
Cr	100 - 1 000 mg/kg
Cu	500 - 5 000 mg/kg
Hg	0,01 - 0,5 mg/kg
Ni	30 - 600 mg/kg
Pb	300 - 6 000 mg/kg
Zn	300 - 10 000 mg/kg

Tableau 10.96 : Qualité de scorie MTD2

Émissions/immissions de bruit

Les valeurs d'immission permises selon l'article 2.321 TI Noise sont observées dans les sites proéminents d'immission.

Coûts:

Coût d'investissement comprenant la planification: 130×10^6 DM – Coûts spécifiques de traitement: 120 to 339 DM/t

10.3.4.4 Incinérateur à grille traitant des déchets solides urbains, boue d'épuration et déchets cliniques avec la SNCR (urée), FGT de bicarbonate de Na sec, injection de C activé et génération d'électricité

INFORMATION GÉNÉRALE

L'usine appartient à et est exploitée par Tecnoborgo S.p.A. : 51% de Tesa S.p.A. qui est le district pour le traitement de l'eau et des déchets – Ville de Piacenza et 49% compagnie privée.

À noter: Prix élevé de vente de l'électricité (contrat CIP6), financement de projet

Les déchets traits sont: Les déchets solides urbains ; boue d'épuration – livrées liquides (3% solides) et sèches sur site ; déchets cliniques – reçu en boîtes plastiques et cartons

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

- . • technique de combustion : grilles à mouvement alternative inversé, 2 x 8,5 t/h
- . • capacité de l'usine: 136 000 t/an conçu ; 105 000 T/an permise; gamme de PCI : 7540 -13 400 kJ/kg; nominale: 9 600 kJ/kg
- . • conception d'apport thermique sur la grille: 2 x 22,7 MW
- . • chaudière à vapeur, 39 bar, 390°C ; conception horizontale, 3 passages verticaux libres et 1 horizontal
- . • valorisation de l'énergie: électricité pour l'export et utilisation interne, vapeur pour utilisation interne uniquement.
- . • turbogénérateur: 11,5 MW
- . • système FGT (traitement des gaz brûlés) : Processus semi humide, avec injection de carbone actif, et SNCR.
- . • de-NOx SNCR (urée solide). Dépoussiérage par 1 ESP 2 champs (dépoussiéreur électrostatique) + 1 BHF (filtre à manchon) Épurateur sec avec injection séparée en amont de bicarb. Dé-diox par injection de carbone actif avant le BHF.
- . • pas d'eau usée du FGT Autre traitement des eaux usées (par précipitation) et rejet dans les égouts.
- . • Traitement du mâchefer : retrait des ferrailles ferreuses trempées, mise en décharge
- . • résidus solides de FGT: cendre volante et produits de réaction (sels) : mis en décharge
- . • valorisation de matériau: métaux ferreux recyclé
- . • Mise en marche : 2002
- . • Conforme à la WID 2000 (directive sur l'incinération des Déchets)

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

- . • Année de référence (pour les données suivantes): 2003
- . • Débit de déchets 105 000 t/an. Déchets solides urbains 90,5%, déchets industriels 8%, déchets cliniques 0,5%, Boue d'épuration 1%
- . • PCI moyen: 9 630 kJ/kg
- . • heures de travail y compris les heures de chargement (disponibilité): 7530 h/an
- . • Consommation de réactifs Bicarb. : 15 kg/tw // Urée : 2,2 kg/yr // carbone activé : 0,2 kg/tw // Polyélectrolyte : 13.5 kg/tds
- . • électricité importée: 203280 kWh

- Consommation d'électricité: 8 774 674 kWh
- électricité produite kWh, exportée : 56 680 800 kWh
- Recyclage de matériau: Métaux ferreux 2 %
- Résidus de matériaux: mâchefer vers la décharge: 21%//cendre volante + produits de réaction : 2.9 %.

Mesure de concentrations continue dans les gaz propres. Moyenne annuelle/Maxi 24h/Maxi 1/2h (sur l'année), en mg/Nm³ : Poussière totale 1.2/1.3/0.8 HCl : 7.8/8.7/9.8 HF : 1.3/1.7 SO_x sous forme SO₂ : 3.2/5.3/48 COT : 1.5/3.2/5.7 CO : 10/15/60 NO_x : 180/199/400

Valeur moyenne de prélèvement de concentration dans les gaz propres (mesure périodique de substances listées dans la WID 2000): Cd + Tl : 0.000007 mg/Nm³ Hg : 0.000026 mg/Nm³ Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V+Sn: 0.0041 mg/Nm³ PCDD/F : 0.004 ng_{iteq}/m³

Prélèvements de concentration dans les gaz propres: (substances non listées dans la WID 2000) NH₃ : 8.9 mg/Nm³ Concentrations dans l'eau usée propre. Solides en suspension totaux: 42 mg/l Cd : <Pb limite : 0.01 mg/l Cr : 0.01 mg/l Cu : 0.03 mg/l Ni : 0.01 mg/l Zn : 0.14 mg/l valeur de pH : 7.8

DONNÉES ÉCONOMIQUES

Coûts d'investissement : EUR 60 million (hors TVA, valeur 2001)

Frais de prote : EUR 92,1/t (y compris le coût d'investissement, coût de fonctionnement, évacuation des résidus, revenus de l'énergie et des matériaux, hors TVA, valeur 2004) ; EUR 276.4/t pour les résidus de déchets cliniques.

10.3.4.5 Incinérateur à grille traitant les déchets solides urbains et déchets industriels avec EP, épuration humide, évaporation d'effluent, SCR et génération d'électricité à vapeur haute pression

INFORMATION GÉNÉRALE

L'usine appartient à und société privée, Azalys, et est exploités par Novergie pour la Municipalité de Carrières sous Poissy, Yvelines, Ile-de-France.

Des déchets solides urbains & déchets industriels sont traités.

Notons que:

- fortes caractéristiques de vapeur
- grande efficacité énergétique
- évaporation et cristallisation des effluents aqueux
- SCR dé-NO_x et dé-diox
- Financement du projet

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

- technique de combustion : grilles réciproques, 2 x 7.5 t/h
- capacité de l'usine: 115 000 t/an; PCI nominal : 10 260 kJ/kg
- conception d'apport thermique sur la grille: 2 x 21,4 MW
- Chaudière à vapeur, 46 bar, 365 °C; conception verticale, 4 passages

- . • valorisation de l'énergie: électricité pour l'export et utilisation interne, vapeur pour utilisation interne uniquement.
- . • turbogénérateur: 9,3 MW
- . • système FGT (traitement des gaz brûlés) : ESP, épurateurs humides, ESP humide, SCR, évapo-cristallisation
- . • dépoussiérage par ESP épurateurs humides, 3 étapes : lait de chaux/HCl, lait de chaux/ SO_x, épurateur équipé dé-diox et dé-NO_x par SCR (faible poussière, 280°)
- . • pas d'effluent aqueux :
- . • effluents de FGT : traitement des eaux usées (précipitation, floculation, filtration) + hors ligne sur site
- . • évaporation & cristallisation (recyclage du sel),
- . • autres effluents aqueux sont réutilisés dans l'usine (FGT)
- . • mâchefer: trempé, retrait des ferrailles, stockage pour vieillissement, recyclage pour construction de route
- . • résidus solides de FGT: Cendre volante: mélangé à du ciment et mis en décharge (décharge de déchets dangereux). Gâteau de filtre : mélangé à de la cendre volante et du ciment et mis en décharge (décharge dangereux). produits de réaction (sels)
- . • valorisation de matériau: mâchefer pour la construction de routes, métaux ferreux
- . • Mise en marche : 1998
- . • conforme aux exigences en matière d'émission à la WID-2000 depuis 7/1998, (Directive sur l'incinération de déchets).

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

- . • Année de référence (pour les données suivantes): 2003
- . • Débit de déchets 106200 t/an, 69 % déchets urbains, 31 % industriel
- . • PCI moyen: 11 390 kJ/kg
- . • heures de travail y compris les heures de chargement (disponibilité): ligne 1 : 8102/8760 h; ligne 2 : 6500/8760 (Stoppé 3 mois pour travaux; disponibilité: 8000 h)
- . • Consommation de réactifs Chaux : 3.8 kg/tw
- . • apport en énergie: Élect.: 9500 MWh, c-à-d 80 kWh/t de déchets (le TG installé a aussi été arrêté lors des travaux) // vapeur pour le processus d'incinération (déaérateur, soufflage de suie...)
- . • Consommation d'énergie: Élect.: 16 316 MWh, c-à-d 153 kWh/tw de déchets (y compris les 80 kWh/tw importés)
- . • Production d'électricité: généré 501 kWh/tw/exporté 353 kWh/tw
- . • Recyclage de matériau: Mâchefer pour la construction de route : 23 600 t/an.
- . Métaux ferreux : 289 t/an
- . • Résidus de matériaux: Cendre volante: 2345 t/an // Gâteau de filtre : 476 t/an // Sels : 1528 t/an
- . • maxi 24h. concentrations moyennes dans les gaz propres (mesures continues) : HCl : <8 mg/Nm³ // SO_x <15 mg/Nm³ // COT : <2 mg/Nm³ // CO : <25 mg/Nm³ // NO_x : <60 mg/Nm³
- . • concentrations moyennes dans les gaz propres (mesures périodique), 4 prélèvement : Cd : <0.009 mg/Nm³ // Hg : <0.045 mg/Nm³ // Sb : <0.009 mg/Nm³ // As : <0.0015 mg/Nm³ // Pb : <0.016 mg/Nm³ // Cr : <0.09 mg/Nm³ // Co : <0.0017 mg/Nm³ // Cu : <0.0045 mg/Nm³ // Mn : <0.012 mg/Nm³ // Ni : <0.05 mg/Nm³ // V : <0,0023 mg/Nm³
- . • PCDD/F (1 prélèvement) : 0.07 ngiteq/ Nm³ .

10.3.4.6 Incinérateur traitant les déchets urbains, IW, boue d'épuration et tri des ordures avec

la SNCR, EP, épuration humide (évaporation en ligne de l'effluent), filtres à manchon et PCCE

INFORMATION GÉNÉRALE

L'usine appartient à l'autorité municipale, Sidompe (122 municipalités, Ile-de-France, Ouest de Paris), et est exploitée par CNIM.

