



**Programme  
des Nations Unies  
pour l'environnement**

Distr. : générale  
11 novembre 2010

Français  
Original : anglais

**Comité de négociation intergouvernemental  
chargé d'élaborer un instrument international  
juridiquement contraignant sur le mercure  
Deuxième session**

Chiba (Japon), 24–28 janvier 2011  
Point 3 de l'ordre du jour provisoire\*

**Élaboration d'un instrument international  
juridiquement contraignant sur le mercure**

**Étude sur les sources et les émissions de mercure et analyse  
des coûts et de l'efficacité des mesures de contrôle**

**Note du secrétariat**

1. Au paragraphe 29 de sa décision 25/5, le Conseil d'administration du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) a prié le Directeur exécutif du PNUE, pour éclairer les travaux du Comité de négociation intergouvernemental, de mener, en consultation avec les pays concernés, une étude sur les différents types de sources émettrices de mercure, ainsi que sur les tendances actuelles et futures des émissions de mercure, étant entendu que cette étude analysera et évaluera les coûts et l'efficacité des technologies et mesures antipollution alternatives.
2. Ladite étude se trouve à l'annexe de la présente note. Ce document n'a pas été revu par les services d'édition. En élaborant l'étude, le secrétariat a réuni des informations provenant des Gouvernements et d'autres sources pour permettre au comité d'accéder à un large éventail de données pertinentes. L'étude comprend les informations suivantes :
  - a) Résumé des émissions atmosphériques mondiales de mercure à partir de l'inventaire préparé par le PNUE et le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique pour l'année 2005, y compris les nouvelles estimations des émissions historiques mondiales;
  - b) Résumé des rapports d'inventaires nationaux des émissions et des inventaires élaborés à partir de recherches depuis la publication en 2008 de l'inventaire susmentionné;
  - c) Descriptions et options techniques de contrôle des émissions dans les secteurs retenus suivants : centrales électriques et chaudières industrielles alimentées au charbon, production de ciment, production de métaux non ferreux et incinération des déchets;
  - d) Résumé des informations disponibles sur les coûts et l'efficacité de différentes technologies de contrôle des émissions;
  - e) Exemples de calculs de rentabilité pour les secteurs retenus.
3. Le comité peut décider de prendre en considération les informations présentées dans l'étude lors des débats sur les émissions.

---

\* UNEP(DTIE)/Hg/INC. 2/1.

## **Annexe**

### **Étude sur les sources et les émissions de mercure et analyse des coûts et de l'efficacité des mesures de contrôle**

**Étude sur les sources et les émissions  
de mercure et analyse des coûts et de  
l'efficacité des mesures de contrôle  
« Étude demandée au PNUE  
au paragraphe 29 »**



**Division Technologie, Industrie et Économie (DTIE)  
Branche Substances Chimiques**

Genève (Suisse)

Novembre 2010

## **Avertissement**

Les appellations employées et la présentation des données de cette publication n'impliquent de la part des Nations Unies ou du PNUE aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Les opinions de ce document ne reflètent pas nécessairement les points de vue du PNUE.

La mention de firmes ou de produits commerciaux n'implique pas que ces firmes ou produits commerciaux sont agréés ou recommandés par le PNUE de préférence à d'autres. L'utilisation d'informations publiées dans ce rapport à des fins publicitaires n'est pas permise.

Le contenu de cette publication peut être librement cité ou reproduit, mais il est demandé de citer le présent document, avec référence au numéro de publication. Une copie du document contenant la citation ou la reproduction devrait être transmise au PNUE – Substances chimiques. La version électronique de ce document est disponible sur <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/tabid/434/Default.aspx>, ou à l'adresse suivante :–

11-13, chemin des Anémones  
CH-1219 Châtelaine, Genève  
Suisse  
Téléphone : +41 22 917 1234  
Mél : [mercury@unep.org](mailto:mercury@unep.org)

*PNUE – Substances chimiques fait partie de la Division Technologie, Industrie et Économie (DTIE) du PNUE*

## **Auteurs**

Le PNUE remercie tous ceux qui ont contribué à cette étude, et tout particulièrement les auteurs ci-dessous pour leur dévouement et leur engagement.

John Munthe, Karin Kindbom, IVL Swedish Environmental Research Institute,

Jozef Pacyna, Kyrre Sundseth, Elisabeth Pacyna, Norwegian Institute for Air Research (NILU)

Simon Wilson, Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA)

Damian Panasiuk, NILU PL

## 1. Résumé général

### 1.1. Introduction

1. Cette publication vise à fournir une vue d'ensemble des émissions atmosphériques de mercure, des options de contrôle dans les secteurs retenus et de leurs efficacité et coûts. Elle a été rédigée dans l'intention d'appuyer le processus de négociation en cours chargé d'élaborer un instrument international juridiquement contraignant sur le mercure.

### 1.2. Émissions

2. Ce rapport sur les émissions se fonde sur l'ensemble de l'inventaire à l'échelle mondiale des émissions atmosphériques de mercure, qui a été élaboré pour l'année 2005 (PNUE/PSEA, 2008). La présente étude contient une actualisation de cet inventaire, accompagnée d'une analyse des informations sur les émissions de mercure fournies par les contributions et les rapports publiés à l'échelle nationale depuis 2008. En outre, une évaluation des tendances des émissions à l'échelle mondiale, qui harmonise les données et une complète les inventaires précédemment publiés, a été accomplie pour la période 1990-2005.

3. En 2005, les émissions anthropiques mondiales de mercure dans l'atmosphère étaient estimées à 1921 tonnes métriques. La principale catégorie de sources est la combustion de combustibles fossiles dans les centrales électriques et les chaudières industrielles, qui rejettent environ 500 tonnes (26 % des émissions atmosphériques mondiales). Trois-cent-quatre-vingt tonnes de mercure (20 %) supplémentaires proviennent de la combustion de combustibles fossiles pour le chauffage domestique. L'extraction artisanale et à petite échelle de l'or émet environ 323 tonnes (17 %). Les autres secteurs importants sont la production de ciment (190 tonnes, 10 %), les industries de métaux non ferreux, à l'exception de l'or (130 tonnes, 7 %), et l'extraction de l'or à grande échelle (110 tonnes, 6 %). Les 15 % restants proviennent de la production de fer et d'acier, de la gestion des déchets, des incinérations, de l'industrie du chlore et de la soude caustique et de la production de mercure.

4. Les données relatives aux émissions globales reproduites ci-dessus existent également dans des inventaires (par maille) des émissions réparties géographiquement, qui sont utilisés à des fins de modelage atmosphérique. Les informations sur la spéciation du mercure entre trois grands types de mercure/composants du mercure (mercure élémentaire en phase vapeur, composés bivalents du mercure, et mercure particulaire) sont également disponibles.

5. Une nouvelle analyse des inventaires du mercure à l'échelle mondiale depuis 1990, 1995, 2000 et 2005 a été menée pour élaborer une série d'inventaires des émissions historiques mondiales plus comparables et pour pouvoir analyser les tendances mondiales des émissions atmosphériques de mercure. Cette nouvelle analyse comprend également des estimations actualisées des émissions associées aux « utilisations intentionnelles » de mercure pour les années 1990, 1995 et 2000. Elle indique que les émissions mondiales ont légèrement diminué pour passer de 1 967 tonnes en 1990 à 1 814 tonnes en 1995, à 1 819 tonnes en 2000, et enfin à 1 921 tonnes en 2005. On ne perçoit dans cette nouvelle analyse aucun changement majeur en ce qui concerne les émissions mondiales de mercure. Cela s'explique par de considérables variations des quantités émises entre les régions. Alors que

ces émissions ont augmenté en Asie durant la période de 1990 à 2005, elles ont diminué en Amérique du Nord et Europe pendant la même période.

6. L'examen des récents rapports d'inventaires des émissions nationales et de travaux de recherche sur les émissions de mercure a conclu que dans la plupart des cas, les estimations d'émissions se trouvaient dans la fourchette de valeurs indiquée dans l'étude PNUE/PSEA (2008).

7. Afin d'étudier les options de contrôle des émissions pour cette publication, quatre secteurs ont été sélectionnés à partir des quantités émises et en tenant compte du fait que le mercure émis par ces sources provient essentiellement de combustibles, de matières premières ou de déchets qui sont traités ou brûlés à très haute température. Ces secteurs peuvent faire l'objet d'une étude collective car les caractéristiques susmentionnées rendent comparables, dans une certaine mesure, les options de contrôle. Les secteurs retenus sont la combustion du charbon dans les centrales électriques et les chaudières industrielles, la production de charbon, la production de métaux non ferreux (y compris l'or) et l'incinération des déchets qui, ensemble, ont contribué à environ 51 % du total des émissions mondiales de mercure dans l'atmosphère en 2005.

### **1.3. Options de contrôle des émissions**

#### **1.3.1. Considérations d'ordre général sur le contrôle des émissions dans les quatre secteurs retenus**

8. L'ampleur des émissions de mercure par les quatre secteurs retenus dépend d'un certain nombre de facteurs, parmi lesquels la teneur en mercure et d'autres caractéristiques de la composition des combustibles et des matières premières, la configuration technique des installations et la présence de dispositifs antipollution et de contrôles spécifiques au mercure. Ces facteurs varient considérablement selon les différentes régions du monde, mais aussi au sein des régions, ce qui rend difficile l'identification d'options de contrôle applicables de façon générale. Il est nécessaire, pour identifier des options de contrôle viables pour une usine/installation en particulier, d'acquérir une connaissance approfondie des caractéristiques techniques de cette usine/installation. Il faut également tenir compte, pour élaborer des stratégies régionales ou nationales de réduction des émissions de mercure, de la situation économique de la région.

9. L'existence de dispositifs visant à réduire les émissions d'autres polluants atmosphériques (comme les particules, le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote et autres polluants toxiques) capables de réduire également les émissions de mercure est un facteur important. Le degré de contrôle conjoint de la réduction effective des émissions de mercure peut varier substantiellement, en fonction des caractéristiques des produits auxiliaires et des particularités des contrôles. Cet aspect doit être pris en considération lors de l'évaluation des émissions actuelles de mercure, de l'évaluation de la nécessité de mesures supplémentaires et de l'élaboration pour l'avenir de scénarios et de stratégies de contrôle des émissions de mercure.

10. Autre aspect valable pour les quatre secteurs : les mesures visant à améliorer les performances et l'efficacité énergétique permettront de réduire la consommation de combustibles et de matières premières, et donc indirectement les émissions de mercure.

11. L'estimation des coûts relatifs au contrôle des émissions de mercure nécessite de connaître le statut actuel des sources émettrices, notamment les caractéristiques techniques

des contrôles de la pollution atmosphérique actuels et futurs. On parvient souvent à limiter, dans une certaine mesure, les émissions de mercure en appliquant les contrôles visant à limiter les polluants autres que le mercure, de façon à se conformer aux normes de pollution atmosphériques concernées. Dans ce cas, il est possible de réduire une partie des émissions de mercure sans coût supplémentaire.

### **1.3.2. Centrales électriques et chaudières industrielles alimentées au charbon**

12. Des mesures intervenant avant la combustion, telles que le lessivage du charbon, sont souvent prises pour réduire la teneur en soufre et en cendres du charbon. Une fraction variable du mercure contenu dans le charbon est ôtée durant cette opération. Il a été démontré que les mesures précédant la combustion réduisent les émissions de mercure d'environ 30 %. Le mélange du charbon en utilisant du charbon pauvre en mercure réduira d'autant les émissions.

13. L'ajout d'halogènes (notamment de brome) avant la combustion peut améliorer le piégeage du mercure en augmentant l'oxydation du mercure dans le gaz de combustion et donc en augmentant l'efficacité en aval du contrôle des matières particulaires et des dispositifs de désulfuration des gaz de combustion.

14. L'injection de charbon actif, utilisée à l'échelle industrielle en concomitance avec un dispositif de contrôle des particules, comme un PES ou un filtre en tissu, peut réduire de façon significative les émissions de mercure. Des réductions de plus de 90 % ont été observées. Les charbons chimiquement traités (comme les hydrocarbures bromés) sont plus efficaces que le conventionnel charbon actif non traité pour traiter les gaz de cheminée contenant de plus grandes quantités de vapeur de mercure élémentaire.

15. L'évaluation approfondie des coûts et de l'efficacité du contrôle des émissions de mercure nécessite des informations détaillées sur les caractéristiques techniques des sources ainsi que sur la disponibilité du charbon pour le mélange et les additifs potentiels. Des données concernant les applications sur le terrain sont disponibles en quantité substantielle aux États-Unis.

16. Les dispositifs antipollution atmosphérique peuvent faire passer le mercure du gaz de combustion aux résidus tels que les cendres volantes ou des boues d'épuration issues de la DGC. L'évaluation du coût total des contrôles devrait inclure les hausses des coûts de gestion de ces résidus qui pourraient survenir à cause des impacts potentiels des changements dans la composition des déchets, notamment une teneur supérieure en mercure.

### **1.3.3. Production de ciment**

17. Le mercure émis par la production du ciment provient du charbon et des autres combustibles utilisés ainsi que des matières premières comme le calcaire et autres additifs. Les concentrations de mercure varient fortement en fonction des combustibles et des matières premières et des réductions significatives d'émissions sont envisageables en utilisant des combustibles et des matières premières moins riches en mercure.

18. L'adsorption de mercure sur les poussières de four à ciment dans la cimenterie dépend fortement des conditions d'exploitation de l'installation, où de basses températures favorisent ce processus. Il est possible de piéger le mercure de ce processus en piégeant les poussières du dispositif de contrôle des matières particulaires, si la température des gaz d'échappement est basse. Puisque les poussières de four à ciment piégées sur les gaz de

combustion dans la cimenterie, dans une large mesure, recyclées dans le processus, l'emploi de méthodes d'injection de charbon actif peut nécessiter une étape supplémentaire de piégeage des particules là où les particules extraites n'ont pas été recyclées.

19. D'autres contrôles antipollution de fin de circuit dans la production de ciment peuvent être réalisés à l'aide de technologies de contrôle similaires, comme pour les centrales électriques alimentées au charbon, et l'on peut espérer un piégeage de mercure conséquent si la désulfuration des gaz de combustion est appliquée au préalable pour réduire les gaz corrosifs.

#### **1.3.4. Production de métaux non ferreux**

20. La production de métaux non ferreux est un procédé industriel hautement complexe dont les différentes configurations dépendent des métaux extraits, des caractéristiques du minerai et du procédé de base utilisé. La teneur en mercure du minerai peut varier considérablement. Dans la production pyrométallurgique des minerais, la première étape est le roasting, où le soufre qui se trouve dans le minerai est converti en dioxyde de soufre. Le mercure contenu dans le minerai sera rejeté avec le gaz. Les grandes fonderies de métaux non ferreux sont souvent équipées de dispositifs antipollution atmosphérique hautement efficaces pour contrôler les émissions de particules et de SO<sub>2</sub> par les fours de grillage, les fours de fusion, et les convertisseurs. Dans les unités de production d'acide sulfurique, qui constituent souvent une partie des fonderies, les émissions de gaz de combustion sont limitées par l'absorption du dioxyde de soufre.