Elle traite des déchets urbains, déchets industriels, tri des ordures, boue d'épuration douce

Notons :

- . • FGT sans effluent aqueux
- . • co-combustion de boue d'épuration douce avec les déchets
- . • chaudière à eau chaude pour alimentation du réseau de chauffage urbain et une chaudière pour la génération d'électricité.
- . • la longue histoire de l'usine avec des modernisations successives
- . • ISO 14001 depuis 1999
- . • OHSAS 18001 (Sécurité & Hygiène, 2003).

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

- . • technique de combustion : grilles réciproques à mouvement inversé, 2 x 10t/h + 1 x 14.7t/h
- . • capacité de l'usine: 240 000 t/an; PCI nominal : 7955 kJ/kg; gamme des 1ère & 2ème lignes : 5025 - 10050 kJ/kg; gamme de la 3ème ligne : 5025 - 10 470 kJ/kg;
- . • conception d'apport thermique sur la grille: 2 x 22 MW + 1 x 32.6 MW
- . • vapeur/eau chaude & conception de chaudière :
- . • lignes 1 & 2 : eau chaude 37 bar, 220°C ; chaudières à eau chaude, conception verticale, 2 passages
- . • ligne 3 : vapeur, 42 bar, 380 °C; chaudière à vapeur, conception verticale, 4 passages
- . • valorisation de l'énergie:
- . • eau chaude (de lignes 1 & 2) vers le réseau de chauffage urbain. Répond à une demande équivalente de 5000 habitants.
- . • vapeur (de la ligne 3) vers le TG installé pour l'exportation et l'utilisation interne
- . • turbogénérateur: 7 MW (vapeur de la ligne 3 seulement)
- . • système FGT (traitement des gaz brûlés) : ESP, épurateurs humides et évaporation en ligne en amont, avec injection de carbone actif dans l'évaporateur en amont et dans les épurateurs humides.
- . • dépoussiérage par 2 ESP 3 champs (lignes 1&2) ou 1 BHF (ligne3) épurateurs humides, 2 étapes : chaux et NaOH double injection de carbone actif : avant le premier BHF et d'épurateur humide : SNCR, urée (en 2005)
 - . • pas d'eau usée du FGT (évaporation en ligne des effluents aqueux)
 - . • pas d'effluent aqueux : réutilisation dans l'usine + traitement des eaux usées (précipitation) et rejet dans l'égout. En 2005, pas de rejet
- . • mâchefer: trempé, premier retrait de ferraille sur site. Hors site : deuxième retrait de ferraille ferreuse, ferraille non ferreuse, stockées pour vieillissement, recyclées pour la construction des routes
- . • résidus solides de FGT: cendre volante à mettre en décharge
- . • valorisation de matériau: mâchefer pour la construction de route, métaux ferreux et non ferreux (hors site)
- . • démarrage (phases principales) : 1974 deux grilles, 1986 deux chaudières à eau chaudes, 1993 troisième ligne avec sa chaudière + 3 FGT (humide sans effluent), 2003 injection de boue d'épuration, 2004 dé-diox, 2005 dé-NOx

- Conforme aux exigences en matière d'émission de la WID 2000 (directive sur l'incinération des Déchets) depuis avril 2004 sauf dé-NOx SCR qui commencera en 9/2005.

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

- Année de référence (pour les données suivantes): 2003
- débit de déchets 194 964 t/an; 67% de déchets urbains, 30% industriels, 3% boue d'épuration
- PCI moyen: 9 610 kJ/kg
- heures de travail (disponibilité) y compris les heures de chargement partielles: ligne 1 : 7854 h/an, L2 : 7624 h/an, L3 : 7662 h/an
- Consommation de réactifs Chaux 508 t/an, NaOH 71 t/an, urée, carbone actif, eau douce : 162043 m³/an.
- apport en énergie: Électricité: 2 688 MWh (quand la ligne 3 est éteinte)
- Consommation d'électricité: 19 GWh, électricité importée comprise
- production d'énergie: Électricité exportée : 28 285 MWh // Chaleur exportée : 66 706 MWh
- Recyclage de matériau: Mâchefer pour la construction de route : 37 477 t/an.
- Métaux ferreux : 3 079 t/an
- Résidus de matériaux: Cendre volante: 5 123 t/an
- concentrations dans les gaz propres (mesure continue) « moyenne annuelle, plus maximum ½ heure en moyenne et moyenne quotidienne maxi :
- HCl en mg/Nm³ : 0.4/<2.5/<5
- CO in mg/Nm³ : 12.3/<30/<80
- concentrations moyennes dans les gaz propres (mesures périodiques), 2 prélèvements :
- Cd : <0.012 mg/Nm³ // // Tl : <0.004 mg/Nm³ // Cd + Tl : <0.016 mg/Nm³ // Hg : <0.026 mg/Nm³ // Sb : <0.014 mg/Nm³ // As : <0,005 mg/Nm³ // Pb : <0.061 mg/Nm³ // Cr : <0,006 mg/Nm³ // Co : <0,005 mg/Nm³ // Cu : <0,021 mg/Nm³ // Mn : <0.006 mg/Nm³ // Ni : <0,006 mg/Nm³ // V : <0,005 mg/Nm³
- Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V : 0.127 mg/Nm³
- PCDD/F (1 prélèvement) : 0,036 ng iteq/Nm³
- concentrations dans les eaux usées propres (substances listées dans la WID 2000) :
- solides en suspension totaux: 9.4 mg/l // Hg : <0.002 mg/l // Cd : <0.01mg/l // As : <0,01mg/l // Pb : 0.09 mg/l // Cr : <0.05 mg/l // Cu : 0.14 mg/l // Ni : <0,05 mg/l // Zn : 0,16 mg/l
- PCDD/F : 0.005 ng i-TEQ/l

10.3.4.7 Incinérateur à grille traitant les déchets solides urbains, déchets industriels et commerciaux avec la SNCR et FGT semi-humide et 20 bars 260°C vers le réseau de chauffage urbain

INFORMATION GÉNÉRALE

Le propriétaire de l'usine est le Sitdce (Syndicat Intercommunal de Traitement des Déchets de Colmar et Environ) Autorité municipale (Client final). L'exploitant est la SCCU (Société Colmarienne de Chauffage Urbain)

Type de déchets : déchets solides urbains, industriels et commerciaux.

Notons: Énergie recyclée envoyée directement vers le réseau de chauffage urbain de Colmar (4 km de canalisation).

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

- Technique de combustion : grille à mouvement alternatif inversé, 2 x 6 t/h
- Capacité de l'usine: Nominale 78 000 t/an. Réelle: 80 à 82 000 t/an. Gamme de PCI de conception : 5440 - 9 210 kJ/kg;
- Conception d'apport thermique sur la grille: 2 x 14,5 MW
- chaudière à vapeur : 20 bars, 260 °C, verticale, avec surchauffeur & économiseur
- Valorisation de l'énergie: chaleur uniquement; vapeur envoyée vers l'usine de chauffage, connectée au réseau de chauffage urbain
- système FGT (traitement des gaz brûlés) : SNCR + processus semi humide + avec injection de carbone actif.
- dépoussiérage par BHF épurateur semi humide avec du lait de chaux de chaux rapide injection de carbone actif avant l'épurateur SNCR (urée solide)
- effluents aqueux : Pas d'effluent aqueux du FGT. autres effluent aqueux (rejets de mâchefer, purge sous pression des chaudières, nettoyage des sols et routes) : Autre traitement des eaux usées (par précipitation) et rejet dans les égouts.
- mâchefer: trempé, retrait de ferrailles ferreuses et non ferreuses, recyclage pour la construction des routes
- résidus solides de FGT: Cendre volante et produits de réaction (sels) en décharge de déchets dangereux.
- Valorisation de matériau: Mâchefer pour la construction de route Recyclage des métaux ferreux et non ferreux. résidus de triage 0,4% en décharge.
- démarrage (phases principales) : 1988 ; modernisation du FGT en 2002 (dé-NOx + dé-diox)
- Conforme aux exigences en matière d'émissions de la WID-2000 depuis octobre 2002

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

- Année de référence (pour les données suivantes): 2003
- Débit de déchets 80 400 t/an ; 70% de déchets urbains, 10% apport direct du public, 18% déchets industriels et commerciaux
- PCI moyen : 10 050 à 11 700 kJ/kg;
- heures de travail y compris les heures de chargement (disponibilité): ligne 1 : 8500 h/an; ligne 2 : 8350 h/an
- production d'énergie: chaleur exportée : 124 000 MWh
- Consommation de réactifs Chaux vive : 1 420 t/an; Urée: 235 t/an // carbone actif : 45 t/an; eau : 59 000 m³/an.
- Recyclage de matériau: Mâchefer pour la construction de route : 14 800 t/an. Métaux ferreux : 2 450 t/an. Métaux non ferreux : 100 t/an
- Résidus de matériaux: Transport du mâchefer vers la décharge: 200 t/an, Résidus de FGT : 3 350 t/an
- concentrations moyennes dans les gaz propres (mesures continues) :
- Poussière : 1.7 mg/Nm³ // HCl: 6.8 mg/Nm³ // HF: 0.1 mg/Nm³ // SOx: 9.5 mg/Nm³ // COT: 1.9 mg/Nm³ // CO: 15.4 mg/Nm³ // NOx: 178 mg/Nm³
- concentrations dans les gaz propres (mesure périodique des substances listées dans la Directive 2000) :
- Cd : 0.0054 mg/Nm³ // Tl: 0.0128 mg/Nm³ // Cd+Tl: <0.019 mg/Nm³ // Hg: 0.0014 mg/Nm³ // Sb: 0.039 mg/Nm³ // As: 0.029 mg/Nm³ // Pb: 0.017 mg/Nm³ // Cr: 0.016 mg/Nm³ // Co:

0.005 mg/Nm³ // Cu: 0.056 mg/Nm³ // Mn: 0.01 mg/Nm³ // Ni: 0.139 mg/Nm³ // V: 0,009 mg/Nm³
 . • Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V: <0,28 mg/Nm³
 . • PCDD/F : 0.006 ngiteq/Nm³
 . • concentrations dans les gaz propres (substances listées dans la WID 2000) : NH₃:
 7,3 mg/Nm³
 . • concentrations dans les eaux usées propres (substances listées dans la WID 2000) :
 . • M.E.S.: 90 mg/l // Hg : <0.0001 mg/l // Cd: 0.012 mg/l // As: 0.003 mg/l // Pb:
 0,137 mg/l // Cr : 0.044 mg/l // Cu: 0,41 mg/l // Ni : 0.05 mg/l // Zn: 0,46 mg/l
 . • PCDD/F : <0.010 ngiteq/l.
 . • eaux usées propres (pas listée dans la WID 2000) : 5.5<pH<8.5

DONNÉES ÉCONOMIQUES

Coûts d'investissement : Usine 92 million de Francs français, connexion à l'usine de chauffage 24 MFF (hors TVA, valeur 1986 // En 2006, quand l'euro a remplacé les Franc français, EUR 1 = 6.55957 FRF) + conformité à la WID 2000 : EUR 6,3 million (hors TVA, valeur 2002)

10.3.4.8 Incinérateur à grille traitant des déchets solides urbains, IW et déchets cliniques avec la SNCR, FGT sec et génération d'électricité

INFORMATION GÉNÉRALE

L'usine appartient au Inter Arrondissement de Valorisation et d'Elimination des Déchets (Siaved) pour les Arrondissements de Denain et de Saint Amand. Les déchets traités sont des déchets solides urbains, ordures de triage, eaux usées industrielles et déchets cliniques reçus dans des conteneurs en métal.

Notable pour la co-combustion des déchets cliniques et la longue histoire de l'usine avec les modernisations successive, aucun résidu matériau.

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

. • technique de combustion : grilles à mouvement alternative inversé, 2 x 5,5 t/h
 . • Capacité nominale (permise) : 88 000 t/an
 . • PCI conception : nominal : 8375 kJ/kg; ordre : 4600 - 9 210 kJ/kg;
 . • apport thermique sur la grille: 2 x 12,8 MW
 . • chaudière à vapeur : 40 bars, 360 °C, verticale, 3 passes
 . • valorisation de l'énergie: électricité pour l'export et utilisation interne, vapeur pour utilisation interne uniquement.
 . • turbogénérateur: 6 MW
 . • système FGT (traitement des gaz brûlés) : SNCR + épurateurs secs + injection de carbone actif
 . • dépoussiérage par 1 ESP (1 champ) et 1 BHF Injection de carbone actif et injection de bicarb. avant le 2^{ème} dépoussiéreur (BHF). dé-NOx par SNCR (NH₃), 900 °C.
 . • effluents aqueux : pas d'eau usée du FGT Eaux usées industrielles internes évaporées dans le four, eau sanitaire évacuée vers le traitement urbain des eaux usées, eau de pluie rejetées vers la rivière.
 . • mâchefer: trempé, retrait de ferrailles ferreuses, recyclage pour la construction des routes
 . • valorisation de matériau: mâchefer: pour la construction des routes // Cendres

volantes et produits de réaction : recyclées par stockage souterrain // Métaux ferreux // Métaux non ferreux.

- démarrage (phases principales) : 1976 construction du four, 2000 carbone actif + bicarb. 2004 chaudière + SNCR
- complètement conforme à la WID 2000 depuis 10/2004

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

- année de référence (pour les données suivantes) conception/2004/2005 prévision
- Débit de déchets 88 000 t/an, 80 % déchets urbains, 15 % ordures de triage, 5 % déchets cliniques.
- PCI moyen: 8 370 kJ/kg
- heures de travail y compris les heures de chargement (disponibilité): 8000 h/an
- Consommation de réactifs Bicarb. : 28 kg/t, Ammoniaque NH₃: 3.1 kg/t, carbone activé: 0,5 kg/t // eau douce : 0.2 m³/t
- apport en énergie: essence
- Consommation d'électricité: 80 kWh/t
- électricité générée : 530 kWh/t
- Recyclage de matériau:
- mâchefer Ratio 24 %. Recyclé pour construction de routes
- cendres volante, produits de réaction Ratio : 28 kg/tw. recyclage par stockage souterrain
- des Métaux ferreux
- des métaux non ferreux
- Résidus de matériaux: aucun
- concentrations moyennes dans les gaz propres (mesures continues) :
- Poussière totale 3,27 mg/Nm³ // HCl: 4,16 mg/Nm³ // HF: 0,15 mg/Nm³ // SOx: 1.94 mg/Nm³ // COT : 1,10 mg/Nm³ // CO: 18,81 mg/Nm³ // NOx: 137.54 mg/Nm³ // NH₃: 30,28 mg/Nm³
- concentrations dans les gaz propres (mesure périodique des substances listées dans la WID 2000) :
- Cd : 0,0003 mg/Nm³ // Tl: <0.0128 mg/Nm³ // Hg : 0,0044 mg/Nm³ // Sb: 0.0013 mg/Nm³ // As : <0,0128 mg/Nm³ // Pb : 0.0264 mg/Nm³ // Cr : 0.0079 mg/Nm³ // Co : <0,0128 mg/Nm³ // Cu : 0.0025 mg/Nm³ // Mn : 0,0232 mg/Nm³ // Ni: <0,0130 mg/Nm³ // V : <0.0128 mg/Nm³ PCDD/F : 0.013 ngiteq/Nm³.
- Concentrations dans les gaz propres (mesure périodique des substances listées dans la WID 2000) : NH₃: 30,28 mg/Nm³

DONNÉES ÉCONOMIQUES

Coûts d'investissement: EUR 20 million (pour les chaudières et phases de modernisation SNCR)

10.3.4.9 Incinérateur à grille traitant des déchets solides urbains, résidus de triage des déchets et boues avec la SNCR, FGT sec et fourniture de chaleur au chauffage urbain et centrale électrique locale

INFORMATION GÉNÉRALE

L'usine appartient à la Sivom de Metz pour la ville de Metz et est exploitée par Haganis

Type de déchets : déchets solide urbains & déchets de triage + boues (65% par gravité dans les trémies de déchets).

DONNÉES DE CONCEPTION/CONSTRUCTION

- . • technique de combustion : Grilles réciproques, 2 x 8 t/h
- . • capacité : 90 000 t/an de déchets & 18 000 t/an de boue
- . • PCI conception : 9 210 kJ/kg
- . • conception d'apport thermique sur la grille: 2 x 20,5 MW
- . • chaudière à vapeur : 24 bar, 325 °C, horizontale, 3 passes verticales, 1 passe horizontale
- . • valorisation de l'énergie: Vapeur exportée vers le réseau de chauffage urbain et vers la centrale électrique de Metz
- . • système FGT (traitement des gaz brûlés) : Processus sec à injection de carbone actif
- . • dé-NOx par SNCR d'urée dans la première passe de la chaudière Épurateurs sec avec BHF dépolluissage par 2 BHF (filtre à manchon) dé-diox par injection de carbone actif
- . • effluents aqueux : Pas d'effluent aqueux du FGT. purge continue recyclée vers l'extracteur de mâchefer
- . • mâchefer: trempé, retrait de la ferraille ferreuse, retrait des métaux non ferreux (machine courant de Foucault) stocké pour vieillissement
- . • résidus solides de FGT: cendres volantes en décharge Gâteau de filtre en décharge séparément
- . • valorisation de matériau:
- . • Mâchefer pour la construction de route
- . • des métaux ferreux
- . • des métaux non ferreux
- . • sels de sodium résiduels recyclés
- . • démarrage de toute l'usine : 2001
- . • Complètement conforme à la WID 2000 (directive sur l'incinération des Déchets)

DONNÉES DE FONCTIONNEMENT

Réactifs : Bicarbonate de soude, carbone actif, urée liquide (32%).

10.4 Méthodologie de calcul de l'énergie et exemple de calcul

Les données de ce document ont été calculées et compilées par les membres du *sous groupe du TWG sur l'énergie (ESG)*. Cette annexe fournit la méthode de calcul qui fut développée et utilisée par certains des membres de ce sous groupe lors de la compilation des données présentées. Il faut noter qu'il existe diverses méthodes de calcul de l'efficacité énergétique, cependant on pense que fournir la méthode de calcul développée et utilisée par le sous groupe du TWG peut aider le lecteur à comprendre la base des chiffres dérivés par le travail du sous groupe sur l'énergie.

10.4.1 Explications générales des termes et limite du système de calcul de l'énergie

Dans l'optique du BREF, le calcul a été restreint au "site d'incinération" de déchets. Le diagramme ci-dessous résume les entrées et sorties du système utilisées par le BREF ESG :