21. Le piégeage spécifique du mercure (d'environ 90 à 95 %) peut être réalisé par exemple grâce à la technique Boliden Norzink par laquelle le mercure est adsorbé dans une solution de calomel (chlorure mercureux) avant d'arriver à l'unité de production d'acide sulfurique.

22. Pour d'autres unités de production de chaleur dans l'industrie aurifère telles que les fours, cornues et fourneaux, les meilleurs dispositifs de contrôle spécifiques au mercure sont les filtres à charbon imprégnés de soufre, dont l'efficacité de réduction des émissions de mercure atteint 93 % à 99 %.

#### **1.3.5. Incinération des déchets**

23. Dans la mesure où l'ensemble des émissions atmosphériques de mercure issues de l'incinération des déchets provient du mercure présent dans les déchets, la première mesure à prendre est de réduire le débit d'entrée du mercure dans l'incinérateur. Il faut pour cela trier les produits contenant du mercure dans le flux de déchets avant incinération.

24. La plupart des incinérateurs modernes de déchets urbains sont équipés de systèmes avancés de contrôle anti-polluants. Certains de ces équipements peuvent être optimisés pour le mercure, par exemple en contrôlant la température.

25. Les contrôles spécifiques au mercure peuvent être réalisés par injection de carbone, par dépoussiéreur, ou les deux. Des exemples de coûts liés à l'injection de charbon actif ont été fournis par l'USEPA, à partir de plusieurs procédés réglementés de combustion des déchets.

### 1.3.6. Conclusions

26. Différentes technologies visant à réduire les émissions de mercure sont utilisées dans divers pays pour chacun des secteurs à l'étude. Beaucoup sont destinés à réduire d'autres polluants atmosphériques (comme les particules, le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote ou d'autres polluants toxiques).

27. Les dispositifs existants pour réduire ces émissions peuvent également réduire les émissions de mercure. Néanmoins, le degré de réduction de ces dernières peut varier substantiellement, en fonction des caractéristiques des produits auxiliaires et des particularités des contrôles. Cet aspect doit être pris en considération lors de l'évaluation des émissions actuelles de mercure, de l'évaluation de la nécessité de prendre des mesures supplémentaires, de l'élaboration pour l'avenir de scénarios et de stratégies de contrôle des émissions de mercure.

28. Des mesures d'ordre général visant à améliorer les performances et l'efficacité énergétique permettront de réduire la consommation de combustibles et de matières premières, et donc indirectement les émissions de mercure.

29. L'estimation des coûts relatifs au contrôle des émissions de mercure nécessite de connaître le statut actuel des sources émettrices, notamment les caractéristiques techniques des contrôles de la pollution atmosphérique actuels et futurs.

## Table des matières

<b>1. RESUME GENERAL.....</b>	<b>5</b>
1.1. INTRODUCTION.....	5
1.2. ÉMISSIONS.....	5
1.3. OPTIONS DE CONTROLE DES ÉMISSIONS .....	6
<b>1.3.1. Considérations d'ordre général sur le contrôle des émissions dans les quatre secteurs retenus</b>	<b>6</b>
<b>1.3.2. Centrales électriques et chaudières industrielles alimentées au charbon.....</b>	<b>7</b>
<b>1.3.3. Production de ciment.....</b>	<b>7</b>
<b>1.3.4. Production de métaux non ferreux .....</b>	<b>8</b>
<b>1.3.5. Incinération des déchets .....</b>	<b>8</b>
<b>1.3.6. Conclusions.....</b>	<b>9</b>
<b>2. INTRODUCTION.....</b>	<b>14</b>
2.1. HISTORIQUE, PORTEE ET MANDAT .....	14
2.2. SOURCES D'INFORMATION .....	14
<b>3. ÉMISSIONS MONDIALES DE MERCURE.....</b>	<b>16</b>
3.1. ÉMISSIONS ANTHROPIQUES MONDIALES DANS L'ATMOSPHERE.....	16
3.2. TENDANCES DES EMISSIONS MONDIALES DE MERCURE DANS L'ATMOSPHERE.....	22
<b>3.2.1. Émissions par région géographique.....</b>	<b>23</b>
3.3. COMPARAISON DES INFORMATIONS SUR LES EMISSIONS.....	25
<b>3.3.1. Comparaison des études disponibles sur les émissions à l'échelle mondiale .....</b>	<b>25</b>
<b>3.3.2. Comparaison des inventaires par pays.....</b>	<b>27</b>
<b>4. CONTROLE, EFFICACITE ET COUTS DES EMISSIONS .....</b>	<b>33</b>
4.1. CONTROLE PRIMAIRE DES EMISSIONS .....	33
4.2. CONTROLE CONJOINT DU MERCURE ET DES POLLUANTS ATMOSPHERIQUES .....	34
4.3. COMBINER DIFFERENTES TECHNOLOGIES DE CONTROLE POUR UN MEILLEUR CONTROLE DU MERCURE.....	36
4.4. CONTROLE, EFFICACITE ET COUTS DES EMISSIONS .....	37
<b>5. CARACTERISATION DES SECTEURS RETENUS.....</b>	<b>43</b>
5.1. COMBUSTION DU CHARBON DANS LES CENTRALES ELECTRIQUES ET LES CHAUDIERES INDUSTRIELLES.....	43
<b>5.1.1. Origine du mercure et des émissions provenant de la combustion de charbon.....</b>	<b>43</b>
<b>5.1.2. Technologies de combustion du charbon.....</b>	<b>43</b>
<b>5.1.3. Mesures de contrôle dans la combustion du charbon .....</b>	<b>44</b>
<b>5.1.4. Coûts et efficacité des technologies de contrôle des centrales électriques alimentées au charbon</b>	<b>49</b>
5.2. PRODUCTION DE METAUX NON FERREUX.....	53
<b>5.2.1. Origine du mercure et des émissions provenant de la production de métaux non ferreux .....</b>	<b>53</b>
<b>5.2.2. Technologies relatives à la production de métaux non ferreux .....</b>	<b>55</b>
<b>5.2.3. Mesures de contrôle dans la production de métaux non ferreux.....</b>	<b>56</b>
<b>5.2.4. Coûts et efficacité des technologies de contrôle de la production de métaux non ferreux.....</b>	<b>57</b>
5.3. PRODUCTION DE CIMENT .....	59
<b>5.3.1. Origine du mercure et des émissions provenant de la production ciment .....</b>	<b>59</b>
<b>5.3.2. Mesures de contrôle dans la production du ciment.....</b>	<b>60</b>
<b>5.3.3. Coûts et efficacité des technologies de contrôle de la production de ciment .....</b>	<b>62</b>
5.4. INCINERATION DES DECHETS .....	64
<b>5.4.1. Origine du mercure et des émissions provenant de l'incinération des déchets .....</b>	<b>64</b>
<b>5.4.2. Technologies d'incinération des déchets .....</b>	<b>64</b>
<b>5.4.3. Mesures de contrôle dans l'incinération des déchets .....</b>	<b>65</b>
<b>5.4.4. Coûts et efficacité des technologies de contrôle de l'incinération des déchets .....</b>	<b>68</b>
<b>6. CONCLUSIONS .....</b>	<b>70</b>
6.1. ÉMISSIONS.....	70
6.2. OPTIONS RELATIVES AU CONTROLE DES EMISSIONS .....	70

6.2.1.	<i>Principales conclusions sur le contrôle des émissions dans les quatre secteurs retenus</i> .....	71
6.2.2.	<i>Centrales électriques et chaudières industrielles alimentées au charbon</i> .....	71
6.2.3.	<i>Production de ciment</i> .....	72
6.2.4.	<i>Production de métaux non ferreux</i> .....	72
6.2.5.	<i>Incinération des déchets</i> .....	73
7.	<b>REFERENCES</b> .....	74
	<b>ANNEXE I RESUME DES REPOSES AU QUESTIONNAIRE</b> .....	79
	<b>ANNEXE II : GUIDE POUR L’EVALUATION DES STRATEGIES NATIONALES DE REDUCTION DES EMISSIONS ATMOSPHERIQUES DE MERCURE</b> .....	82
	PREPARATION DES RFERENCES .....	83
	SCENARIOS POUR UN CONTROLE SUPPLEMENTAIRE DES EMISSIONS.....	83
	INFORMATIONS SUPPLEMENTAIRES .....	83

## Liste des acronymes

PSEA	Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique
EAPO	Extraction artisanale et à petite échelle de l'or
MTD	Meilleures techniques disponibles
BREF	Documents de référence sur les meilleures techniques disponibles
Émissions de sous-produits	Émissions provenant de sources pour lesquelles le mercure est un composant des combustibles ou des matières premières utilisées dans le procédé.
CCC	Clean Coal Centre (centre du charbon écologique) de l'AIE
CO	Monoxyde de carbone
PES	Précipitateur électrostatique
ESPREME	Évaluation intégrée des rejets de métaux lourds en Europe. Projet de recherche financé par l'Union européenne, voir références.
UE	Union Européenne
UE-27	Les 27 États membres de l'Union Européenne
CLF	Combustion en lit fluidisé
FT	Filtre en tissu
DGC	Désulfuration des gaz de combustion
HEIMTSA	Projet de recherche financé par l'Union Européenne, voir références.
Hg <sup>0</sup>	Mercure élémentaire
HgCl <sub>2</sub>	Chlorure de mercure
AIE	Agence internationale de l'énergie
CNI	Comité de négociation intergouvernemental
Rejets dus à des utilisations intentionnelles	Émissions provenant de sources pour lesquelles le mercure est utilisé de façon intentionnelle comme dans des produits ou au sein d'un procédé industriel.
IPPC	Prévention et réduction intégrées de la pollution, directive européenne
PCI	Pouvoir calorifique inférieur
Convention LRTAP, CLRTAP	Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. Convention sur la pollution atmosphérique de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (UN ECE)
NH <sub>3</sub>	Ammoniaque
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote
CCP	Combustion du charbon pulvérisé
MP	Matières particulaires

---

SCR	Réduction sélective catalytique
SNCR	Réduction sélective non catalytique
SO <sub>2</sub>	Dioxyde de soufre
COV	Composés organiques volatils
NETL	National Energy Technology Laboratory (États-Unis)
EPRI	Electric Power Research Institute (États-Unis)
COP	Conseils relatifs à l'optimisation des processus, voir références.
F&E	Fonctionnement et entretien
GAO	Government Accountability Office (États-Unis)
CAP	Charbon actif en poudre
MWh	Mégawatt-heure (production d'énergie)
MWhe	Méga Watt heure électrique

## **2. Introduction**

### **2.1. Historique, portée et mandat**

1. Conformément au paragraphe 29 de la décision 25/5 III du Conseil d'administration/Forum ministériel mondial sur l'environnement du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), cette étude a été menée sur les divers types de sources émettrices de mercure et les tendances actuelles et futures des émissions de mercure, y compris l'analyse, l'évaluation des coûts et de l'efficacité des technologies et mesures antipollution alternatives.
2. L'étude a pour but d'éclairer les travaux du comité de négociation intergouvernemental (CNI) en lui fournissant des informations pertinentes pour l'élaboration de mesures de lutte contre les émissions de mercure, qui pourraient figurer dans le document juridiquement contraignant prévu.
3. Elle a principalement pour objectifs :
  - a) de présenter des informations actualisées et nouvelles sur les émissions de mercure pour certains pays et secteurs choisis ainsi que sur les tendances actuelles de ces émissions;
  - b) de donner un aperçu des caractéristiques techniques des principales sources émettrices de mercure abritées par des secteurs importants dans les pays retenus;
  - c) de résumer les informations disponibles sur les coûts et l'efficacité de différentes technologies de lutte contre les émissions.
4. L'étude se concentre sur les catégories de sources les plus émettrices. Elles ont été sélectionnées à partir des précédents rapports d'émissions du PNUE et des informations disponibles dans les publications. On a également pris en considération la disponibilité des informations concernant les coûts et l'efficacité des technologies et des mesures antipollution alternatives, ainsi que la mesure dans laquelle elles pourraient être instructives pour le CNI. Les sources émettrices de mercure identifiées comme prioritaires sont les centrales électriques et les chaudières industrielles alimentées au charbon; la production de métaux non ferreux (notamment le plomb, le zinc, le cuivre et l'or); l'incinération des déchets; et la production de charbon.
5. Ce rapport fournit un sommaire des connaissances disponibles sur les émissions de mercure dans l'atmosphère; une courte description des secteurs retenus pour cette étude; des informations sur l'endroit où le mercure entre dans les procédés et où/comment il est rejeté dans l'atmosphère, et les options de contrôle et les coûts associés.
6. Le rapport est donc destiné à éclairer les débats qui ont lieu actuellement autour d'un accord global sur les réductions des émissions de mercure dans les secteurs retenus. Un guide à l'attention des pays souhaitant évaluer de façon plus approfondie les options de contrôle dont ils disposent se trouve en annexe de ce rapport.

### **2.2. Sources d'information**

7. Ce rapport est basé sur les rapports établis pour le PNUE en 2008 sur les émissions mondiales de mercure et les possibilités de les contrôler, les informations communiquées

individuellement par les pays et les organisations ainsi que des informations récemment publiées concernant les émissions, les options de contrôle et les coûts.

8. Les rapports préparés pour le PNUE en 2008 utilisés dans cette étude sont : le Global Mercury Emission Inventory for 2005<sup>1</sup> (PNUE/PSEA, 2008) (préparé conjointement par le PNUE et le PSEA), et « Une évaluation qualitative générale des coûts et avantages potentiels de chacun des objectifs stratégiques énoncés à l'annexe 1 du rapport de la première réunion du Groupe de travail à composition non limitée ». <sup>2</sup> Des informations supplémentaires sur les technologies de contrôle ont été tirées des publications et des résultats de projets de recherche financés par l'UE tels que ESPREME et HEIMTSA.

9. Il a été demandé aux pays de fournir des informations sur les émissions, les options de contrôle et les coûts. Pour faciliter la collecte des informations, des questionnaires et des feuilles de calcul Excel ont été distribués. Les pays retenus au titre de l'étude sont le Brésil, la Chine, l'Inde, la Fédération de Russie, l'Afrique du Sud, les États-Unis d'Amérique et les 27 membres de l'Union Européenne. Des réunions de suivi ont également été organisées avec certains pays participants pour les aider à réunir les informations.

10. Deux révisions ont déjà eu lieu durant la préparation de ce rapport. L'avant-projet du 4 mars 2010 a été directement envoyé aux pays susmentionnés et mis à la disposition du public pour examen sur le site Internet du PNUE. Le rapport final du 29 septembre 2010 a été envoyé pour examen à tous les interlocuteurs qui avaient fourni des informations.

11. Un résumé des informations fournies se trouve en annexe 1. Les communications nationales se trouvent également sur le site Internet du PNUE.