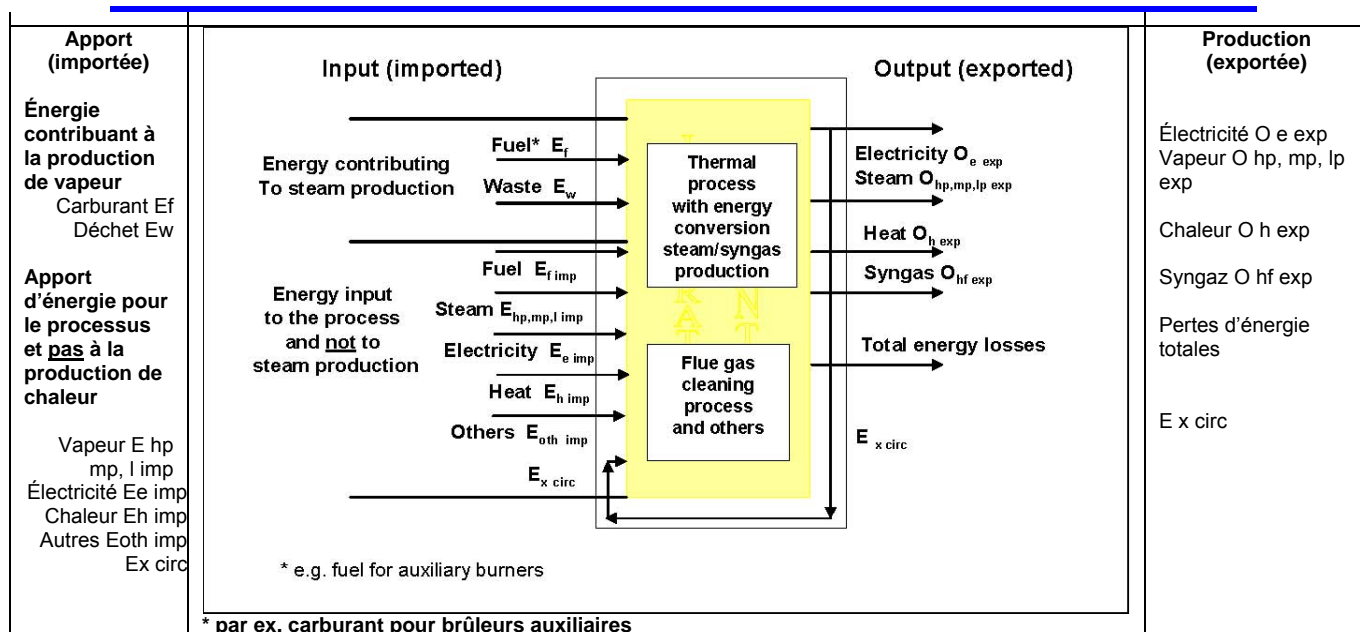


Figure 10.14: résumé des entrées et sorties du système d'énergie utilisé par BREF ESG

Les principaux flux d'énergie dans les incinérateurs de déchets peuvent être résumés comme suit :

a) Entrées d'énergie (importée)

- n'est inclus que l'énergie entrante qui est importée pour le processus d'incinération (voir aussi ci-dessous). Ceci comprendra, par exemple, l'énergie requise pour le fonctionnement d'une déchiqueteuse de déchets encombrants
 - énergie requise pour faire fonctionner, par exemple, une usine complète de CTD (qu'elle soit sur site ou non) est (dans l'optique de ce calcul) hors limites du système et ne devrait pas être inclus dans le calcul (cependant, il faut noter que ceci peut être très important si on tente de calculer une durée de vie plus grande)
 - ne comprend pas l'énergie requise pour la collecte de déchets, transport et prétraitement externe nécessaires pour le processus d'incinération
- tout autre énergie importée vers le site est incluse comme un apport par exemple l'électricité, le gaz naturel pour le réchauffage des gaz brûlés et/ou fuel pour les brûleurs auxiliaires, tant qu'ils sont partiellement ou complètement utilisés pour couvrir le besoin en énergie pour le processus d'incinération.

b) énergie de conversion

C'est l'énergie provenant des déchets/carburants qui est convertie dans l'incinérateur sous une autre forme (par ex. la vapeur ou le syngaz) pour exportation ou circulation.

c) productions d'énergie (exportée)

- n'est inclus que la quantité réelle d'énergie exportée (c.-à-d. la production brute moins l'énergie circulée et consommée comme pertes pour réaliser le processus en lui-même)
 - l'utilisation d'énergie auxiliaire sur site telle que l'éclairage et le chauffage pour les bureaux devrait seulement être pris en compte dans le calcul d'efficacité si ces chiffres sont

disponibles et si un équilibre très précis est voulu. Autrement cette influence est considérée comme faible et peut être négligée

• là où l'énergie est utilisée sur site pour un autre processus (par ex. séchage des boues d'épuration ou pour faire fonctionner un chauffage urbain) ceci est pris en compte comme une production (exporté).

d) Énergie circulée comme pertes d'énergie (pour explication voir la figure ci-dessus)

C'est l'énergie qui est générée par le processus (par ex. vapeur/chaleur/électricité) qui est ensuite utilisée dans le processus même. Cette énergie n'est pas considérée comme une entrée du système car elle n'a pas été importée hors des limites du système. Cependant, une telle circulation est considérée comme importante (si elle est fournie comme pertes d'énergie) et devrait être identifiée (car elles se substituent à l'énergie importée) et devrait par conséquent être incluses dans la check-list.

10.4.2 Exemple de calcul de PCI utilisé par le sous groupe sur l'énergie

Les données requises pour le calcul sont généralement disponibles dans l'usine d'incinération et sont soit mesurées soit calculées à partir des chiffres de dimensionnement tels que les paramètres de la vapeur.

Méthode de calcul du PCI de déchets incinérés mono et mélangés

$$c = (1.133 \times (m_{st\ w}/m) \times c_{st\ x} + 0.008 \times T_b) / 1.085 \text{ (GJ/tonne)}$$

c = valeur calorifique (PCI) plus faible (nette) de déchets incinérés avec $m_{st\ w} / m \geq 1$ (GJ/tonne)

$$m_{st\ w} = m_{st\ x} - (m_f \times (c_f / c_{st\ x}) \times \eta_b)$$

$m_{st\ w}$ = quantité de vapeur produite à partir des déchets dans la période de temps correspondante à $m_{st\ x}$ par exemple par an (tonne/an)

$m_{st\ x}$ = quantité totale de vapeur produite dans une période de temps définie par ex. par an (tonne/an)

m_f = quantité de fuel avec production de vapeur (voir E_f dans la check-list) dans la période de temps correspondante à $m_{st\ x}$ par ex. par an (tonne/an)

m = quantité de déchets incinérés (voir E_w dans la check-list) dans une période de temps définie à $m_{st\ x}$ par ex par an (tonne/an)

$c_{st\ x}$ = nette enthalpie de vapeur (enthalpie de vapeur moins enthalpie d'eau de chaudière) (GJ/tonne) voir par ex. Tableau de Vapeur VDI en constante générale pour chaque usine simple.

c_f = valeur calorifique nette de carburant avec production de vapeur voir en tableau 1 (GJ/tonne)

T_b = température des gaz brûlés après la chaudière (à 4 – 12 % d'O₂ dans les gaz brûlés) (°C)

0,008 = teneur en énergie spécifique dans les gaz brûlés (GJ/tonne x °C).

1.133 et 1.085 = chiffres constants par équation de régression

η_b = efficacité d'échange de chaleur (approché de 0.80)

Référence

L'équation de base pour le calcul du PCI est prise de:

“Technologie de l'Incinération des Déchets en Théorie et en Pratique (Verbrennungstechnik von Abfällen in Theorie und Praxis)”, 1995 ed. par Reimann, D.O.; Hämmerli, H.; et VDI “Tableaux de Vapeur”, 1968 ed. par Schmidt, E.

Exemple de calcul de PCI pour un déchet solide urbain moyen :

paramètres de vapeur 40 bars, 400 °C $C_{st\ hp} = 3.217$ GJ/tonne

eau de chaudière 3,2 bar, 135°C $C_{st\ bw} = 0.565$ GJ/tonne

(constant pour cette usine W-t-E) $C_{st\ x} = 2.652$ GJ/tonne

$m_{st\ hp} = 404623$ (tonne of vapeur haute pression) = 95.875 (tonne de carburant) (huile légère)
 $C_f = 42.73$ GJ/tonne

η_b = efficacité d'échange de chaleur (approché de 0.80)

$m_{st\ w} = m_{st\ hp} - (m_{st\ hp} \times (C_f / C_{st\ x}) \times 0.80)$
 $= 404623 - (95.875 \text{ (tonne)} \times (42.73 / 2.652) \times 0.80) = 404623 - 1236 = 403387$ (tonne) $m = 126692$ tonne de déchets solides urbains mélangés (MSW) $T_b = 220$ °C (at 6 – 11 % O₂ dans les gaz brûlés) $C = (1.133 \times (m_{st\ w} / m \times C_{st\ x}) + 0.008 \times T_b) / 1.085$ $C = (1.133 \times (403387 / 126692) \times 2.652) + 0.008 \times 220) / 1.085 = (9.567 + 1.760) / 1.085$

PCI = C = 10440 GJ/ tonne = 2900 MWh/tonne comme déchets solides urbains mélangés moyen

10.4.3 Données fonctionnelles de base pour trois exemples de calcul d'énergie

Les données et chiffres annuels de fonctionnement de base peuvent être collectés en utilisant la check-list ci-dessous.

La check-list présentée comprend les données pour l'exemple de production de PCCE Et exportation. Au lieu de générer une liste individuelle pour les données de fonctionnement de bases d'une usine, l'utilisation d'une check-list standard fournira une plus grande justesse et réduira le risque d'oubli de données à prendre en compte pour la méthode de calcul de l'énergie.

Questionnaire/check-list Période de prise en compte **exemple de calcul**

Nom de l'usine : **Usine W-t-E avec production de PCCE**

étendue de l'équilibre d'énergie : Usine W-t-E uniquement

INFORMATION À FOURNIR POUR LE CALCUL DE L'ÉNERGIE COMME BASE DES EFFICACITÉS D'UNE USINE ET RÉSULTATS D'EFFICACITÉ LES CHAMPS JAUNES DOIVENT ÊTRE REMPLIS AVEC LES DONNÉES PERTINENTES POUR L'USINE AUSSI EXACTES QUE POSSIBLE

Données de base

Nom de l'usine

Nom de la société

Adresse

Personne à contacter

Exemple de calcul de recyclage de production combinée de chaleur et d'énergie conformément au BREF (2. version) chapitre 3.5.4.3

Téléphone:

Fax:

e-mail:

Entrée d'énergie à partir des déchets Ew

Quantité de toute sorte des déchets incinérés, indépendamment du type et de la composition **desquels**, déchets pour le recyclage énergétique sont inclus

quantité totale de déchets incinérés

126692 [Mg](t)

Ew

0 [Mg](t)

Énergie importée avec production de vapeur/chaaleur E f

quantité (uniquement une

colonne à remplir)

énergie importée contribuant à la production de vapeur/chaaleur , par ex. pour les brûleurs auxiliaires, démarrage et arrêts proportionnellement ¹ , etc.	gaz naturel		NVC [GJ/10 ³ Nm ³]	0,0 [MWh]	0,000 [1000 Nm ³]	Ef
	gaz de digestion		NVC [GJ/10 ³ Nm ³]	0,0 [MWh]	0,000 [1000 Nm ³]	Ef
	fuel léger	42,730	Hu [GJ/Mg]	0,0 [m ³]	95,9 [Mg](t)	Ef
	fuel lourd		NVC [GJ/Mg]	0,0 [m ³]	0,0 [Mg](t)	Ef
	autres fuels		NVC [GJ/Mg]	0,0 [m ³]	0,0 [Mg](t)	Ef
	Lignite, Torf		NVC [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	Ef
	charbon anthraciteux		NVC [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	Ef
	Coke		NVC [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	Ef
	Bois		NVC [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	Ef
	CTD/SRF		NVC [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	Ef
	Autres		NVC [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	Ef
	Eau chaude vers le chauffage urbain		NVC [GJ/Mg]		0 [MWhh]	Ef

¹ Si ceci ne peut pas être déterminé exactement, 50% avec et 50% sans génération de vapeur peut être suppose dans le cas d'utilisation mineur de carburant auxiliaire et 70% avec et 30% sans production de vapeur dans le cas l'utilisation accrue de carburant auxiliaire

énergie importée sans production de vapeur/énergie E_{x imp}

quantité (remplir uniquement une colonne)

énergie importée ne contribuant pas à la production de vapeur/chaaleur , par ex. pour le traitement des gaz brûlés, démarrage et arrêt proportionnellement ¹ , etc.	gaz naturel		NVC [GJ/10 ³ Nm ³]	0,0 [MWh]	[1000 Nm ³]	Ef imp
	gaz de digestion		NVC [GJ/10 ³ Nm ³]	0,0 [MWh]	[1000 Nm ³]	Ef imp
	Méthane		NVC [GJ/Mg]	0,0 [MWh]	[1000 Nm ³]	Ef imp
	fuel léger	42 730	Hu [GJ/Mg]	0,0 [m ³]	95,9 [Mg](t)	Ef imp
	fuel lourd		NVC [GJ/Mg]	0,0 [m ³]	0,000 [Mg]	Ef imp
	Gazole, autres fuels			0,0 [m ³]	0,000 [Mg]	Ef imp
	Électricité				180,0 [MWhe]	Ef imp
	Eau chaude vers le chauffage urbain				0,000 [MWhh]	Ef imp
	quantité de vapeur				0,000 [Mg](t)	Est hp,mp,lp imp
	Vapeur hp, mp, lp		paramètres de vapeur [bar], [°C] eau de chaudière/condensât [°C]			
	quantité de vapeur				0,000 [Mg](t)	Est hp,mp,lp imp
	Vapeur hp, mp, lp		paramètres de vapeur [bar], [°C] eau de chaudière/condensât [°C]			
	Alternative: Vapeur en MWh _i /a				0 [MWhh]	Est hp,mp,lp imp

Autres		NVC [GJ/Mg]	0,000 [Mg](t)	Eother imp
--------	--	-------------	---------------	------------

Tableau 10.97: Check-list de données de calcul d'efficacité d'énergie

Énergie circulée x circ		Énergie totale Ex circ * quantité		Demande et pertes de l' Ex circ**	
énergie importée ne contribuant pas à la production de vapeur/chaleur, par ex. pour le traitement des gaz brûlés, démarrage et arrêt proportionnellement ¹ , etc.	Électricité		17520,0 [MWhe]	17520,0 [MWhe]	E _e circ
	Vapeur hp, mp, lp	quantité de vapeur ²	32458 [Mg](t)	32458 [Mg](t)	E _{st} hp,mp,lp imp
		paramètres de vapeur	[bar],	40 bar, 400 °C	
		eau de chaudière/condensât	[°C]	135 °C	
	Vapeur hp, mp, lp	Quantité de vapeur ³	6800 [Mg](t)	6800 [Mg](t)	E _{st} hp,mp,lp imp
		paramètres de vapeur	[bar], [°C]	40 bar, 400 °C	
		eau de chaudière/condensât	[°C]	0 °C	
	Vapeur hp, mp, lp	quantité de vapeur ⁴	0 [Mg](t)	0 [Mg](t)	E _{st} hp,mp,lp imp
		paramètres de vapeur	[bar], [°C]		
		eau de chaudière/condensât	[°C]		
Alternative: Vapeur en MWh _p /a		0 [MW _h h]	0 [MW _h h]	E _{st} hp,mp,lp imp	
Eau chaude, chaleur urbaine ⁵		3760 [MW _h h]	3760 [MW _h h]	E _h circ	
Autres		NVC [GJ/Mg]	0,000 [Mg](t)	E _{other} imp	

* L'énergie totale circulée devrait être remplie dans cette colonne (Ex circ total)

** Uniquement la partie de l'énergie totale circulée de *, qui est utilisée pour couvrir les pertes/demande totales du processus. Ces pertes peuvent atteindre un maximum Ex circulée mais sont en général bien plus faibles. Pour un auto contrôle, les informations en ²⁻⁶ sont nécessaires.

2-6 pour trouver non seulement la consommation mais aussi les pertes réelles du processus, il est nécessaire de distinguer entre énergie auto produite qui est circulée et seulement utilisée afin de couvrir les pertes en énergie par ex. chauffer les gaz avant la cheminée ou le système SCR sans influencer la production de vapeur/chaleur et l'énergie utilisée à des fins variées pour couvrir les pertes en énergie plus influencer/augmenter la production de vapeur/chaleur par la circulation de cette énergie par ex. pour chauffer l'air de combustion dans la chambre de combustion ou l'eau de chaudière/condensât ainsi qu'une partie pour le nettoyage de la chaudière avec de la vapeur. Pour prendre ce fait en compte, l'utilisation de l'énergie circulée devrait être décrite dans les lignes suivantes # **2-6** n une courte version et sa distribution en quantité de la consommation totale correspondante, par ex. pour chauffer les gaz brûlés ou chauffer l'eau de la chaudière, pour éviter toute mauvaise interprétation.

Courte explication de l'énergie consommée circulée et la quantité de sa quantité totale correspondante :

² Consommation pour le chauffage des gaz brûlés avant SCR = 32458 Mg/a

³ Vapeur HP pour nettoyage de la suie : 10% de 68000 Mg/a = 6800 Mg/a

⁴

⁵ Chauffage des bâtiments de l'usine = 3760 MW_hh

⁶

S'il arrive qu'il soit fait une utilisation multiple de l'énergie circulée, par ex. dans plus d'une étape, merci de l'indiquer aussi.

Énergie exportée O x exp		quantité	31730,0 [MWhe]	O _e exp
Énergie	Électricité			

exportée	Vapeur _{hp, mp, lp}	qualité de la vapeur		0,000 [Mg](t)	O _{st hp, mp, lp exp}
		Paramètres de vapeur [bar], [°C]			
		eau de chaudière/condensât [°C]			
	Vapeur _{hp, mp, lp}	qualité de la vapeur		0,000 [Mg](t)	O _{st hp, mp, lp exp}
		Paramètres de vapeur [bar], [°C]			
		eau de chaudière/condensât [°C]			
	Vapeur _{hp, mp, lp}	qualité de la vapeur		0,000 [Mg](t)	O _{st hp, mp, lp exp}
		Paramètres de vapeur [bar], [°C]			
		eau de chaudière/condensât [°C]			
	Vapeur _{hp, mp, lp}	qualité de la vapeur		0,000 [Mg](t)	O _{st hp, mp, lp exp}
		Paramètres de vapeur [°C]			
		eau de chaudière/condensât [°C]			
	Chaleur	Qualité de l'eau chaude		0,000 [Mg](t)	O _{h exp}
	Alternative: eau chaude, chaleur urbaine en MWh _h	Effluent d'eau chaude [°C]			
		retour d'eau chaude [°C]			
Alternative: Vapeur en MWh _h /a				0 [MW _{hh}]	
Eau chaude vers le chauffage urbain			0,000 [MW _{hh}]	137 375,000 [MW _{hh}]	O _{h exp}
Autres			NVC [GJ/Mg]	0,000 [Mg](t)	O _{other exp}

Tableau 10.98: Check-list 2 de données de calcul d'efficacité d'énergie

Production thermique/valeur calorifique/teneur en O₂

Production thermique totale de toute l'usine	54,0 [MW]
Valeur calorifique net moyenne (PCI) des déchets, estimée par l'exploitant	pas d'info
Valeur calorifique net moyenne (PCI) des déchets, calculée par l'exploitant	10,440 [GJ/Mg]
Valeur calorifique nette moyenne (PCI) des déchets acc. par la formule du BREF/MTD	10,439 [GJ/Mg]
Efficacité de la chaudière	83,0 [%]
Teneur en O ₂ des gaz bruts (après chaudière) secs	8,0 [%]
teneur en O ₂ après cheminée des gaz brûlés secs	8,5 [%]

Production de vapeur/eau chaude:

vapeur/eau chaude produites par la chaudière où de la vapeur/chaleur utilisable est produite lors du processus complet d'incinération, par ex. par les pompes à chaleur SCR avec recyclage de chaleur, éco. supplémentaire	Vapeur hp, mp, lp après chaudière	quantité de vapeur	404623 [Mg](t)
		Paramètres de vapeur [bar], [°C]	40 bar, 400 °C
		retour de condensât [°C]	135°C
	Vapeur hp, mp, lp, ailleurs	quantité de vapeur	0,000 [Mg](t)
		Paramètres de vapeur [bar], [°C]	
		retour de condensât [°C]	
	vapeur	Alternative: Vapeur produite en MWh _h /a	0 [MW _{hh}]
	Eau chaude après chaudière	Qualité de l'eau chaude	0,000 [Mg](t)
		Effluent d'eau chaude [°C]	
		retour d'eau chaude [°C]	
	Eau chaude ailleurs	Qualité de l'eau chaude	0,000 [Mg](t)
		Effluent d'eau chaude [°C]	
		retour d'eau chaude [°C]	
	Eau chaude vers le chauffage urbain		0,000 [MW _{hh}]

dans le traitement thermique de l'eau		
---------------------------------------	--	--

Gaz brûlés/Gaz propres

Température des gaz brûlés après chaudière (correspondant au point des données précédentes pour la production de vapeur et d'eau chaude)		220 [°C]
Flux de volume des gaz propres (en conditions normales, sec)	3 lignes	96603 [Nm³/h]
Flux de volume de gaz propres comme total annuel de toute l'usine (en conditions normales, sec)	3 lignes	655000000 [Nm³/a]
Température des gaz brûlés après la cheminée		120 [°C]

Tableau 10.99: Check-list 3 de données de calcul d'efficacité d'énergie

10.4.4 Formules de calcul de l'énergie avec des données opérationnelles

Bases pour trois exemples de calcul de l'énergie

Les chiffres opérationnels annuels de base et les données sont la base pour le calcul de résultats spécifiques énergétiques et efficacité en pourcentage.