---

1 [http://www.chem.unep.ch/mercury/Atmospheric\\_Emissions/Technical\\_background\\_report.pdf](http://www.chem.unep.ch/mercury/Atmospheric_Emissions/Technical_background_report.pdf)

2 [http://www.chem.unep.ch/mercury/OEWG2/documents/e52%29/French/OEWG\\_2\\_5\\_Add\\_1\\_f.pdf](http://www.chem.unep.ch/mercury/OEWG2/documents/e52%29/French/OEWG_2_5_Add_1_f.pdf)

### 3. Émissions mondiales de mercure

12. Le présent chapitre vise à donner un aperçu des émissions anthropiques mondiales de mercure dans l'atmosphère, à la fois dans le total des émissions mondiales et dans les secteurs et régions géographiques retenus.

#### 3.1. Émissions anthropiques mondiales dans l'atmosphère

13. Un inventaire des émissions anthropiques mondiales de mercure en 2005 a été préparé dans le cadre d'un projet commun PNUE/PSEA en 2008. Cet inventaire se fondait sur les émissions signalées au niveau national et sur les estimations d'émissions pour d'autres pays élaborées à partir des données d'activité et des facteurs d'émission pertinents. En raison de l'absence généralisée de mesures directes des émissions de mercure, « l'estimation » des émissions mondiales utilise essentiellement les mêmes méthodes que celles servant à calculer la plupart des données signalées au niveau national. Les détails concernant les méthodes, les sources d'informations, etc. sont disponibles dans PNUE/PSEA (2008).

14. L'inventaire de 2005 portait sur « l'utilisation non intentionnelle » et « intentionnelle » par les secteurs émetteurs. Les émissions de mercure « non intentionnelles » dans l'atmosphère proviennent principalement des secteurs de la production énergétique et de l'industrie, dans lesquels les rejets de mercure sont un « sous-produit non intentionnel » lié à la présence de mercure dans les combustibles fossiles, tels que le charbon et les matières premières. Les secteurs d'émissions « non intentionnelles » comprennent : la combustion en installation fixe de combustibles fossiles dans les centrales électriques et pour le chauffage domestique;<sup>3</sup> la production de fonte brute et d'acier; la production de métaux non ferreux; la production de ciment; la production de mercure; la production d'or à grande échelle; et certaines « autres » activités. Les émissions de mercure dans l'industrie du chlore et de la soude comptent également dans l'inventaire des secteurs « non intentionnels » car cette industrie est habituellement inscrite dans les inventaires nationaux d'émissions et pour des raisons historiques (comme la cohérence avec les inventaires précédemment publiés). Pour certains pays, le signalement des émissions nationales comprend également l'incinération des déchets et d'autres secteurs qui entrent dans la catégorie des utilisations intentionnelles. Presque partout dans le monde, cependant, les émissions issues des utilisations intentionnelles sont évaluées grâce à l'analyse des flux de substance ou le calcul de l'équilibre des masses (PNUE/PSEA, 2008).

15. Les secteurs « d'utilisation intentionnelle » comptent parmi eux l'exploitation artisanale et à petite échelle de l'or; les émissions issues des crémations de personnes portant des amalgames dentaires; la production secondaire d'acier; les rejets diffus provenant l'utilisation de produits (instruments médicaux, batteries, lampes, etc.); et l'élimination des déchets (notamment l'incinération de déchets contenant du mercure).

16. Comme le montre la **Figure 1**, la combustion en installation fixe de charbon dans les centrales électriques, le chauffage domestique, et d'autres sources de combustion,

<sup>3</sup> Dans beaucoup de pays, de grands volumes de charbon (souvent de mauvaise qualité) sont utilisés pour le chauffage et la cuisine des ménages. Dans d'autres pays, les chaudières desservent plusieurs foyers.

constituent la plus grande catégorie de sources d'émissions anthropiques de mercure. Le mercure est un constituant mineur du charbon rejeté dans l'atmosphère pendant la combustion. La combustion d'autres combustibles fossiles destinés à produire de l'énergie ou de la chaleur contribue à émettre du mercure, mais dans des quantités bien plus faibles que le charbon.

17. L'exploitation et la production industrielle de minerais, notamment pour la production sidérurgique primaire et la production de métaux non ferreux (en particulier la fusion du cuivre, du plomb et du zinc), rejettent du mercure lors de la combustion des combustibles et à cause du mercure présent dans les impuretés que contiennent les minerais. Les sources sidérurgiques du mercure incluent également l'exploitation et la production de mercure même (qui reste une source relativement mineure) et la production aurifère : le mercure est à la fois présent dans les minerais et utilisé dans certains procédés industriels pour extraire l'or des gisements filoniens. L'utilisation de mercure pour extraire l'or dans les opérations d'extraction minière artisanale et à petite échelle de l'or (EAPO) est considérée comme une utilisation intentionnelle.

18. La troisième source majeure de rejets « non intentionnels » de mercure est associée à la production de ciment. Dans la production de ciment, le mercure émis provient de sa présence dans les combustibles utilisés pour chauffer les fours à ciment (principalement le charbon) combinée à celle de tout autre combustible ou déchet brûlé au même moment, ainsi que de celle du calcaire et d'autres matières premières et additifs mineurs. L'origine et l'ampleur des émissions de mercure par la production de ciment peuvent donc varier considérablement.

19. Parmi les secteurs qui font une utilisation intentionnelle du mercure, selon l'inventaire PNUE/PSEA (2008), on trouve la production artisanale et à petite échelle de l'or, qui entraîne des émissions atmosphériques et des rejets dans l'eau en grande quantité. À la différence de la plupart des autres secteurs, les rejets dans l'eau associés aux activités d'EAPO sont aussi importants sinon plus que les émissions atmosphériques et peuvent avoir des incidences considérables sur l'environnement à l'échelle locale. On trouve aussi, parmi les autres émissions intentionnelles mentionnées dans l'inventaire PNUE/PSEA (2008), les émissions issues de l'incinération et de l'élimination des déchets, les émissions issues de la crémation de personnes portant un amalgame dentaire au mercure (mais pas encore les rejets issus de la préparation des amalgames), et les rejets diffus provenant l'utilisation du mercure dans certains produits comme les batteries, les lampes et les appareils de mesure.

20. Les émissions anthropiques mondiales de mercure dans l'atmosphère estimées pour 2005 dans les différents secteurs sont présentés dans le Tableau 1 et sur la **Figure 1**.

21. Les cinq premières lignes du Tableau 1 indiquent les émissions et la contribution relative aux émissions atmosphériques mondiales de mercure en 2005 pour les secteurs retenus dans cette étude. Au total, ces cinq facteurs représentent environ 50 % des émissions mondiales estimées : la combustion du charbon dans les centrales électriques contribue à hauteur de 26 %, la production de métaux non ferreux (à l'exception de l'extraction), contribue à hauteur de 7 %, l'exploitation de l'or à grande échelle à 6 %, la production de ciment à 10 %, et l'incinération de déchets à grande échelle à 2 %. Cette étude donne la priorité à ces secteurs en raison de leur contribution relative aux émissions atmosphériques mondiales de mercure et parce que ces secteurs consistent en des sources ponctuelles de combustion à température élevée ou des procédés permettant l'installation et l'utilisation de technologies similaires de lutte contre les émissions.

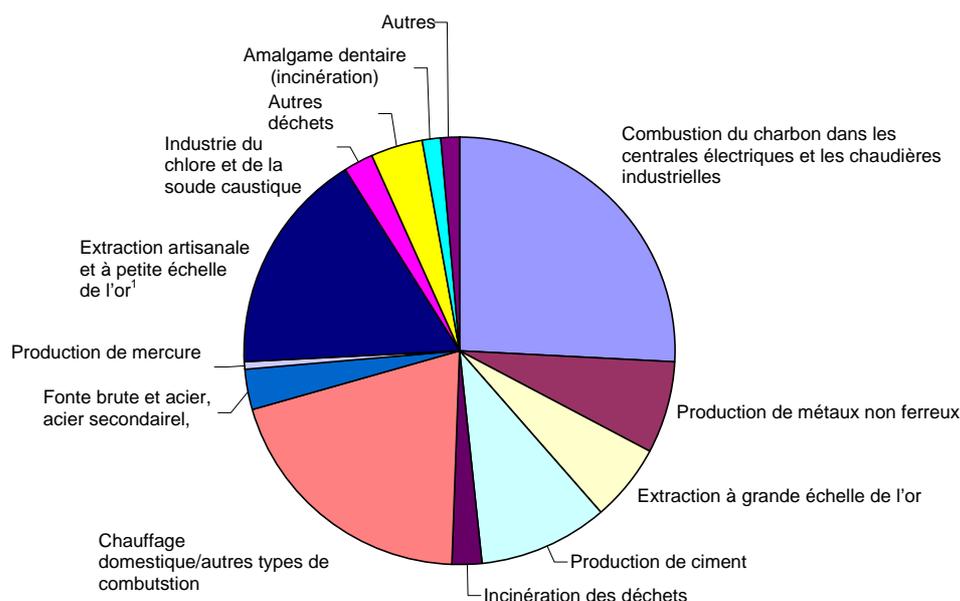
22. Les émissions signalées au niveau national comme les émissions « estimées » sont sujettes à l'incertitude. En ce qui concerne les secteurs qui émettent de façon « non intentionnelle », les incertitudes dans les estimations mondiales sont de l'ordre de 25 % pour la combustion du charbon et d'environ 30 % pour la production de métaux ferreux/non ferreux et de ciment, bien qu'elles ne reflètent probablement pas les incertitudes des estimations pour chaque pays. Les incertitudes varient entre les pays et les continents en fonction de la disponibilité et de la fiabilité des données statistiques sur les activités et la consommation de mercure, ainsi que des informations qui permettent d'appliquer les facteurs d'émission appropriés (comme la teneur en mercure des combustibles ou les technologies de contrôle). Pour les secteurs tels que l'extraction de l'or et les émissions issues de l'incinération et de l'élimination des déchets, les incertitudes sont considérablement supérieures et les estimations les plus élevées données dans l'inventaire PNUE/PSEA (2008) doivent être considérées comme le potentiel maximal des émissions. Les estimations « prudentes » représentent les estimations les plus raisonnables dans les secteurs utilisant du mercure de façon intentionnelle présentés dans l'inventaire PNUE/PSEA (2008).

**Tableau 1.** Émissions anthropiques mondiales de mercure dans l'atmosphère estimées pour 2005 dans différents secteurs (revues par rapport à l'inventaire PNUE/PSEA 2008). Secteurs retenus pour cette étude sur les cinq premières lignes, puis autres secteurs.

Secteur	Émissions en 2005* (tonnes=1000 kg)	Contribution en pourcentage au total des émissions atmosphériques
Combustion du charbon dans les centrales électriques et les chaudières industrielles	498 (339-657)	26
Production de métaux non ferreux (Cu, Zn, Pb)	132 (80-185)	7
Extraction de l'or à grande échelle	111 (66-156)	6
Production de ciment	189 (114-263)	10
Incinération des déchets	42	2
Chauffage domestique/autres types de combustion	382 (257-506)	20
Extraction artisanale et à petite échelle de l'or	323	17
Autres déchets	74	4
Fonte brute et acier, acier secondaire.	61 (35-74)	3
Industrie du chlore et de la soude caustique	47 (29-64)	2
Amalgame dentaire (incinération)**	27	1
Autres	26	1
Production de mercure	9 (5-12)	0,5
<b>Total</b>	<b>1921</b>	

\* Représente les estimations supérieures : estimations (intervalle d'incertitude) ou les estimations prudentes (pas de fourchette associée). Voir l'inventaire PNUE/PSEA (2008) pour un débat sur les incertitudes.

\*\* Ne comprend pas les autres rejets relatifs à la production, la manipulation, l'utilisation et l'élimination des amalgames dentaires.



**Figure 1.** Proportion des émissions anthropiques mondiales de mercure dans l'atmosphère estimées pour 2005 dans différents secteurs (revues par rapport à l'inventaire PNUE/PSEA, 2008).

23. L'inventaire mondial des émissions anthropiques dans l'atmosphère en 2005, restitué dans le rapport PNUE/PSEA (2008) et résumé dans le rapport du PNUE (2008) est l'inventaire (mondial) le plus exhaustif élaboré à ce jour. Une révision entreprise en 2010 a réexaminé cet inventaire et les précédents inventaires publiés pour les années 1990, 1995 et 2000; pour 2005, cette révision a engendré de légères modifications concernant le total des émissions mondiales de mercure dans l'atmosphère, principalement au niveau des secteurs qui utilisent du mercure de façon « intentionnelle », grâce à la disponibilité d'informations plus détaillées sur la consommation de mercure dans les secteurs concernés. Le chapitre 3.2 ci-dessous se penche sur ces modifications.

24. Sur l'estimation totale de 1921 tonnes d'émissions de mercure dans l'atmosphère en 2005, la combustion de combustibles fossiles dans les centrales électriques et les chaudières industrielles contribue à hauteur d'environ 500 tonnes (26 %). Trois-cent-quatre-vingt tonnes de mercure (20 % des émissions mondiales) supplémentaires proviennent de la combustion de combustibles fossiles pour le chauffage domestique (PNUE/PSEA, 2008, PSEA, 2010). Dans de nombreux pays, de grandes quantités de charbon (souvent de mauvaise qualité) sont utilisées pour le chauffage et la cuisine dans les ménages individuels. Dans d'autres pays, les chaudières peuvent servir à un plus grand nombre de foyers. Bien que constituant une source importante d'émissions de mercure, le chauffage domestique ne sera pas davantage examiné par la présente étude car les options de lutte contre les émissions applicables sont très différentes de celles des centrales électriques et des chaudières industrielles. Des contrôles alternatifs tels que le remplacement des combustibles ou la conversion vers d'autres sources d'énergie pour la cuisine et le chauffage devraient être étudiés, en fonction des conditions locales et des ressources disponibles.

25. Presque 70 % des émissions totales de mercure provenant d'industries de métaux non ferreux sont rejetés en Asie (voir section 2.2. pour plus de détails sur les émissions par région géographique). On estime que les industries de métaux non ferreux (d'exploitations à grande échelle) contribuent à hauteur de 130 tonnes dans les émissions totales de mercure dans l'atmosphère en 2005, dont environ 50 % sont rejetées en Chine, suivie par la Corée du Sud (environ 5 %), le Chili, et l'Australie qui émettent chacun environ 5 % des rejets. L'extraction d'or à grande échelle représente 6 % des émissions mondiales (environ 110 tonnes). En 2005, on estimait que la Chine était le plus grand émetteur avec 40 % des émissions du secteur, suivie par l'Australie, les États-Unis et l'Indonésie, qui émettent 5 % à 7 % des rejets du secteur. Le PNUE a récemment reçu des informations indiquant que la Chine a mis fin à l'utilisation de mercure dans l'extraction d'or à grande échelle.