Afin de regrouper les données sur la consommation/production/export de différentes sources d'énergie, on a fait référence à GJ. Cependant, plus couramment l'énergie électrique est rapportée en MWh_e, et la vapeur et l'eau chaude en MWh_{h/st}, par conséquent les exemples sont calculés avec cette unité.

Pour permettre la comparaison entre les différentes usines d'incinération de manière aisée et fiable, des formules simples sont adoptées, toutes basées sur des équilibres annuelles. Des facteurs d'équivalence internationaux ont été considérés pour les conversions d'énergie pour obtenir des équilibres énergétiques.

Méthode 1: Énergie spécifique nette annuelle (par tonne de déchets traits) nécessaire pour l'installation et recyclée par l'installation, exprimée par des chiffres absolus et équivalents (N), en corrélation à la quantité de déchets incinérés (période d'étude un an).

La valeur spécifique pour la quantité d'énergie produite, exportée ou requise par tonne de déchets entrants est obtenue en divisant simplement les données annuelles par le débit de déchets. Le résultat fournit des informations spécifiques pour l'usine considérée car le PCI de déchets n'est pas pris en compte.

Cette technique utilise des totaux annuels pour calculer des chiffres séparé pour :

- la demande en énergie spécifique totale de toute l'usine par tonne de déchets entrants Nop sp
- production/export d'énergie électrique spécifique totale par tonne de déchets entrant Ne sp prod/exp
- production/export de vapeur et de chaleur spécifique totale par tonne de déchets entrant Nh/st sp

- production/export de chaleur/vapeur et d'énergie électrique spécifique totale de l'usine entière
- par tonne de déchet entrants $N_{e+h/st\ sp\ prod/exp}$

Méthode 2: Pourcentage produit (η)

Cette méthode calcule le pourcentage global d'énergie requise et recyclé par l'installation par rapport à la vapeur produisant des entrées d'énergie, ainsi que d'autres entrées d'énergie (par ex. carburants de soutien) c.-à-d. par rapport à l'apport en énergie totale dans l'usine.

Comme la teneur en énergie de l'apport en déchets est incluse, un avantage de cette méthode est qu'il est possible de comparer les usines d'incinération entre elles, indépendamment du type de déchets. Cette méthode de calcul est très étendue et les résultats sont généralement bien compris. Si le PCI des déchets n'est pas connu, il peut être obtenu de la connaissance de la vapeur produite.

Dans cette méthode, les valeurs séparées d'efficacité sont calculées pour la production/consommation d'électricité et de chaleur en utilisant des chiffres absolus ainsi que des équivalents d'énergie. Ces chiffres peuvent être ajoutés entre eux pour donner un chiffre total d'efficacité.

Cette technique utilise des totaux annuels de toute l'usine pour calculer des chiffres séparés pour :

- le pourcentage de la demande en énergie de toute l'usine par rapport à l'énergie entrante totale $\eta_{op\ sp}$
- le pourcentage de production/export d'énergie électrique par rapport à l'énergie entrante totale $\eta_{e\ sp\ prod/exp}$
- le pourcentage de production/export de chaleur et vapeur par rapport à l'énergie entrante totale $\eta_{h/st\ sp\ prod/exp}$
- le pourcentage d'énergie électrique et production de chaleur/vapeur par rapport à l'énergie totale entrante $\eta_{e+h/st\ sp\ prod/exp}$

Les équations de bases sont :

a) en chiffres absolus

Dans ce cas, toutes les données même pour l'électricité et la chaleur doivent être comptées pas comme des équivalents mais comme des chiffres mesurés, par ex. MWh_e et MWh_h ou en GJ_e et GJ_h tous les autres avec leur teneur en énergie.

b) en chiffres équivalents

Ici toutes les données pour l'électricité et la chaleur doivent être comptées comme des équivalents, par ex. $MWh_{e\ equ}$ et $MWh_{h\ equ}$ toutes les autres avec leur teneur en énergie

Demande spécifique en énergie de toute l'usine en corrélation avec la quantité de déchets incinérée :

$$N_{op\ sp} = (E_f + E_{x\ imp} + E_{x\ circ}) / m$$

a) comme $MWh_{op\ abs}/t$ (de déchets) ou $GJ_{op\ abs}/t$ (de déchets) b) comme $MWh_{op\ equ}/t$ (de déchets) ou $GJ_{op\ equ}/t$ (de déchets)

Exemples de demande spécifique en énergie en rapport avec les données de bases du tableau 1 en section 3 et

chapitre 3.5.5 du BREF

a) usine avec seulement de la production d'électricité (absolu) $N_{op\ sp} = (1138 + 1318 + 51269)/126692$			
			= 0.424 MWh abs/t
b) usine avec seulement de la production d'électricité (équivalent) $N_{op\ sp} = (1138 + 1612 + 80226)/126692$			= 0.655 MWh equ/t
a) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (absolu) $N_{op\ sp} = (1138 + 18838 + 33749)/126692$		= 0.424	MWh abs/t
b) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (équivalent) $N_{op\ sp} = (1138 + 47717 + 34121)/126692$		= 0.655	MWh equ/t

a) usine avec PCCE (absolu) $N_{op\ sp} = (1138 + 1318 + 51269)/126692 = 0.424$ MWh abs/t
 b) usine avec PCCE (équivalent) $N_{op\ sp} = (1138 + 1612 + 80226)/126692 = 0.655$ MWh equ/t

Pourcentage de la demande en énergie spécifique totale de toute l'usine en corrélation avec l'énergie entrante totale

$$\eta_{op\ abs} = ((E_f + E_{x\ imp} + E_{x\ circ})/(E_f + E_{x\ imp} + E_w)) \times 100 \{ \% \}$$

Exemples de pourcentages de demande en énergie en connexion avec les données de bases du tableau 1 en section 3.

a) usine avec seulement de la production d'électricité (absolu) $\eta_{op\ abs} = ((1138 + 1318 + 51269)/(1138 + 1318 + 367406)) \times 100 = 14.5 \{ \% \}$

b) usine avec seulement de la production d'électricité (équivalent) $\eta_{op\ equ} = ((1138 + 1612 + 80226)/(1138 + 1612 + 367406)) \times 100 = 22.4 \{ \% \}$

a) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (absolu) $\eta_{op\ abs} = ((1138 + 18838 + 33749)/(1138 + 1318 + 367406)) \times 100 = 13.9 \{ \% \}$

b) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (équivalent) $\eta_{op\ equ} = ((1138 + 47717 + 34121)/(1138 + 1612 + 367406)) \times 100 = 19.9 \{ \% \}$

a) usine avec PCCE (absolu) $\eta_{op\ abs} = ((1138 + 1318 + 51269)/(1138 + 1318 + 367406)) \times 100 = 14.5 \{ \% \}$

b) usine avec PCCE (équivalent) $\eta_{op\ equ} = ((1138 + 1612 + 80226)/(1138 + 1612 + 367406)) \times 100 = 22.4 \{ \% \}$

électricité spécifique totale produite en corrélation avec la quantité de déchets incinérés :

$$N_{e\ sp\ prod} = (O_{e\ exp} + E_{e\ circ})/m$$

électricité spécifique totale exportée en corrélation avec la quantité de déchets incinérés :

$$N_{e\ sp\ exp} = (O_{e\ exp})/m$$

a) comme $MWh_{op\ abs}/t$ (de déchets) ou $GJ_{op\ abs}/t$ (de déchets)

b) comme $MWh_{op\ equ}/t$ (de déchets) ou $GJ_{op\ equ}/t$ (de déchets)

Exemples d'électricité spécifique produite et exportée:

a) usine avec seulement de la production d'électricité (absolu) $N_{e\ sp\ prod} = (17520 + 50800)/126692 = 0.539$ MWh_e abs/t $N_{e\ exp} = (50800)/126692 = 0.401$ MWh_e abs/t

b) usine avec seulement de la production d'électricité (équivalent) $N_{e\ sp\ prod} = ((17520 + 50800) \times 2.6316)/126692 = 1.419$ MWh_e equ/t $N_{e\ exp}$

Annexes

$$= (50800 * 2.6316) / 126692 = 1.055 \text{ MWh}_{\text{e}} \text{ eq} / \text{t}$$

a) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (absolu) $N_{\text{e sp prod}} = (0) / 126692 = 0.0 \text{ MWh}_{\text{e}} \text{ abs} / \text{t}$ $N_{\text{e exp}} = (0) / 126692 = 0.0 \text{ MWh}_{\text{e}} \text{ abs} / \text{t}$

b) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (équivalent) $N_{\text{e sp prod}} = (0) / 126692 = 0.0 \text{ MWh}_{\text{e}} \text{ eq} / \text{t}$

$$N_{\text{e exp}} = (0) / 126692 = 0.0 \text{ MWh}_{\text{e}} \text{ eq} / \text{t}$$

a) usine avec	(absolu)	$N_{\text{e sp prod}} = (17520 + 31730) / 126692$	$= 0.389 \text{ MWh}_{\text{e}} \text{ abs} / \text{t}$
) PCCE		$N_{\text{e exp}} = (31730) / 126692$	$= 0.389 \text{ MWh}_{\text{e}} \text{ abs} / \text{t}$

b) usine avec	(équivalent)	$N_{\text{e sp prod}} = ((17520 + 31730) * 2.6316) / 126692$	$= 1.023 \text{ MWh}_{\text{e}} \text{ eq} / \text{t}$
PCCE			

$$N_{\text{e exp}} = (31730 * 2.6316) / 126692 = 0.659 \text{ MWh}_{\text{e}} \text{ eq} / \text{t}$$

Pourcentage d'électricité totale produite et exportée en corrélation avec l'énergie totale entrante :

$$\eta_{\text{e abs}} = ((O_{\text{e}} + E_{\text{e circ}}) / (E_{\text{f}} + E_{\text{x imp}} + E_{\text{w}})) \times 100 \{ \%$$

Exemples de pourcentages d'électricité produite et exportée:

a) usine avec seulement de la production d'électricité (absolu) $\eta_{\text{e abs prod}} = (17520 + 50800) / (1138 + 1318 + 367406) * 100$	$\eta_{\text{e abs exp}} = (50800) / (1138 + 1318 + 367406) * 100$	$= 18.5 \{ \%$	$= 13.7 \{ \%$
---	--	----------------	----------------

b) usine avec seulement de la production d'électricité (équivalent) $\eta_{\text{e equ prod}} = ((17520 + 50800) * 2.6316) / (1138 + 1612 + 367406) * 100$	$\eta_{\text{e equ exp}} = (50800 * 2.6316) / (1138 + 1612 + 367406) * 100$	$= 48.6 \{ \%$	$= 36.1 \{ \%$
--	---	----------------	----------------

a) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (absolu) $\eta_{\text{e abs prod}} = (0) / (1138 + 1318 + 367406) * 100$	$\eta_{\text{e abs exp}} = (0) / (1138 + 1318 + 367406) * 100$	$= 0 \{ \%$	$= 0 \{ \%$
---	--	-------------	-------------

a) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (équivalent) $\eta_{\text{e equ prod}} = (0) / (1138 + 1612 + 367406) * 100$	$\eta_{\text{e equ exp}} = (0) / (1138 + 1612 + 367406) * 100$	$= 0 \{ \%$	$= 0 \{ \%$
---	--	-------------	-------------

a) usine avec PCCE (absolu)	$\eta_{\text{e abs prod}} = (17520 + 31730) / (1138 + 1318 + 367406) * 100$	$\eta_{\text{e abs exp}} = (31730) / (1138 + 1318 + 367406) * 100$	$= 13.3 \{ \%$	$= 8.8 \{ \%$
-----------------------------	---	--	----------------	---------------

b) usine avec PCCE (équivalent)	$\eta_{\text{e equ prod}} = ((17520 + 31730) * 2.6316) / (1138 + 1612 + 367406) * 100$	$\eta_{\text{e equ exp}} = (31730 * 2.6316) / (1138 + 1612 + 367406) * 100$	$= 35.0 \{ \%$	$= 22.6 \{ \%$
---------------------------------	--	---	----------------	----------------

Chaleur/vapeur spécifique totale produite en corrélation avec la quantité de déchets incinérés :

$$N_{\text{h/st sp prod}} = (O_{\text{h/st exp}} + E_{\text{h/st circ}}) / m$$

Chaleur/vapeur spécifique totale exportée en corrélation avec la quantité de déchets incinérés :

$$N_{\text{h/st sp exp}} = (O_{\text{h/st exp}}) / m$$

a) comme $\text{MWh}_{\text{op abs}} / \text{t}$ (de déchets) ou $\text{GJ}_{\text{op abs}} / \text{t}$ (de déchets)

b) comme $\text{MWh}_{\text{op equ}} / \text{t}$ (de déchets) ou $\text{GJ}_{\text{op equ}} / \text{t}$ (de déchets)

Exemples de chaleur/vapeur spécifique produite et exportée:

a) usine avec seulement de la production d'électricité (absolu) $N_{\text{h/st sp prod}} = (33749 + 0) / 126692 = 0.266 \text{ MWhh} / \text{st abs} / \text{t}$	$N_{\text{h/st exp}} = (0) / 126692 = 0.0 \text{ MWhh} / \text{st abs} / \text{t}$
--	--

b) usine avec seulement de la production d'électricité (équivalent) $N_{\text{h/st sp prod}} = (34121 + 0) / 126692 = 0.269 \text{ MWhh} / \text{st equ} / \text{t}$	$N_{\text{h/st exp}} = (0) / 126692 = 0.0 \text{ MWhh} / \text{st equ} / \text{t}$
--	--

MWhh/st equ /t

a) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (absolu) Nh/st sp prod = (33749+242443)/ 126692 =2.180 MWhh/st abs/t Nh/st exp = (242443)/ 126692 =1.914 MWhh/st abs/t
 b) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (équivalent) Nh/st sp prod = (34121+242443)/ 126692 =2.183 MWhh/st equ /t Nh/st exp = (242443)/ 126692 =1.914 MWhh/st equ /t

a) usine avec PCCE (absolu) Nh/st sp prod = (33749+137375)/ 126692 =1.351 MWhh/st abs/t Nh/st exp = (137375)/ 126692 =1.084 MWhh/st abs/t
 b) usine avec PCCE (équivalent) Nh/st sp prod = (34121+150961)/ 126692 =1.461 MWhh/st equ /t Nh/st exp = (150961)/ 126692 =1.192 MWhh/st equ /t

Pourcentage de chaleur/vapeur totale produite et exportée en corrélation avec l'énergie totale entrante :

$$\eta_{h/st\ abs} = ((O_{h/st} + E_{h/st\ circ}) / (E_f + E_{x\ imp} + E_w)) \times 100 \{ \%$$

Exemples de pourcentages de chaleur/vapeur produite et exportée:

a) usine avec seulement de la production d'électricité (absolu) $\eta_{h/st\ abs\ prod} = (33749+0) / (1138+ 1318+367406) \times 100 = 18.5 \{ \%$ $\eta_{h/st\ abs\ exp} = (0) / (1138+ 1318+367406) \times 100 = 13.7 \{ \%$

b) usine avec seulement de la production d'électricité (équivalent) $\eta_{h/st\ equ\ prod} = (34121+0) / (1138+ 1612+367406) \times 100 = 48.6 \{ \%$ $\eta_{h/st\ equ\ exp} = (0) / (1138+ 1612+367406) \times 100 = 36.1 \{ \%$

a) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (absolu) $\eta_{h/st\ abs\ prod} = (33749+242443) / (1138+ 1318+367406) \times 100 = 71.3 \{ \%$ $\eta_{h/st\ abs\ exp} = (242443) / (1138+ 1318+367406) \times 100 = 62.6 \{ \%$

b) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (équivalent) $\eta_{h/st\ equ\ prod} = (34121+242443) / (1138+ 1612+367406) \times 100 = 66.4 \{ \%$ $\eta_{h/st\ equ\ exp} = (242443) / (1138+ 1612+367406) \times 100 = 58.2 \{ \%$

a) usine avec PCCE (absolu) $\eta_{h/st\ abs\ prod} = (33749+137375) / (1138+ 1318+367406) \times 100 = 9.1 \{ \%$ $\eta_{h/st\ abs\ exp} = (137375) / (1138+ 1318+367406) \times 100 = 0.0 \{ \%$

b) usine avec PCCE (équivalent) $\eta_{h/st\ equ\ prod} = (34121+150961) / (1138+ 1612+367406) \times 100 = 9.2 \{ \%$ $\eta_{h/st\ equ\ exp} = (150961) / (1138+ 1612+367406) \times 100 = 0.0 \{ \%$

électricité et chaleur/vapeur spécifiques totales produites en corrélation avec la quantité de déchets incinérés :

$$N_{e+h/st\ sp\ prod} = N_{e\ sp\ prod} + N_{h/st\ sp\ prod}$$

électricité et chaleur/vapeur spécifiques totales exportées en corrélation avec la quantité de déchets incinérés :

$$N_{e+h/st\ sp\ exp} = N_{e\ sp\ exp} + N_{h/st\ sp\ exp}$$

a) comme MWh_{op} abs/t (de déchets) ou GJ_{op} abs/t (de déchets)

b) comme MWh_{op} equ/t (de déchets) ou GJ_{op} equ/t (de déchets)

Exemples de chaleur/vapeur spécifique produite et exportée:

a) usine avec seulement de la production d'électricité (absolu) $N_{e+h/st\ sp\ prod} = 0.539 + 0.266 N_{e+h/st\ sp\ exp} = 0.401 + 0$

b) usine avec seulement de la production d'électricité (équivalent) $N_{e+h/st\ sp\ prod} = 1.419 + 0.269 N_{e+h/st\ sp\ exp} = 1.055 + 0$

a) usine avec seulement de la production chaleur/vapeur (absolu) $N_{e+h/st\ sp\ prod} = 0 + 2.180 N_{e+h/st\ sp\ exp} = 0 + 1.914$

b) usine avec seulement de la production chaleur/vapeur (équivalente) $N_{e+h/st\ sp\ prod} = 0 + 2.183 N_{e+h/st\ sp\ exp} = 0 + 1.914$

a) usine avec PCCE (absolu) $N_{e+h/st\ sp\ prod} = 0.389 + 1.351 N_{e+h/st\ sp\ exp} = 0.250 + 1.084$

b) usine avec PCCE (équivalent) $N_{e+h/st\ sp\ prod} = 1.023 + 1.461 N_{e+h/st\ sp\ exp} = 0.659 + 1.192$
 $= 0.805 MWh_{e+h/st\ abs/t} = 0.401 MWh_{e+h/st\ abs/t} = 1.688 MWh_{e+h/st\ equ/t} = 1.055 MWh_{e+h/st\ equ/t}$

=2.180 MWhe+h /st abs/t =1.914 MWhe+h /st abs/t =2.183 MWhe+h /st equ /t =1.914 MWhe+h /st equ /t

=1.740 MWhe+h /st abs/t =1.334 MWhe+h /st abs/t =2.484 MWhe+h /st equ /t =1.851 MWhe+h /st equ /t