26. Environ 190 tonnes (10 %) des émissions anthropiques mondiales de mercure dans l'atmosphère en 2005 proviennent de l'industrie du ciment. Environ 74 % du total du mercure émis par le secteur du ciment sont rejetés en Asie, la Chine étant le principal contributeur, responsable de 45 % du total des émissions rejetées dans l'atmosphère par l'industrie du ciment, suivie par l'Inde (6 %) et le Japon (5 %). Les États-Unis sont le troisième contributeur (avec 3 %) (PNUE/PSEA, 2008).

27. Les émissions de mercure provenant des ménages et d'autres déchets sont fortement incertaines. La plupart des pays éliminent de grandes quantités de déchets dans les décharges, ou par brûlage à l'air libre. Nombre ne disposent pas des installations permettant l'incinération à haute température et à grande échelle des déchets solides. Souvent, les émissions de ce secteur ne sont donc pas reportées ou sont incluses dans la catégorie générale des « autres » émissions. Les pays qui signalent les émissions provenant des équipements d'incinération à grande échelle de déchets urbains, médicaux et dangereux sont notamment les États-Unis, le Japon et certains pays d'Europe. Cela explique pourquoi ils peuvent sembler « surreprésentés » dans les émissions de cette partie de l'inventaire du secteur des déchets. Pour d'autres pays, l'incinération des déchets est classée, dans l'inventaire mondial, dans la catégorie « déchets et autres ». Les émissions du secteur des déchets calculées sur la base des méthodes d'analyse des flux de substance ou d'équilibre des masses, ainsi que des informations sur les pratiques de traitement des déchets dans les pays peuvent être comparées avec les estimations signalées de l'incinération des déchets, lorsque celles-ci sont disponibles. Selon les dernières estimations révisées (PSEA, 2010) des émissions rejetées par les secteurs de façon intentionnelle en 2005 (voir par. 30), l'incinération de déchets urbains solides dans des équipements à grande échelle aurait contribué à environ 2 % des émissions mondiales de mercure dans l'atmosphère (plus 4 % pour la catégorie « autres déchets »). En gardant à l'esprit que la répartition des émissions au sein du secteur des déchets reste très incertaine, on estime que l'Amérique du Nord et l'Europe contribuent chacune à environ 20 % du mercure directement associé à l'incinération des déchets à grande échelle dans le monde, et l'Asie à environ 45 %.

28. Aux fins du modelage atmosphérique, des inventaires (par maille) des émissions réparties géographiquement sont utilisés comme source. En outre, les modèles nécessitent que ces émissions soient « différenciées », afin de séparer les émissions primaires en trois grands types de mercure/composants du mercure : le mercure élémentaire en phase vapeur (connu sous la formule  $Hg^0$  ou  $Hg^0$ ), les composés bivalents du mercure ( $Hg^2$ ) et le mercure particulaire ( $Hg-P$ ); à eux trois, ils constituent les émissions totales de mercure ( $HgT$ ). Les différents types de mercure se comportent différemment à l'égard du transport, c'est pourquoi les informations relatives à la spéciation sont nécessaires pour déterminer le

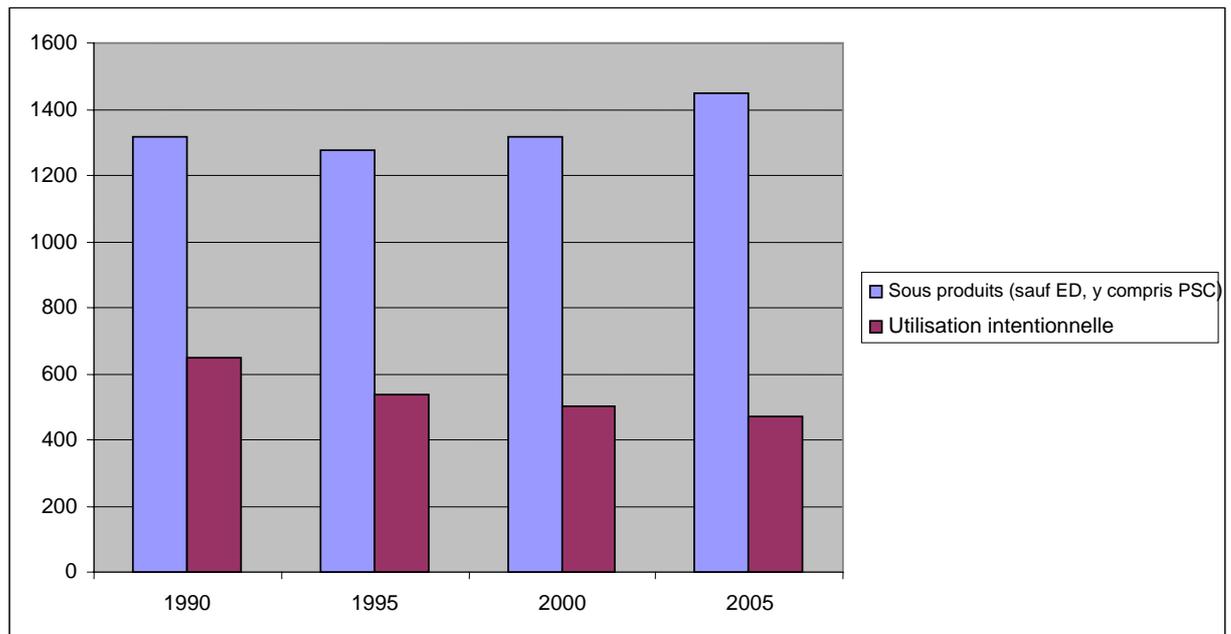
devenir du mercure émis. Les informations concernant la spéciation et les hauteurs des colonnes de mercure sont disponibles dans le rapport PNUE/PSEA (2008).

### **3.2. Tendances des émissions mondiales de mercure dans l'atmosphère**

29. Dans le cadre de son évaluation pour 2010 du mercure dans l'Arctique, le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA) a entrepris une nouvelle analyse des inventaires du mercure à l'échelle mondiale depuis 1990, 1995, 2000 et 2005 (Pacyna et Pacyna, 2002; Pacyna et Pacyna, 2005; Pacyna et al, 2006) afin d'élaborer une série d'inventaires des émissions historiques mondiales plus comparables et pour pouvoir analyser les tendances mondiales des émissions atmosphériques de mercure (PSEA, 2010). Cette nouvelle analyse a utilisé une méthodologie commune, une base d'informations plus cohérente permettant d'estimer les émissions de façon certaine et d'actualiser les précédents inventaires relatifs à différents pays et secteurs, afin de représenter les données améliorées acquises durant l'élaboration des inventaires ces 15 dernières années. Elle a également impliqué la révision de l'inventaire de 2005 à l'aide de données disponibles depuis peu sur la consommation régionale de mercure qui constituent la base des estimations d'émissions des secteurs dont l'utilisation du mercure est « intentionnelle ». Les détails concernant les révisions sont consultables dans le rapport PSEA, 2010.

30. Pour 2005, la révision a revu les estimations à la baisse d'environ 5 tonnes par rapport aux 1926 tonnes d'émissions mondiales de mercure dans l'atmosphère estimées dans le rapport PNUE/PSEA (2008), soit un total de 1921 tonnes. Les émissions « non intentionnelles » sont restées globalement les mêmes que celles qui étaient présentées dans le rapport PNUE/PSEA (2008); cependant, les émissions estimées pour certains pays en particulier dans les secteurs d'utilisation « intentionnelle » ont été légèrement révisées. En plus de réexaminer les émissions des secteurs n'émettant pas de mercure de façon intentionnelle pour toutes les années (1990, 1995, 2000 et 2005), cette nouvelle analyse introduit des estimations des émissions « intentionnelles » de mercure pour les années 1990, 1995 et 2000, qui (à l'exception des émissions de l'industrie du chlore et de la soude caustique), n'étaient auparavant pas disponibles pour ces inventaires « historiques ».

31. Les estimations révisées des émissions de mercure dans l'atmosphère en 1990, 1995, 2000 et 2005 des secteurs à « émissions non intentionnelles » et « intentionnelles » apparaissent sur la Figure 2. Il est important de noter que les données présentées pour les émissions des secteurs à « utilisation intentionnelle » sont des « estimations prudentes » dans la partie inférieure de la fourchette.



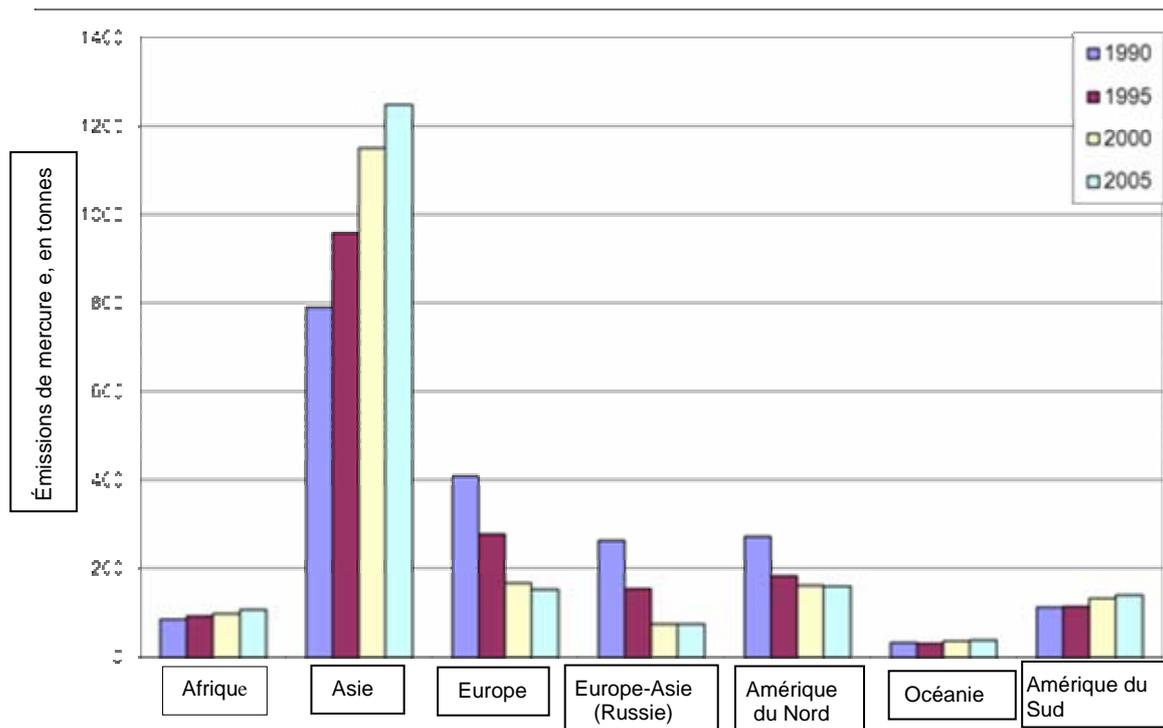
**Figure 2.** Estimations révisées du total mondial des émissions anthropiques de mercure dans l’atmosphère (tonnes) dans les secteurs d’émissions de « sous-produits » et « d’utilisation intentionnelle » en 1990, 1995, 2000 et 2005 (ED = élimination des déchets, PSC = Production de soude caustique) (Source : PSEA, 2010)

32. Dans la Figure 2, chaque barre de gauche indique par année les estimations révisées des émissions de « sous-produits ». La barre de droite présente les émissions estimées de mercure dans l’atmosphère par les secteurs qui émettent « intentionnellement ». Selon les estimations révisées, les émissions de « sous-produits » ont en partie augmenté entre 1990 et 2005, alors que les émissions de secteurs à « utilisation intentionnelle » ont diminué pendant la même période. En général, en additionnant les émissions « non intentionnelles » et « intentionnelles », le volume total des émissions de mercure dans l’atmosphère à l’échelle mondiale est resté relativement stable entre 1990 et 2005.

### 3.2.1. Émissions par région géographique

33. Même si le volume total des émissions mondiales de mercure dans l’atmosphère est resté relativement stable depuis 1990, l’origine régionale des émissions s’est fortement déplacée. Les tendances régionales pour les émissions (combinées) par les secteurs qui utilisent du mercure de façon « non intentionnelle » et « intentionnelle » pour 1990, 1995, 2000 et 2005 sont résumées par la Figure 3. La figure montre que les émissions anthropiques de mercure dans l’atmosphère ont considérablement augmenté en Asie, et dans une bien moindre mesure en Afrique et en Amérique du Sud, tandis que les émissions en Europe, Eurasie et Amérique du Nord ont diminué entre 1990 et 2005.

34. Selon le rapport PNUE/PSEA (2008), en 2005, les pays asiatiques ont contribué à hauteur d’environ 67 % aux émissions anthropiques mondiales de mercure dans l’atmosphère, suivis par l’Amérique du Nord et l’Europe (PNUE/PSEA, 2008). La Russie, avec sa contribution d’environ 4 % aux émissions mondiales, est mise à part, compte tenu de sa présence à la fois en Europe et en Asie.

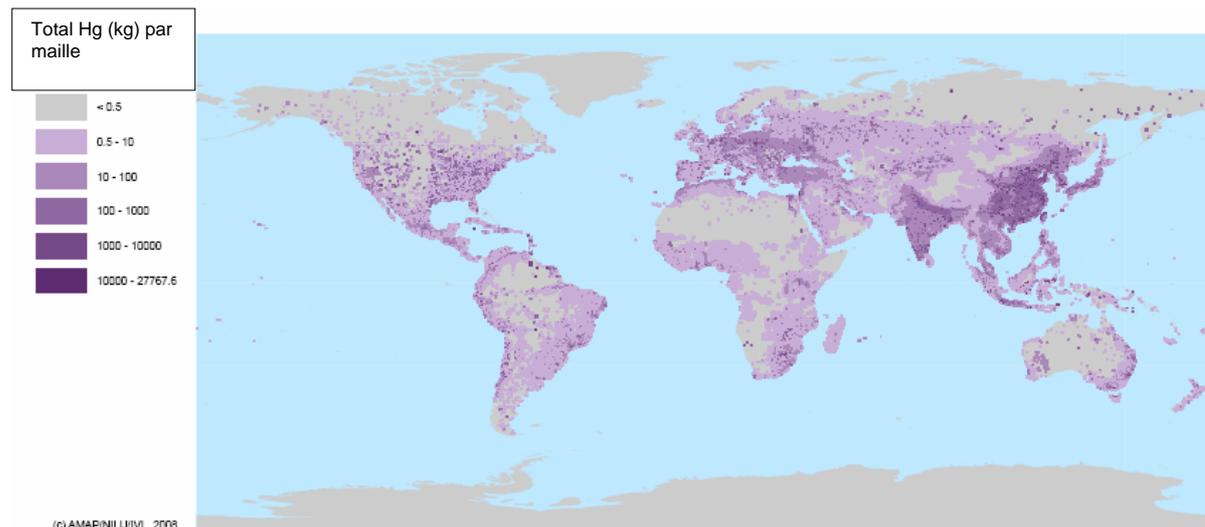


**Figure 3.** Estimations révisées des émissions anthropiques de mercure dans l'atmosphère (tonnes) en 1990, 1995, 2000 et 2005 dans différents continents/régions. (Source : PSEA, 2010)

35. La Chine, avec ses nombreuses centrales électriques alimentées au charbon, serait le plus grand émetteur au monde de mercure dans l'atmosphère en 2005. Les émissions de centrales électriques ne constituent qu'une part des émissions de mercure issues de la combustion en Chine. Sont tout aussi importantes les émissions issues de la combustion de charbon de mauvaise qualité, combiné à divers types de déchets, servant à produire de la chaleur et à faire la cuisine dans les logements de petite taille dans les zones rurales. Les émissions du secteur électrique en Chine ont probablement diminué depuis 2005 (voir section 3.3.2)

36. Ensemble, trois pays, la Chine, l'Inde, et les États-Unis, étaient responsables de 57 % de l'estimation totale des émissions de mercure dans l'atmosphère en 2005 (1097 sur 1921 tonnes).

37. La Figure 4 illustre la répartition mondiale des émissions anthropiques de mercure en 2005 selon leur répartition géospatiale, déterminée grâce à la méthodologie décrite dans le rapport PNUE/PSEA, 2008.



**Figure 4.** Émissions de mercure réparties dans l'espace (d'après PNUE/PSEA, 2008).

### 3.3. Comparaison des informations sur les émissions

#### 3.3.1. Comparaison des études disponibles sur les émissions à l'échelle mondiale

38. L'inventaire PNUE/PSEA (2008) des émissions anthropiques mondiales pour l'année 2005 peut être comparé aux inventaires présentés dans d'autres études, telles que celle sur les émissions mondiales de mercure de sources anthropiques et naturelles par Pirrone et al (2010). Cet inventaire estime les émissions anthropiques mondiales dans l'atmosphère à 2320 tonnes, à partir des données fournies par différents pays pour les années 2003-2006, y compris certaines sources utilisées lors de l'élaboration de l'inventaire PNUE/PSEA pour 2005 et, pour l'Europe, la Russie et l'Amérique du Sud, les estimations du PNUE/PSEA. L'ensemble de l'inventaire (2320 tonnes) se trouve bien dans la fourchette des estimations de l'inventaire mondial du rapport PNUE/PSEA (2008), de 1221-2950 tonnes (meilleure estimation : 1921 tonnes), tout comme les estimations de certains secteurs (voir **Tableau 2. Estimations mondiales des émissions anthropiques de mercure dans l'atmosphère en 2005 dans les secteurs retenus - comparaison des compilations des inventaires mondiaux (tonnes)**). Par exemple, Pirrone et al (2010) ont estimé les émissions à 810 et 236 tonnes, respectivement, pour la combustion de charbon en installation fixe (centrales électriques et chauffage domestique combinés) et pour la production de ciment; en comparaison, l'inventaire PNUE/PSEA les estime à 878 (597-1163) et 189 (114-263) tonnes. En ce qui concerne la production de métaux non ferreux en revanche, la différence est plus importante (310 tonnes, pour les estimations du PNUE/PSEA à 132 (80-185) tonnes). De même, en ce qui concerne l'industrie du chlore et de la soude caustique, l'estimation proposée par Pirrone et al (2010) de 163 tonnes est considérablement supérieure à l'estimation du PNUE/PSEA, de 47 (29-64) tonnes. Des différences existent également entre les estimations d'émissions proposées pour chacun des pays. Dans certains cas, cela peut s'expliquer par l'utilisation de différents facteurs d'émissions. Par exemple, la teneur en mercure du charbon est très variable et en l'absence de mesure des concentrations, différentes hypothèses sur la teneur en mercure du charbon apparaissent dans les inventaires.

**Tableau 2.** Estimations mondiales des émissions anthropiques de mercure dans l'atmosphère en 2005 dans les secteurs retenus - comparaison des compilations des inventaires mondiaux (tonnes)

<b>Secteurs retenus</b>	<b>PNUE/PSEA 2008 (révisé)*</b>	<b>Pirrone et al (2010)</b>	<b>Hylander et Herbert (2008)</b>
	<b>tonnes</b>	<b>tonnes</b>	<b>tonnes</b>
<b><i>Combustion en installation fixe</i></b>			
Combustion du charbon dans les centrales électriques et les chaudières industrielles	498 (339-657)	810 (dont 747 par combustion de charbon dans les centrales électriques)	
Chauffage domestique/autres types de combustion	382 (257-506)		
<b><i>Production de métaux non ferreux</i></b>			
Production de métaux non ferreux (Cu, Zn, Pb)	132 (80-185)	310	275
Extraction de l'or à grande échelle	111 (66-156)	-	
<b><i>Production de ciment</i></b>			
Production de ciment	189 (114-263)	236	
<b><i>Incinération des déchets</i></b>			
Incinération des déchets	42	187 (élimination des déchets)	
Autres déchets	74		
<b><i>Autres secteurs majeurs</i></b>			
Fonte brute et acier, acier secondaire	61 (35-74)	43	
Extraction artisanale et à petite échelle de l'or	323	400	
Industrie du chlore et de la soude caustique	47 (29-64)	163	
<b>Inventaire général**</b>	<b>1921 (1221-2950)</b>	<b>2320</b>	

\* Restitue les meilleures estimations : estimation (intervalle d'incertitude), ou estimation prudente (pas de fourchette associée). Voir PNUE/PSEA (2008) pour une réflexion sur les incertitudes.

\*\* Comprend d'autres secteurs non listés dans le tableau ci-dessus.

39. Hylander et Herbert (2008) ont estimé qu'environ 275 tonnes de mercure avaient été émises dans le monde en 2005 par le traitement pyrométallurgique de minerais sulfurés non ferreux tels que cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le zinc, dont presque la moitié par la fusion du zinc, et le reste partagé de façon égale entre la fusion du cuivre et celle du plomb. À nouveau, ces chiffres sont plus élevés que les estimations d'émissions de l'inventaire PNUE/PSEA (2008), et cette différence peut être attribuée à l'utilisation de différents facteurs d'émissions que ceux choisis pour le travail du PNUE/PSEA (mais ils sont plus faibles que les facteurs d'émissions utilisés pour une partie du travail présenté dans l'inventaire de Pirrone et al (2010). Les évaluations de Pirrone et al (2010) et Hylander et Herbert (2008) indiquent que la contribution du secteur des métaux non ferreux, en particulier aux émissions mondiales dans l'atmosphère, sont parfois supérieures à celles de l'étude du PNUE/PSEA de 2008, et cela peut être lié en partie aux émissions associées aux opérations de fusion à petite échelle dans des pays comme la Chine.

40. La comparaison des inventaires est aussi gênée par les différences entre les catégorisations de secteurs: par exemple, dans l'inventaire de Pirrone et al (2010), l'extraction de l'or à grande échelle ne se trouve pas dans une catégorie séparée des secteurs d'émissions mais on y trouve aussi les émissions des feux de mines de charbon (32 tonnes) et de la production (24 tonnes) de chlorure de vinyle monomérique (CVM), qui ne le sont pas dans l'inventaire du PNUE/PSEA (qui considère les premiers comme non anthropiques et exclut les derniers en l'absence d'informations fiables sur cette source).

41. Le rapport PNUE/PSEA (2008) comprend une description plus détaillée de certaines comparaisons présentées ci-dessus; mais toutes ces comparaisons pointent la nécessité fondamentale d'obtenir des informations de meilleure qualité sur des paramètres clef tels que la teneur en mercure du charbon, des facteurs d'émission appropriés (pour différentes technologies appliquées, etc.), des statistiques sur la consommation et l'utilisation du mercure, et les activités dans les différents pays ainsi que les mesures de contrôle appliquées. Pour les pays pour lesquels les inventaires à l'échelle mondiale indiquent de grands volumes d'émissions de mercure, l'absence de recherches ou de statistiques nationales garantissant de vérifier les estimations d'émissions reste un obstacle à la réduction des incertitudes portant sur ces estimations, bien que, récemment, des recherches soumises au PNUE sur le secteur des centrales électriques alimentées au charbon aient accompli de considérables progrès (MEPC, 2010).

42. La plupart du travail effectué pour la présente étude, visant à obtenir de meilleures informations de ce type, ainsi que les autres informations pertinentes obtenues auprès de plusieurs pays, font l'objet de la section suivante.

### **3.3.2. Comparaison des inventaires par pays**

43. Ces dernières années, plusieurs pays ont produit leurs propres inventaires nationaux d'émissions de mercure dans l'atmosphère, et les ont mis à disposition du PNUE aux fins de la présente étude. Nous présentons certains d'entre eux ci-dessous, notamment des comparaisons avec les estimations d'émissions présentées dans le rapport PNUE/PSEA (2008).

#### ***Australie***

44. Pour l'Australie, Nelson et al, (2009) estiment que les émissions anthropiques de mercure dans l'atmosphère s'élevaient à 15 tonnes en 2006, soit moins de la moitié des émissions estimées dans l'inventaire PNUE/PSEA pour 2005. L'extraction aurifère, qui contribue à hauteur de 7,6 tonnes, est considérée dans l'inventaire national comme dans l'inventaire mondial comme un contributeur majeur aux émissions anthropiques australiennes. La combustion du charbon dans les centrales électriques se situe au deuxième rang dans l'inventaire national, contribuant à hauteur d'environ 2,3 tonnes, tandis que dans l'inventaire PNUE/PSEA, les émissions s'approchent de 8,8 tonnes, résultat de la prise en compte de différents teneurs en mercure dans le charbon; la combustion du charbon pour le chauffage domestique n'est pas mentionnée dans l'inventaire de Nelson et al (2009). Parmi les autres sources majeures en Australie, on trouve la production de l'alumine à partir de la bauxite (1,9 tonne) et l'extraction et la fusion dans la production de métaux non ferreux (autres que la fusion de l'or; 0,89 tonne), dont les estimations sont plus faibles que celles du PNUE/PSEA, qui se situent autour des 6 tonnes par an pour ces secteurs. Les estimations d'émissions par les activités telles que la production de coke (0,5 tonne), l'industrie du chlore et de la soude caustique (0,34 tonne)

et les émissions par la production de ciment et de chaux (0,31 tonne) sont, quant à elles, comparables à celles de l'inventaire PNUE/PSEA.

### *Canada*

45. Le rapport national canadien relève des émissions de centrales électriques alimentées au charbon, de production de métaux non ferreux et de production de ciment de 2, 1,4 et 0,3 tonnes, respectivement, sur un total d'émissions d'environ 7,1 tonnes en 2007. Ces données, basées sur l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) de 2007, sont similaires aux valeurs signalées dans l'inventaire PNUE/PSEA de 2005, essentiellement fondées sur les données de l'INRP 2005, qui estimaient les émissions totales du Canada en 2005 à 8 (4-12) tonnes. Dans le rapport PNUE/PSEA, les émissions par l'incinération des déchets en 2005 étaient estimées à 0,8 tonnes calculées avec la méthode de débit massique, pour une valeur de 1,1 tonne estimée en 2007. Les données de l'INRP indiquent des émissions en légère diminution par les centrales électriques alimentées au charbon et la production de métaux non ferreux, et des émissions en légère augmentation par la production de ciment entre 2005 et 2007.

### *Chine*

46. Les estimations détaillées des émissions au niveau national en Chine sont peu nombreuses, mais plusieurs études intéressantes ont récemment été publiées. Wu et al, (2006), estiment que les émissions anthropiques de mercure s'élevaient à 696 tonnes en 2003 en Chine, avec un intervalle d'incertitude de  $\pm 307$  tonnes. On peut comparer ce chiffre aux 794 tonnes (fourchette : 477-1113 tonnes) estimées par le rapport PNUE/PSEA. Li et al (2010) évaluent les émissions de mercure par la production de zinc primaire en Chine à 80,7-104,2 tonnes par an (pour la période 2002-2006). Dans Streets et al (2009), les données relatives à la combustion du charbon ont été actualisées et extrapolées aux conditions de 2005, ce qui a permis d'estimer les émissions de mercure par la combustion du charbon dans les centrales électriques et dans l'industrie à presque 295 tonnes en 2005. Dans une étude du PNUE élaborée pour le Ministère chinois de la Protection environnementale, par l'Université Tsinghua de Beijing (MEPC en préparation, 2010), les émissions de mercure par la combustion du charbon dans les centrales électriques en 2005 sont estimées à 108,6 tonnes (intervalle de confiance à 65,2-195,4); les estimations PNUE/PSEA (2008) pour ce secteur s'élèvent à 195 (146-243 tonnes) à 2005. Les estimations de Wu et al (2006) pour les émissions par la combustion du charbon dans les centrales électriques et l'industrie (combinées) s'élèvent à 225 tonnes (semblables aux estimations PNUE/PSEA pour cette combinaison). Les émissions par la fusion de métaux non ferreux à grande échelle ont également été estimées à 290 tonnes (bien plus que les estimations PNUE/PSEA à 77-143 tonnes pour les métaux non ferreux, y compris l'extraction aurifère à grande échelle), la production de ciment à 35 tonnes (moins que les estimations PNUE/PSEA dans la fourchette de 59-110 tonnes) et l'incinération des déchets domestiques à environ 10 tonnes.

### *Inde*

47. Les émissions de mercure dans l'atmosphère par les sources industrielles en Inde ont été évaluées par Mukherjee et al (2009) pour 2000 et 2004, en relation avec les activités de la zone de Partenariat pour la recherche sur le transport atmosphérique et le devenir du mercure. En raison de la rareté des informations spécifiques au pays, les estimations ont été fondées sur les facteurs d'émission pour l'Union Européenne (UE), les États-Unis, sur la littérature disponible et sur les informations fournies par l'Inde en quantité limitée.