Pourcentage d'électricité totale et de chaleur/vapeur totale produite et exportée en corrélation avec l'énergie totale entrante :

$$\eta_{e+h/st\ abs} = \eta_e\ abs + \eta_{h/st\ abs} \{\%\} \quad \eta_{e+h/st\ equ} = \eta_e\ equ + \eta_{h/st\ equ} \{\%\}$$

Exemples de pourcentages de chaleur/vapeur produite et exportée:

a) usine avec seulement de la production d'électricité (absolu) $\eta_{e+h/st\ abs\ prod} = 18.5 + 9.1 = 27.6\ (\%)$ $\eta_{e+h/st\ abs\ exp} = 13.7 + 0 = 13.7\ (\%)$

b) usine avec seulement de la production d'électricité (équivalent) $\eta_{e+h/st\ equ\ prod} = 48.6 + 9.2 = 57.8\ (\%)$ $\eta_{e+h/st\ equ\ exp} = 36.1 + 0 = 36.1\ (\%)$

a) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (absolu) $\eta_{e+h/st\ abs\ prod} = 0 + 71.3 = 71.3\ (\%)$ $\eta_{e+h/st\ abs\ exp} = 0 + 62.6 = 62.6\ (\%)$

b) usine avec seulement de la production de chaleur/vapeur (équivalent) $\eta_{e+h/st\ equ\ prod} = 0 + 66.4 = 66.4\ (\%)$ $\eta_{e+h/st\ equ\ exp} = 0 + 58.2 = 58.2\ (\%)$

a) usine avec PCCE (absolu) $\eta_{e+h/st\ abs\ prod} = 13.3 + 46.3 = 59.6\ (\%)$ $\eta_{e+h/st\ abs\ exp} = 8.6 + 37.1 = 5.7\ (\%)$

b) usine avec PCCE (équivalent) $\eta_{e+h/st\ equ\ prod} = 35.0 + 50.0 = 85.0\ (\%)$ $\eta_{e+h/st\ equ\ exp} = 22.6 + 40.8 = 63.3\ (\%)$

Efficacité de chaudière par production de chaleur/vapeur en chiffres absolus en corrélation avec la chaleur/vapeur totale produisant de l'énergie entrante :

$$\eta_b = (E_{h/st\ chaudière} / (E_f + E_w)) \times 100 \{\%\}$$

ou car par pertes d'énergie dans le mâchefer, l'assèchement de la chaudière et radiation estimés seulement à 97% de rejet de chaleur hors du four dans la chaudière

$$\eta_b\ (97\ \%) = (E_{h/st\ chaudière} / 0.97 \times (E_f + E_w)) \times 100 \{\%\}$$

Exemples d'efficacité de chaudière par la production de chaleur/vapeur en chiffres absolus en corrélation avec la chaleur/vapeur totale produisant de l'énergie entrante :

$\eta_b = (E_{h/st\ chaudière} / (E_f + E_w)) \times 100$	=	$(289207 / (1138 + 367407)) \times 100$	=	80.9	(%)
$\eta_b\ (97\ \%) = (E_{h/st\ chaudière} / 0.97 \times (E_f + E_w)) \times 100$	=	$(289207 / (0.97 \times (1138 + 367407))) \times 100$	=	83.4	(%)

10.4.5 Équations pour calculer l'efficacité de l'usine (PI ef)

Les chiffres et données opérationnels annuels de base sont la base du calcul des chiffres d'efficacité de l'usine pour les 3 exemples donnés ici. Les deux calculs fournissent un chiffre pour l'efficacité totale de l'usine (PI ef) mais avec une corrélation différente.

L'énergie exportée (vendue) moins la part nette de l'énergie importée est divisée par la demande énergétique totale pour le processus d'incinération de déchets, y compris le nettoyage des gaz brûlés, la génération de chaleur et d'électricité etc.

Parce que le calcul ne prend pratiquement pas en compte la teneur en énergie dans les déchets, il permet seulement de comparer l'efficacité des incinérateurs traitant des déchets semblables.

$$PI\ ef = (O_{exp} - (E_f + E_{imp})) / (E_f + E_{imp} + E_{circ})$$

Tous les chiffres comme équivalents en accord avec le BREF, Chapitre 3.5.6

E_f = énergie entrante annuelle vers le système par les carburants avec production de vapeur (GJ/y)

E_{imp} = énergie annuelle importée (Remarque: énergie provenant des déchets traités (E_w) n'est pas comprise)

E_{circ} = énergie annuelle circulée

O_{exp} = énergie annuelle exportée (total combiné de chaleur plus électricité comme équivalents)

Pour le calcul des chiffres de PI_{ef} de la section 3, les encarts 2 et 3 sont utilisés : **usine avec export**

d'électricité seulement (13,7% abs) (équivalent)

$$PI_{ef} = \frac{(13368 - (1138+1612))}{5(1138+1612+80226)} = 1.58$$

usine avec seulement (vapeur 62.6 % (équivalent)
chaleur/vapeur abs) export

$$PI_{ef} = \frac{(24244 - (1138+47717))}{3(1138+47717+341)} = 2.33$$

usine avec (H= 37.1 % abs et P= 8.6 % export (équivalent)
PCCE abs) t

$$PI_{ef} = \frac{(23446 - (1138+1612))}{2(1138+1612+80226)} = 2.79$$

Si le résultat est 0 ou <0:

Ceci signifie qu'aucune énergie est exportés (BREF) ou produite (ECJ) mais qu'il faut importer de l'énergie. Ceci pourrait être dû parce qu'aucune énergie n'est recyclée ou parce que l'énergie recyclée est consommée par le processus d'incinération des déchets lui-même et n'est pas disponible pour l'export et en plus, il faut importer de l'énergie.

Si le résultat est supérieur à 1:

Ceci montre que l'usine moins l'énergie importée avec production de vapeur exporte (BREF) ou produit (ECJ) plus d'énergie que nécessaire pour faire fonctionner le processus d'incinération de déchets complet.

Ce calcul ne nécessite pas de connaissance sur la teneur en énergie des déchets. Cependant, le résultat sera influencé par la teneur énergétique des déchets, et il peut être attendu que les déchets à teneur en énergie plus élevée peuvent résulter en des exportations plus grands d'énergie, et par conséquent des valeurs plus élevées de PI_{ef} .

10.5 Exemple d'évaluation multi critères utilisée pour le choix des systèmes de FGT

Les tableaux ci-dessous fournissent un exemple de comment, dans un projet réel, a été faite une évaluation et un choix de système de FGT:

Critères				
Processus		semi humide	double filtration sec	simple filtration sec
1- CONSERVATION DES RESSOURCES NATURELLES a- matériau brut & EFFICACITÉ (dir. IPPC Critère nb 9) eau réactifs type quantité type 2 (ammoniaque) type 3 (carbone activé) Consommation d'énergie: carburant auxiliaire l'électricité b- récupération et recyclage (dir. IPPC Critère nb.3) Recyclage de l'énergie recyclage du métal recycle de matériau de construction recyclage de sels	ms/tw kg/tw kg/tw kg/tw kg/tw kg/tw	0.2 chaux 18 5 0.6 -25 - -	- bicarb 26 5 0.6 -30 possible	- bicarb 26 5 0.6 -20 -
2- ÉMISSIONS a-techniques de faibles déchets (dir. IPPC Critère nb 1) effluents liquides Résidus solides quantité de résidus de FGC cendres volantes Sels FGC/qualité de résidus de sel b-émissions et impact (critère nr. 6 et 10 de la directive IPPC) émissions dans l'atmosphère polluants bruit odeurs Émissions dans l'eau émissions via les résidus	kg/tw	- 54 -- calcic	- -25 20 sodic	- 45 -- sodic
3- RISQUES (dir. IPPC Critères nb 2, 10, 11) risques des substances dangereuses chimiques risques des émissions risques d'accidents		peu négligeable	Aucun négligeable	Aucun négligeable
4-DONNEES ÉCONOMIQUES coûts et bénéfices (dir. IPPC annexe 4 introduction) annuité (corresp. Aux invest. Principaux et intérêt) Coûts opérationnels disponibilité durée de construction		2.8 20.3 23.1	3.5 20.4 23.9	2.7 20.9 23.6

Tableau 10.100: Exemple d'évaluation multi-critère du choix de système FGT

200000 tw/yr								
Processus Réactif(s)		semi humide Chaux			Sec double filtration Bicarb.		Sec simple filtration Bicarb.	
I) coûts variables :								
Réactifs :	Unité (u)	Coût (€/u)	Quant. (u/tw)	Coût (€/tw)	Quant. (u/tw)	Coût (€/tw)	Quant. (u/tw)	Coût (€/tw)
Chaux	Kg	0.1	18	1.8				
bicarbonate de sodium	Kg	0.2			26	5.2	26	5.2
ammoniaque	Kg	0.15	5	0.8	5	0.8	5	0.8
carbone activé	Kg	1.5	0.6	0.9	0.6	0.9	0.6	0.9
Utilités :								
eau	m ³	0.5	0.2	0.1				
l'électricité	kWh	0.04	25	1.0	30	1.2	20	0.8
1- total des réactifs et utilités		€/tw		3.8		7.3		6.9
résidus et effluents								
cendres volantes	Kg	0.27			25	6.8		
résidus de FGC	Kg	0.27	54	14.6			45	12.2
sels	Kg	0.20			20	4.0		
2- Total des résidus et effluents		€/tw		14.6		10.8		12.2
TOTAL 1+2		€/tw		18.4		10.8		19.0
3-Total de la main d'œuvre		€/tw		0.2		0.2		0.2
4- Total de l'entretien quotidien		€/tw		0.5		0.6		0.5
II) Coûts fixes								
5- Provision pour l'entretien & renouvellement		€/tw		1.3		1.6		1.2
6- Annuité (corresp. aux invest. principaux et intérêts)*		€/tw		2.8		3.5		2.7
Total des coûts variables 1+2+3+4		€/tw		19.1		18.8		19.7
Total des coûts variables 5+6		€/tw		4.1		5.0		3.9
COÛT GLOBAL		€/tw		23.1		23.9		23.6

*taux fixe 6% - durée 20 ans

Tableau 10.101: Exemple d'évaluation de coût multi critères utilisé pour comparer les options de systèmes de FGT