Selon ces estimations, les émissions sont passées de 321 tonnes en 2000 à 253 tonnes en 2004, en raison de la forte diminution des émissions des usines de chlore et de soude caustique; en comparaison, l'inventaire PNUE/PSEA les estimait à 180 (108-252) tonnes en 2005. L'Inde est un grand producteur de charbon et les centrales électriques alimentées au charbon ont été désignées comme la plus importante source d'émissions de mercure dans l'atmosphère en Inde en 2004 par Mukherjee et al (2009), avec environ 121 tonnes. La différence entre cette estimation et celle de l'inventaire PNUE/PSEA (2008) pour 2005 (52-87 tonnes) est en grande partie due au fait que Mukherjee et al ont utilisé une valeur supérieure du mercure dans le charbon (0,376 mg/kg) à celle utilisée dans l'étude PNUE/PSEA. Kumari (2010) fait mention d'une augmentation des émissions de mercure par les centrales thermiques indiennes de 95 à 112 tonnes entre 2006 et 2008, avec un intervalle d'incertitude de 59-200 tonnes pour 2008. Selon Mukherjee et al (2009), la production de métaux non ferreux, qui utilise différentes technologies pour la production de cuivre, de plomb et de zinc, a contribué à hauteur de 15,5 tonnes de mercure dans l'atmosphère en 2004 en Inde, soit une hausse d'environ 8 tonnes en 2000. Kumari (2010) estime que les émissions par la fonderie de métaux non ferreux se trouvent dans l'intervalle 7,6-21,7 tonnes en 2007; et le PNUE/PSEA les estime à 3-5,6 tonnes pour 2005. L'industrie du ciment en Inde, qui selon Mukherjee et al (2009) est la deuxième au monde, aurait émis environ 4,7 tonnes de mercure en 2004, soit moins que les 8-14,8 tonnes estimées par le rapport PNUE/PSEA. En Inde, certaines usines de ciment Portland sont assez modernes et avancées. Mukherjee et al (2009) signalent que la consommation énergétique de la production de ciment est élevée, mais on ignore si les usines utilisent les déchets comme combustible de substitution. Les déchets urbains solides en Inde sont généralement éliminés dans des déchetteries, par versage brut et brûlage en plein air. Les déchets médicaux sont incinérés dans certains hôpitaux, mais les informations ne sont pas à jour.

### ***République de Corée***

48. Un inventaire des émissions pour la République de Corée pour 2007 (Kim et al, 2010) a donné comme estimation totale des émissions de mercure dans l'atmosphère 12,8 tonnes (fourchette 6,5-20,2 tonnes), dont 54,8 % proviennent de sources industrielles, 45 % de sources de combustion en installation fixe et 0,02 % de sources mobiles. Les émetteurs principaux étaient : les centrales thermiques (26 %), les raffineries de pétrole (25 %), les fours à ciment (20 %) et l'incinération des déchets (urbains, industriels, médicaux et boues d'épuration) (20 %). Les émissions provenant de la production de métaux non ferreux étaient mineures, et bien plus faibles que celles qu'avait estimées le PNUE/PSEA.

49. Les estimations d'émissions, bien que plus faibles que les 32,3 tonnes (19,4-45,2 tonnes) que l'inventaire du PNUE/PSEA estimait pour la République de Corée, ont, selon Kim et al (2010), fortement diminué entre 2000 et 2007 en raison de l'introduction de technologies de contrôle; en outre, les émissions issues de la combustion de charbon domestique ne sont pas quantifiées. Les émissions de centrales électriques, estimées par Kim et al (2010) à 1,1-4,5 tonnes, sont trois fois plus faibles que celles estimées par le rapport PNUE/PSEA à 6,7-11,3 tonnes. En revanche, les estimations concernant l'incinération des déchets (1,8 tonnes) sont supérieures à celles du PNUE/PSEA (0,3 tonnes).

50. L'étude de Kim et al (2010) prévoit un vaste programme de mesure des émissions par différentes sources en République de Corée. Ce programme permet l'élaboration de

facteurs d'émissions spécifiques aux pays, et d'augmenter sensiblement la précision de l'inventaire de Kim et al (2010). Les facteurs d'émission obtenus étaient généralement plus faibles que ceux existants dans la littérature. La Corée utilise des dispositifs anti-pollution atmosphérique (DAPA) efficaces et de bonnes pratiques de management environnemental. Parmi les pratiques en place en Corée, on trouve les réglementations relatives au mercure pour les produits, la lutte contre les émissions de déchets et de sources de mercure, ainsi qu'un contrôle des émissions de mercure permettant plus d'avantages concomitants, des carburants plus propres, la fermeture des équipements les plus polluants et les moins efficaces, une réglementation plus stricte en matière de pollution atmosphérique et une meilleure sensibilisation des propriétaires des installations et du public à la limitation de l'utilisation du mercure dans les produits (Kim et al, 2010).

### *Afrique du Sud*

51. Masekoameng et al (2010) ont évalué les émissions de mercure dans l'atmosphère par les sources d'Afrique du Sud pour la période 2000-2006. En utilisant la combinaison des informations annuelles relatives aux activités avec les facteurs d'émission spécifiques à l'Afrique du Sud, ainsi qu'avec ceux proposés par le Toolkit du PNUE, les émissions de mercure dans l'atmosphère ont été estimées pour chaque activité. En règle générale, on estime que les émissions atmosphériques de mercure sont passées de 34 tonnes en 2000 à 50 tonnes en 2006. Les centrales électriques alimentées au charbon constituent le principal contributeur aux émissions de mercure, avec 38,9 tonnes, suivies de la production de ciment avec 3,9 tonnes en 2006. Cet inventaire des émissions spécifique à l'Afrique du Sud est similaire à celui de l'étude PNUE/PSEA, à la fois en termes d'émissions totales et de secteurs pris en considération.

52. En ce qui concerne les centrales électriques alimentées au charbon, les calculs se sont basés sur la consommation de charbon spécifique aux centrales et la teneur en mercure des charbons, ainsi que sur les dispositifs de lutte contre les émissions et leur efficacité théorique d'enlèvement.

### *Inventaires nationaux fondés sur le Toolkit du PNUE*

53. Plusieurs pays ont élaboré, ou sont en phase d'élaboration d'un inventaire national des émissions de mercure à l'aide du Toolkit du PNUE (PNUE, 2005 et PNUE, 2010). Les inventaires référencés ci-dessous ont tous été officiellement soumis au PNUE et sont disponibles sur le site Internet du PNUE.

54. En Amérique Centrale et du Sud, les estimations portent sur le Chili, l'Équateur, la République Dominicaine, le Mexique et le Panama. On estime que les émissions anthropiques de mercure dans l'atmosphère au Chili se situent entre 1,7 et 9 tonnes par an (Gouvernement du Chili, 2008), soit moins que les estimations du rapport PNUE/PSEA (2008) à 12,6 tonnes. Un inventaire des émissions pour le Panama, également élaboré à partir du Toolkit du PNUE, a permis d'estimer les émissions de mercure dans l'atmosphère à 0,24-4,8 tonnes par an (Agence nationale pour l'environnement, Panama, 2009), que l'étude PNUE/PSEA a estimé à 0,8 tonne. L'Équateur a estimé que ses émissions anthropiques de mercure se situaient entre 0,9 et 16 tonnes en 2005 (Ministerio del Ambiente, Équateur, 2008), et le PNUE/PSEA les estime à 6,5 tonnes. Les émissions signalées pour le Mexique sont de 50 tonnes en 2004; tandis qu'elles seraient pour le PNUE/PSEA (2008) de 14,7 tonnes, toutes sources confondues. La République Dominicaine a annoncé des émissions atmosphériques de mercure de 1,1 tonne (Medio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2010), en comparaison, l'étude PNUE/PSEA les estime à 0,654 tonnes.

55. Plusieurs pays asiatiques ont transmis des estimations nationales d'émissions de mercure dans l'atmosphère calculées à partir du Toolkit du PNUE, comme suit :

- Cambodge : 0,8-14,8 tonnes (bien que la distinction entre émissions dans l'atmosphère et dans l'eau ne soit pas claire dans ce cas), que le PNUE/PSEA (2008) estime à 2,3 (1,4-3,3 tonnes);
- Pakistan : 2,1-5,7 tonnes, que le PNUE/PSEA (2008) estime à 5,9 (3,5-8,3 tonnes);
- Philippines : 80,7 tonnes (dont 32 tonnes sont attribuées à la production d'énergie géothermique et 39,5 à l'extraction de l'or), que le PNUE/PSEA (2008) estime à 14,4 tonnes (8,6-20,1 tonnes);
- République Arabe Syrienne : 1,3-7,1 tonnes), que le PNUE/PSEA (2008) estime à 0,7 tonnes (0,4-1,0 tonnes);
- Yémen : 0,2-1,8 tonne), que le PNUE/PSEA (2008) estime à 0,4 tonne (0,2-0,5 tonne);

56. En Afrique, les inventaires basés sur le Toolkit du PNUE ont été élaborés pour :

- le Burkina Faso : 0,5 tonne), que le PNUE/PSEA (2008) estime à 2,4 tonnes (1,2-3,6 tonnes); et
- Madagascar : 15 tonnes (en majeure partie liées à l'élimination des déchets), que le PNUE/PSEA (2008) estime à 0,9 tonne (0,4-1,3 tonne).

57. Il est important de signaler qu'un certain nombre de ces inventaires sont encore au stade préliminaire, et la comparaison directe des estimations totales des émissions avec celles du travail du PNUE/PSEA (2008) n'est pas toujours appropriée, en raison des sources prises en compte (comme la production d'énergie géothermique aux Philippines, qui n'a pas été retenue par l'inventaire de PNUE/PSEA). De même, les émissions provenant des sources de combustion de charbon autres que les centrales électriques (comme l'utilisation de charbon pour le chauffage domestique et la cuisine) sont quantifiées dans peu d'inventaires nationaux, et sont sujettes à de grandes incertitudes dans tous ceux dans lesquels elles sont mentionnées.

58. Les inventaires nationaux de la plupart des pays, notamment les pays les plus émetteurs, sont toujours inexistantes ou incomplets. En l'absence de ces inventaires, les calculs fondés sur les statistiques (compilées au niveau mondial) disponibles, les facteurs d'émissions et les hypothèses relatives aux technologies et aux pratiques constituent les seuls éléments permettant de quantifier des émissions mondiales. Ces calculs sont associés à une part d'incertitude qui a été estimée par le PSEA/PNUE (2008) à 25 % pour la combustion de combustibles fossiles en installation fixe et à 30 % pour les secteurs des métaux non ferreux, du fer et de l'acier et de la production de ciment. En ce qui concerne l'élimination des déchets, l'incertitude est jusqu'à 5 fois supérieure. En ce qui concerne le mercure et l'extraction de l'or, aucune estimation de l'incertitude n'a été fournie, principalement en raison des chiffres particulièrement incertains de l'extraction aurifère artisanale. L'incertitude autour du total des estimations des émissions pour différentes régions a également été évaluée à 27-30 % pour l'Amérique du Nord, l'Europe et l'Australie, à 40-50 % pour le reste du monde. La présente étude n'a pas effectué de réexamen de ces incertitudes mais la plus grande disponibilité des inventaires nationaux d'émissions (comme cette section les a présentés) fournit des informations fiables qui permettront à l'avenir d'élaborer des inventaires d'émissions plus précis. Outre les incertitudes associées à l'utilisation de statistiques mondiales et des facteurs d'émission, il doit également être noté que les émissions peuvent avoir changé depuis l'année de

référence 2005 utilisée dans le rapport PSEA/PNUE (2008). L'utilisation d'énergie et la production industrielle plus importantes peuvent avoir accru les émissions de mercure dans certaines régions, tandis que les mesures visant à réduire les émissions de polluants atmosphériques ou les mesures spécifiques visant à réduire les émissions de mercure peuvent avoir engendré la diminution de ces dernières dans d'autres secteurs et régions. En Chine par exemple, selon les informations soumises à cette étude par le pays, les émissions de mercure par l'énergie alimentée au charbon ont diminué de 35 tonnes entre 2005 et 2008, en grande partie en raison d'une meilleure efficacité énergétique dans le secteur et des mesures visant à réduire les émissions de SO<sub>2</sub>.

## 4. Contrôle, efficacité et coûts des émissions

59. Ce chapitre vise à présenter les technologies disponibles de lutte contre les émissions de mercure dans les secteurs retenus, leurs efficacité et coûts associés, le contrôle conjoint du mercure et des polluants atmosphériques ainsi qu'une réflexion générale et des exemples d'exigences relatives au calcul des coûts.

### 4.1. Contrôle primaire des émissions

60. Le mercure entre dans des procédés industriels de combustion ou à haute température dont il est question dans la présente étude en tant que composant mineur du combustible, de la matière première utilisée dans le procédé ou des déchets (dans le cas de l'incinération), et une quantité variable de ce mercure sera émise dans l'atmosphère après la combustion. Si la méthode la plus pratique de réduction des émissions de mercure peut réussir grâce à des contrôles d'émissions, dans beaucoup d'exemples d'autres étapes peuvent jouer un rôle important. L'une des mesures de contrôle primordiales consiste donc à réduire la quantité de mercure dans le combustible, les matières premières ou les déchets avant le début de la combustion. Une autre approche générale de réduction des émissions consiste à augmenter l'efficacité de l'exploitation, diminuant par là la quantité de combustible ou de matières premières utilisés et donc les émissions de mercure et d'autres polluants qui en résultent.

61. Un certain nombre de mesures plus générales peuvent être considérées comme les meilleures pratiques de façon générale, et peuvent réduire efficacement les émissions de mercure de tous types, dans la plupart des cas à bas coût, notamment par rapport aux coûts globaux de la conception et de la mise en service d'une usine (PNUE 2006, PNUE en prép., 2010):

- *Formation, enseignement et motivation du personnel et des exploitants.* Les procédés industriels sont supervisés par des individus. C'est pourquoi une formation du personnel appropriée et ciblée peut s'avérer un moyen particulièrement rentable de réduction des rejets de substances nocives.
- *Optimisation du contrôle de processus.* Pour parvenir à réduire les différents polluants de façon simultanée, et pour conserver un faible niveau d'émissions, une attention particulière doit être accordée au contrôle des procédés.
- *Maintenance régulière.* Pour conserver l'efficacité des unités techniques des procédés industriels, et pour que les systèmes de réduction de la pollution qui leur sont associés continuent à fonctionner à haut niveau, une maintenance suffisante et régulière doit être assurée.
- *Sensibilisation effective à l'importance du management environnemental.* Un système de management environnemental définissant clairement les responsabilités propres aux opérations liées à l'environnement est un outil nécessaire à une gestion responsable. Il sensibilise en même temps qu'il prévoit des objectifs et mesures, des procédés et la pédagogie industrielle, des listes de contrôle et une documentation pertinente, si nécessaire.

62. Pour lutter contre les émissions de mercure dans les gaz de combustion en aval du procédé de combustion, un certain nombre d'approches techniques peuvent être mises en œuvre. Dans beaucoup de cas, le contrôle conjoint des émissions de mercure et d'autres polluants atmosphériques est réalisé lors de l'utilisation de technologies de lutte contre les émissions atmosphériques. Pour un contrôle supplémentaire des émissions du mercure, des

technologies de contrôle spécifiques ont été élaborées, souvent à partir de l'ajout de sorbants, comme le charbon actif (traité chimiquement ou non) pour piéger le mercure.

63. En ce qui concerne les secteurs retenus dans cette étude, nombre des techniques de contrôle conjoint et de contrôle spécifique au mercure potentiellement applicables sont similaires. Elles ne seront donc pas présentées séparément ici. En revanche, en raison des variations entre et au sein des secteurs, des informations spécifiques aux secteurs seront abordées aux chapitres 5.1 à 5.4.

#### 4.2. Contrôle conjoint du mercure et des polluants atmosphériques

64. Les usines modernes de combustion et de procédés industriels ainsi que beaucoup d'usines remises à neuf disposent d'une série d'installations de réduction des émissions (Tableau 3 *Quelques technologies de lutte contre les polluants atmosphériques communs (essentiellement d'après le guide d'orientation pour l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques EMEP/AEE 2007).*). Plusieurs technologies de réduction ciblent un certain type de polluant atmosphérique, mais elles peuvent également contribuer à extraire d'autres polluants des gaz de combustion. Le filtre en tissu, par exemple, dispose d'une fonction secondaire pour le contrôle des gaz corrosifs, tout comme le dépoussiéreur par voie humide pour le contrôle des particules. Souvent, d'autres systèmes de contrôle doivent être combinés afin de contrôler plusieurs polluants de façon efficace. Généralement, les équipements de réduction installés sont ceux visant à réduire les émissions de polluants tels que les particules (MP, matière particulaire), le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) et les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), qui peuvent, à différents degrés, affecter les émissions de mercure. Pour réduire le mercure au-delà des niveaux déjà atteints, et en faire un avantage concomitant aux technologies de réduction des polluants atmosphériques plus communs, des mesures supplémentaires visant spécifiquement à réduire le mercure doivent être prises.

**Tableau 3** *Quelques technologies de lutte contre les polluants atmosphériques communs (essentiellement d'après le guide d'orientation pour l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques EMEP/AEE 2007).*

<b>Technologies de contrôle des polluants atmosphériques</b>	<b>Description</b>
Filtres en tissu (FT)	Consistent en des matériaux semi-perméables en forme de sacs ou de poches qui piègent les particules, montés dans une enveloppe étanche (dépoussiéreur à manche) séparée en différentes sections. Les filtres en tissu sont également utilisés dans la deuxième phase des systèmes de lutte contre les gaz corrosifs (comme le contrôle du SO <sub>2</sub> ).
Précipitateurs électrostatiques (PES)	Utilisent le principe de l'attraction électrostatique pour extraire les particules entraînées des gaz de combustion. Ils sont constitués de rangées d'électrodes de décharge (câbles ou fines tiges métalliques) dans lesquelles on applique une haute tension, et qui se déplacent au milieu de rangées parallèles de plaques de métal qui collectent les particules chargées.
Dépoussiéreurs par voie humide	Éliminent les gaz corrosifs (comme le HCl, le HF et le SO <sub>2</sub> ) en lavant les gaz de combustion dans une tour d'absorption destinée à fournir un contact gaz-liquide élevé. Dans la première phase, les gaz sont refroidis par eau pulvérisée, ce qui extrait le HCl, le HF, certaines matières particulaires et certains métaux lourds. Dans la seconde phase, l'hydroxyde de calcium ou tout autre alcali applicable est employé pour piéger le SO <sub>2</sub> et le HCl restants. Avec le dépoussiérage par voie humide à la chaux caustique/au calcaire, l'efficacité de la réduction du SO <sub>2</sub> est > 90 %. Les dépoussiéreurs par voie humide ont parfois pour objectif premier de piéger les particules. La majorité des systèmes de DGC utilisés dans le monde

	sont des dépoussiéreurs à chaux par voie humide.
Absorbéurs par voie demi-sèche /systèmes d'absorption (séchage par atomisation)	Utilisent un coulis réactif aux alcalins (généralement de l'hydroxyde de calcium), introduit par pulvérisation en fines gouttelettes. Les gaz corrosifs (comme le SO <sub>2</sub> ) sont absorbés dans la phase aqueuse sur la surface de ces gouttelettes et neutralisés; le coulis est séché par la chaleur du gaz de combustion pour former un produit sec qui est récupéré dans un précipitateur électrostatique ou un filtre en tissu. L'efficacité de la réduction du SO <sub>2</sub> est > 90 %.
Systèmes d'injection par voie sèche	Impliquent l'injection d'un réactif aux alcalins (comme l'hydroxyde de calcium ou le bicarbonate de sodium) en fine poudre sèche pour piéger et neutraliser les gaz corrosifs. Le produit neutralisé est en général recueilli dans un filtre en tissu.
Réduction non sélective catalytique (SNCR) et Réduction sélective catalytique (SCR)	Visent à réduire les oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> ) dans les gaz de combustion. Le procédé de SNCR consiste à injecter de l'ammoniac ou de l'urée près du fourneau. Le système de SCR est basé sur des réactions sélectives aux additifs injectés en présence d'un catalyseur. Les additifs utilisés sont principalement de l'ammoniac (gazeux et en solution) mais aussi l'urée. La réduction des émissions de NO <sub>x</sub> par la SNCR peut être limitée (jusqu'à 50 %) mais elle peut aller de 70 % à 95 % grâce à la SCR.
Adsorption par charbon actif/coke de lignite actif	Plusieurs technologies différentes ont été développées pour contrôler le mercure, les COV et les dioxines. Ces systèmes peuvent également s'avérer efficaces dans le piégeage du HCl et du SO <sub>2</sub> .

65. Les filtres en tissu (FT) et les précipitateurs électrostatiques (PES) sont en premier lieu destinés à réduire les matières particulaires des gaz de combustion, mais ils peuvent également, dans une certaine mesure, réduire les émissions atmosphériques de mercure en piégeant le mercure adsorbé sur les particules. L'efficacité en matière de piégeage du mercure par les filtres dépend de leurs capacités à piéger des particules de petite taille sur lesquelles le mercure peut être adsorbé et de la présence de composants dans le flux de gaz de combustion qui peuvent être capturés sur les filtres et servir de site d'adsorption au mercure.

66. Les systèmes visant à piéger le SO<sub>2</sub> (et autres gaz corrosifs) dans les gaz de combustion, également appelés systèmes de désulfuration des gaz de combustion (DGC), sont les dépoussiéreurs par voie humide, les systèmes d'absorbéurs par voie demi-sèche/d'absorbéurs à pulvérisation et l'injection par voie sèche. Tous sont fondés sur la réaction du SO<sub>2</sub> avec un agent alcalin ajouté sous forme solide, de suspension ou de solution dans l'eau pour créer les sels respectifs. L'utilisation de procédés de DGC pourrait également réduire les émissions de matières particulaires, de mercure et d'autres émissions de métal. D'autres systèmes par voie humide sont principalement configurés pour piéger les particules, mais réduiront aussi les émissions de gaz solubles dans l'eau tels que le SO<sub>2</sub>.

67. La réduction sélective non catalytique et la réduction sélective catalytique visent à réduire les émissions d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), et peuvent avoir un effet positif sur le piégeage du mercure en améliorant l'oxydation du mercure élémentaire en mercure bivalent.

68. Le contrôle conjoint des émissions de mercure dans les sources de combustion est principalement déterminé par la capacité du système de lutte contre la pollution atmosphérique installé (filtres ou dépoussiéreurs) à adsorber le mercure de la phase gazeuse à la phase solide ou liquide, qui peut ensuite être séparé de l'écoulement du gaz. La combustion du charbon rejette du mercure sous forme oxydée (Hg<sup>2+</sup>), élémentaire (Hg<sup>0</sup>) ou particulaire (Hg<sup>p</sup>). Le mercure est présent dans le charbon en petite quantité, et le procédé de combustion le rejette par les gaz d'échappement sous forme de mercure élémentaire. Il peut ensuite s'oxyder avec le refroidissement du gaz de combustion. Les

espèces oxydées de mercure sont facilement absorbées par les sorbants liquides et solides et peuvent donc être piégées de façon plus efficace dans les gaz de combustion. Le mercure adsorbé sur les surfaces solides est appelé mercure lié aux particules. La formation des espèces oxydées dépend de la température mais aussi de la composition du gaz de combustion, qui à son tour dépend des conditions de la combustion, de la composition du combustible et de la présence d'additifs, etc. La présence de chlore dans le charbon est un exemple de paramètre important. De plus fortes concentrations de chlore dans le charbon génèrent habituellement des concentrations plus élevées d'espèces de chlore dans le gaz de combustion et une oxydation plus efficace du Hg<sup>0</sup> en forme bivalente. En pratique, la spéciation du mercure est toujours déterminée par un certain nombre de paramètres et peut fortement varier. Le mercure oxydé est plus présent dans le gaz issu de la combustion de charbon bitumineux, et il est relativement facile à capturer en utilisant des dispositifs de contrôle du SO<sub>2</sub> tels que les dépoussiéreurs à chaux par voie humide. Le mercure lié aux particules est aussi relativement facile à capturer dans les dispositifs de contrôle des particules existants. Le mercure élémentaire, plus présent dans les gaz issus de la combustion du lignite et du charbon sub-bitumineux, est plus difficile à capturer avec les contrôles antipollution existants.

69. Des informations complémentaires sur les techniques applicables aux secteurs retenus peuvent être consultées notamment dans le travail du Bureau européen de prévention et de réduction intégrées de la pollution (IPPC) (documents de référence des meilleures techniques disponibles, BREF) consultable sur <http://eippcb.jrc.es/reference/>, ou dans le manuel relatif aux facteurs d'émission de l'Agence américaine de protection de l'environnement (USEPA) (USEPA, AP-42) disponible sur <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/> et auprès du Clean Air Technology Center de l'USEPA, sur <http://www.epa.gov/ttn/catc/>.

#### **4.3. Combiner différentes technologies de contrôle pour un meilleur contrôle du mercure**

70. Le contrôle des émissions de mercure provenant de sources de combustion peut passer par différentes mesures ou combinaisons de mesures de contrôle. Les technologies antipollution atmosphérique (destinées à l'origine à d'autres polluants mais qui réduiront aussi les émissions de mercure dans une certaine mesure) sont décrites dans la section 4.2. Des exemples de contrôles spécifiques au mercure sont décrits au chapitre 5, chaque secteur faisant l'objet d'une sous-section. En ce qui concerne l'élaboration de stratégies de contrôle applicables au mercure, les combinaisons de technologies antipollution atmosphérique et de technologies de contrôle spécifiques au mercure devraient être prises en considération. Les dispositifs antipollution atmosphérique installés dépendent bien sûr d'autres priorités, telles que la réduction des émissions de matières particulaires ou du dioxyde de soufre. Il est donc difficile de présenter des combinaisons de différentes techniques de contrôle qui soient applicables, de façon générale, au contrôle optimal des émissions de mercure sans connaître l'état des contrôles antipollution atmosphérique au sens large. Parmi les autres paramètres qui affecteront la sélection de potentielles options de contrôle, on trouve la spécification technologique de la source des émissions et les caractéristiques du gaz de combustion (d'autres composants, ou la spéciation du mercure).

71. Sur les quatre secteurs retenus dans cette étude, celui pour lequel les informations sont les plus disponibles, et de loin, est celui des centrales électriques alimentées au charbon, dont les données proviennent principalement de recherches accomplies aux États-Unis (voir section 5.1). Pour ce secteur et selon les conditions applicables aux centrales

électriques étudiées aux États-Unis, il est possible de réduire considérablement les émissions de mercure en appliquant la méthode de l'injection de charbon actif (ICA), éventuellement complétée par des dispositifs supplémentaires de piégeage des particules tels que les filtres en tissu. Par exemple, l'ICA réduit déjà le mercure de 90 % dans environ 30 chaudières aux États-Unis (GAO, 2009; NESCAUM, 2010).<sup>4</sup> Le charbon actif peut être non traité ou, comme récemment, traité chimiquement, notamment avec des halogènes comme le brome ou le chlore. Le traitement chimique augmente la proportion de mercure oxydé ( $\text{Hg}^{2+}$ ) dans le gaz de combustion, ce qui améliore la performance de la DGC et des PES en matière de piégeage du mercure (Weem, 2010). Cela est particulièrement vrai pour le lignite ou les charbons sub-bitumineux de faible teneur. L'ICA chimiquement traitée continue à être développée et testée, mais elle est déjà commercialisée aux États-Unis.

72. L'ICA a surtout été appliquée aux centrales électriques disposant de dispositifs antipollution atmosphérique (tels que les PES, la désulfuration, le contrôle du  $\text{NO}_x$ ). Il peut s'avérer nécessaire d'effectuer d'autres tests et études sur l'efficacité de l'ICA dans les centrales électriques alimentées au charbon équipées de PES uniquement, par exemple. Si l'ICA et d'autres dispositifs de lutte directe contre le mercure peuvent fonctionner en combinaison avec d'autres dispositifs antipollution atmosphérique, les contrôles d'émissions avancés ne seront pas toujours nécessaires en ce qui concerne le bon fonctionnement des contrôles relatifs au mercure. En revanche, puisque les contrôles spécifiques au mercure visent à augmenter le volume de mercure adsorbé sur les particules, le contrôle des émissions de ces dernières (tels que les PES ou les FT) est une exigence fondamentale. En ce qui concerne l'élaboration de projections nationales sur les émissions de mercure et de stratégies de réduction des émissions, il est donc nécessaire, en tout premier lieu, d'évaluer l'état actuel et planifié des techniques de contrôle des émissions de polluants atmosphériques. Dans les régions ne prévoyant que le contrôle des émissions de particules et où aucun contrôle antipollution atmosphérique n'est prévu, l'emploi direct de sorbants ou d'agents oxydants peut être envisagé. Des mesures de pré-combustion telles que le lessivage du charbon ou la fusion des combustibles (avec un combustible dont la teneur en mercure est plus faible) peuvent également être envisagées.

#### **4.4. Contrôle, efficacité et coûts des émissions**

73. Estimer le coût que représente le contrôle des émissions de mercure nécessite de connaître l'état actuel des sources d'émissions, y compris les descriptions techniques des dispositifs antipollution atmosphérique actuels et planifiés. Ainsi, si des contrôles ont été ou sont appliqués aux fins de limiter les polluants autres que le mercure (comme les MP, le  $\text{SO}_x$  ou le  $\text{NO}_x$ ) pour répondre aux normes antipollution atmosphérique concernées, le coût des réductions des émissions de mercure subséquentes est considéré comme nul. Le coût réel du contrôle du mercure devrait se limiter au seul coût des actions spécifiquement entreprises pour réduire les émissions de mercure. Toutes les informations relatives aux coûts fournies dans cette publication doivent être évaluées dans ce contexte. Enfin, les dépenses de la lutte contre le mercure dépendent bien sûr du degré effectif de contrôle du mercure.

<sup>4</sup> L'Institute of Clean Air Companies listait, en juin 2010, 155 dispositifs de contrôle du mercure appliqués à des centrales électriques aux États-Unis et au Canada, dont beaucoup sont déjà opérationnels : [http://www.icac.com/files/members/Commercial\\_Hg\\_Bookings\\_060410.pdf](http://www.icac.com/files/members/Commercial_Hg_Bookings_060410.pdf)

74. Dans les sections suivantes, qui sont relatives aux secteurs, les informations générales relatives aux coûts du contrôle du mercure sont présentées essentiellement à partir d'études réalisées en Europe et en Amérique du Nord.

75. Les coûts de la mise en conformité des technologies de contrôle antipollution d'une usine existante sont en règle générale plus élevés que lorsque ces mesures sont prévues dans la conception d'une nouvelle usine. Cela s'explique par les facteurs suivants : l'efficacité inférieure des anciennes usines, les exigences spécifiques à l'espace et à la conception de la mesure, et la perte de revenus associée à l'installation et au temps d'arrêt subséquent du processus de production. Les dépenses d'investissement annuelles peuvent également être plus élevées, dans la mesure où la période d'exploitation de l'usine existante pourrait être plus courte que celle d'une nouvelle usine, laissant moins d'années à disposition pour répartir les coûts d'investissement. La mise en conformité relative des technologies plus coûteuses telles que la DGC et la SCR augmente généralement le coût annuel en capital de 30 %, tandis que les coûts relatifs à la mise en conformité des technologies de contrôle des particules sont considérablement inférieurs.

76. La réduction des émissions de mercure résultant de différentes combinaisons de mécanismes de contrôle est présentée par le Tableau 4, le **Tableau 5** et les chapitres suivants pour chacun des quatre secteurs couverts par cette étude. Certains tableaux donnent un seul chiffre relatif à l'efficacité du piégeage pour chaque combinaison de techniques de contrôle, il constitue la meilleure estimation générale de l'efficacité de la réduction. En réalité, l'efficacité du piégeage devrait plutôt être située dans une fourchette : le piégeage dans une usine en particulier dépend d'une multitude de facteurs, parmi lesquels la qualité du charbon, les conditions de combustion, etc.

77. Il est également important de signaler que l'efficacité des contrôles du mercure est présentée dans cette publication comme un pourcentage de réduction dans les émissions de mercure. Le total des émissions d'une installation dépendra d'autres facteurs, tels que l'activité totale et le degré de mercure dans les absorptions ou les matériaux de production (charbon, minerais ou déchets).

78. Les dépenses d'investissement (capital) reflètent habituellement le coût d'achat de l'équipement et de l'infrastructure, des outils et des contrôles nécessaires. Ils comprennent en outre le transport et l'installation, les taxes, ainsi que les honoraires des ingénieurs.

79. Les frais de fonctionnement et entretien (F&E) reflètent le coût de la main d'œuvre, les dépenses énergétiques, les frais de maintenance, le remplacement périodique de l'équipement, les coûts de contrôle, ainsi que les coûts variables relatifs au matériel adsorbant. Ils peuvent en partie être compensés par la vente de certains sous-produits de réduction de la pollution, tels que le gypse émanant de la DGC à chaux par voie humide. Certains coûts de F&E, tels que la main d'œuvre et l'énergie, sont toujours spécifiques aux pays et peuvent, dans une certaine mesure, varier d'un pays à l'autre. Les coûts sont essentiellement calculés, dans cette étude, à partir de ceux signalés par les États-Unis ou l'Europe, mais des chiffres plus précis spécifiques aux pays peuvent être calculés en adaptant le PIB/tête ou la parité de pouvoir d'achat spécifique aux pays. En ce qui concerne les technologies de piégeage relatives au mercure, cependant, ces coûts ne représentent qu'une petite fraction du total des coûts de F&E et un tel ajustement ne sera pas toujours nécessaire. Dans certains cas, les coûts de surveillance obligatoire des émissions sont inclus dans les coûts de F&E.

80. L'USEPA, (2005) signale une fourchette d'incertitude dans les coûts de l'ordre de 30 % à +80 %. En règle générale, les coûts relatifs aux mécanismes qui interviennent en

amont de la mise en œuvre diminueront au fil du temps. Les coûts sont également particulièrement spécifiques aux sites, ils sont donc habituellement présentés comme des frais indicatifs réunis à partir d'une documentation couvrant différents sites et tailles d'usines, ce qui rend incertaine l'extrapolation à d'autres usines.

81. À partir de l'évaluation des dépenses de contrôle réalisée par le projet de recherche européen ESPREME, une base de donnée des coûts<sup>5</sup> et de l'efficacité de différentes options de contrôle a été élaborée. Les frais annualisés des combinaisons retenues de mécanismes de réduction de la pollution par activité et leur efficacité en termes de réduction des émissions de mercure dans les secteurs de la combustion du charbon, des métaux non ferreux, du ciment et de l'incinération des déchets tels que présentés dans Pacyna et al (2010), sont illustrés par le Tableau 4, le **Tableau 5** et le

---

<sup>5</sup> Les dépenses d'investissement/de capital sont établies sur une durée de vie présumée de **15 ans** de la technologie, en tenant compte d'un taux de réduction de 4 %.

Tableau 6. Une réflexion sur d'autres options de contrôle se trouve au Chapitre 5 de ce rapport.

**Tableau 4.** Exemple de dépenses de lutte contre les émissions et de l'efficacité du piégeage pour la combustion du charbon, d'après Pacyna et al (2010)

Techniques de contrôle des émissions	Réduction de Hg estimée (%)	Dépenses annuelles <sup>a</sup> (USD 2008/MWhe)		
		Dépenses d'investissement	Dépenses de F&E	Coût total <sup>a</sup>
PES par voie sèche	> 63	0,5	0,9	1,4
Filtre en tissu (FT)	> 93	0,5	1,5	1,9
FT+dépoussiéreur par voie humide ou sèche+injection de sorbant	> 98	2,7	3,0	5,7
PES par voie sèche+ dépoussiéreur par voie humide ou sèche+injection de sorbant	> 98	2,7	2,4	5,1

<sup>a</sup> Des charges annuelles d'exploitation d'environ USD 20/MWh pourraient être attendues pour les technologies émergentes telles que l'oxydation électrocatalytique ou le cycle combiné à gazéification intégrée.

<sup>b</sup> La précision des estimations relatives aux coûts dans le tableau est de l'ordre de 50 %.

**Tableau 5.** Exemple de dépenses de lutte contre les émissions et de l'efficacité du piégeage pour la production de métaux non ferreux et de ciment, d'après Pacyna et al (2010)

Secteur	Indicateur d'activité spécifique (IAS)	Techniques de contrôle des émissions	Réduction Hg (%)	Dépenses annuelles <sup>a</sup> (USD 2008/IAS)		
				Dépenses d'investissement	Dépenses de F&E	Coût total
Plomb primaire	Tonne métrique plomb primaire	PES par voie sèche	5	0,1	0,04	0,1
	Tonne métrique plomb primaire	FT	10	0,1	1,1	1,2
	Tonne métrique plomb primaire	Injection de charbon actif+FT+ DGC	90	2,5	1,3	3,8
Zinc primaire	Tonne métrique zinc primaire	PES par voie sèche	5	0,1	0,06	0,2
	Tonne métrique zinc primaire	FT	10	4,5	1,1	5,6
Cuivre primaire	Tonne métrique cuivre primaire	FT	5	1,8	13,8	15,6
	Tonne métrique cuivre primaire	Filtres en tissu – de technologie récente	10	3,9	25,7	29,5
Plomb secondaire	Tonne métrique plomb secondaire	PES par voie sèche	5	0,1	0,06	0,2
	Tonne métrique plomb secondaire	FT	10	6,8	1,1	7,9
Zinc secondaire	Tonne métrique zinc secondaire	PES par voie sèche	5	0,1	0,06	0,2
	Tonne métrique zinc secondaire	FT	10	0,1	1,4	1,5
Cuivre secondaire	Tonne métrique cuivre secondaire	PES par voie sèche	5	10,9	15,9	26,8
	Tonne métrique cuivre secondaire	FT	10	6,6	44,0	50,6
Production de ciment	Tonne métrique ciment	FT	5	0,2	0,2	0,4
	Tonne métrique ciment	FT - optimisé	98	0,4	0,4	0,8
	Tonne métrique ciment	DGC par voie humide	90	1,4	0,5	1,8

<sup>a</sup> La précision des estimations relatives aux coûts dans le tableau est de l'ordre de 50 %.

**Tableau 6.** Exemple des coûts de lutte contre les émissions et de l'efficacité de piégeage pour l'incinération des déchets, d'après Pacyna et al (2010).

Technologie de contrôle des émissions	Réduction de Hg estimée (%)	Coûts annuels <sup>a</sup> (USD 2008/tonne métrique de déchets)		
		Coût d'investissement	Charges d'exploitation	Coût total
Dépoussiéreur par voie humide avec additifs alcalins - efficacité moyenne si contrôle des émissions	20	0,1	0,1	0,2
Séparation des déchets - moyenne	60	0,6	0,6	1,2
PES par voie sèche	70	1,8	7,0	8,8
PES+dépoussiéreur par voie humide+charbon actif avec chaux+FT	99	2,3	2,5	4,8
Dépoussiéreur en deux étapes+PES par voie humide	90	2,3	1,8	4,1
Injection de charbon actif+FT	80	2,2	4,0	6,2
Injection de charbon actif+laveur Venturi+PES	95	5,3	6,2	11,4
injection de charbon actif+laveur Venturi avec lait de chaux+soude caustique+FT	99	5,8	7,1	12,7

<sup>a</sup> La précision des estimations relatives aux coûts dans le tableau est de l'ordre de 50 %.

## 5. Caractérisation des secteurs retenus

82. L'objectif de ce chapitre est de fournir une brève description technique et quelques informations concernant les émissions de mercure dans l'atmosphère, en mettant l'accent sur les options disponibles de contrôle des émissions de mercure dans les secteurs retenus et leurs coûts associés. Des exemples d'estimations de coûts relatifs à certaines installations sont également proposés.

Des informations plus détaillées sur les centrales électriques alimentées au charbon seront consultables dans le guide pour l'optimisation des procédures, avant-projet du PNUE (PNUE, 2010, en cours d'élaboration).

### 5.1. Combustion du charbon dans les centrales électriques et les chaudières industrielles

83. La combustion du charbon sert à fournir de la chaleur et de l'électricité pour l'industrie et la société en général. La combustion de charbon peut passer par plusieurs technologies différentes.

#### 5.1.1. Origine du mercure et des émissions provenant de la combustion de charbon

84. Le mercure est naturellement présent dans le charbon à l'état de trace et est rejeté pendant la combustion, entrant dans l'atmosphère via les gaz de combustion. Les concentrations de mercure dans le charbon varient en fonction des régions géographiques et se situent habituellement dans une fourchette de 0,1 à 0,3 ppm mais il arrive qu'elles dépassent cette fourchette, et des valeurs aussi élevées que 1 ppm ont été relevées par des laboratoires agréés en lignite. L'USGS a récemment publié un Inventaire mondial de la qualité du charbon sur plus de 1500 échantillons de charbon dans le monde, dont la teneur en mercure est l'un des paramètres analysés (disponible sur <http://pubs.usgs.gov/of/2010/1196>).

#### 5.1.2. Technologies de combustion du charbon

85. La combustion du charbon pulvérisé (CCP) est la technologie de combustion du charbon la plus utilisée au monde, et est employée en général dans les grandes exploitations. Il peut s'agir de la 1<sup>ère</sup> génération de la technologie traditionnelle de la vapeur, dont l'efficacité qui atteint 40 % est calculée à partir du pouvoir calorifique inférieur (PCI), ou de la 2<sup>ème</sup> génération de technologie de la vapeur supercritique, qui atteint 47 % (PCI) d'efficacité. Des taux d'efficacité similaires peuvent être atteints en intégrant la technologie du cycle combiné à gazéification intégrée (CCGI), bien qu'elle commence seulement à être appliquée à la combustion du charbon pour ses propriétés de capture et de stockage du carbone (CSC). La combustion en lit fluidisé (CLF) est utilisée dans une moindre mesure, bien que désormais dans de plus grandes exploitations et avec des taux d'efficacité atteignant 44 % (PCI). La CCP et la CLF nécessitent toutes deux un prétraitement du charbon par concassage, etc. pour donner une taille appropriée au morceaux de charbon. Les systèmes de contrôle sur ces unités généralement plus grandes sont communs et rentables. Depuis plus d'un siècle, les systèmes de chauffeurs sont utilisés dans des chaudières de petite taille. Ils s'alimentent au charbon en gros morceaux

et utilisent la combustion. Ces systèmes sont relativement inefficaces et instables en raison de la pénétration limitée de l'oxygène dans le matériau combustible. La technologie de CCGI convertit le charbon en gaz avant la combustion, parvenant à limiter les émissions sans utiliser de coûteux système secondaire de réduction.

86. La technologie de la CCP est bien développée et des milliers d'unités équipées existent dans le monde (Clean Coal Centre de l'AIE). La CCP peut être utilisée pour brûler différents types de charbon, bien qu'elle ne soit pas toujours adaptée à ceux qui ont une forte teneur en cendres.

87. La CLF dispose d'un lit de matière inerte qui est agitée ou « fluidisée » par de l'air préchauffé injecté dans une plaque ou une grille poreuse par le dessous. Le résultat est un mélange turbulent de gaz et de solides. L'action de rotation, comme pour un fluide en bouillonnement, génère de véritables réactions chimiques et un transfert de chaleur. Les émissions en général relativement faibles des polluants atmosphériques issues de la CLF sont consenties par l'étagement de l'air, l'ajout de calcaire et les basses températures de combustion d'environ 750 °C-950 °C. La CLF est particulièrement adaptée aux charbons riches en cendres et à des combustibles de qualités variables (EMEP/AEE, 2009, CE 2006). Cependant, elle comporte l'inconvénient de générer un vaste flux de déchets en raison de l'incapacité à utiliser les produits du processus de désulfuration, comme le gypse issu de la DGC dans le procédé de CCP est utilisé.

88. La combustion dans les centrales électriques convertit l'énergie chimique stockée dans les combustibles en énergie électrique ou en chaleur, ou les deux. Les centrales de co-génération utilisent l'énergie rejetée plus efficacement que les anciennes centrales électriques à chaudière dont les pertes totales d'énergie dans l'environnement pourraient s'élever à 70 % de l'énergie chimique des combustibles, en fonction du combustible et de la technologie spécifiquement utilisée. Dans une centrale électrique moderne hautement efficace, les pertes constituent environ la moitié de l'énergie chimique contenue dans les combustibles. Dans une centrale de co-génération, une plus grande fraction de l'énergie des combustibles est transmise aux utilisateurs finaux, que ce soit sous forme d'électricité ou de chaleur (pour les procédés industriels ou le chauffage domestique ou des usages similaires). Le document de référence sur les MTD en matière de grandes installations de combustion de l'UE établit la norme de co-génération pour l'efficacité de la combustion du charbon à 70-90 % (PCI).

### **5.1.3. Mesures de contrôle dans la combustion du charbon**

89. La première mesure de contrôle à prendre est la réduction du volume de mercure dans le combustible, par exemple en choisissant un charbon à teneur naturellement faible en mercure, en prétraitant le charbon ou en utilisant des procédés de substitution de combustible (comme la substitution du charbon par du gaz naturel ou des sources d'énergie renouvelable). Une autre approche générale de réduction des émissions consiste à augmenter l'efficacité de l'exploitation, diminuant par là la quantité de combustible nécessaire et donc les émissions subséquentes de mercure et d'autres polluants. Pour contrôler les émissions de mercure après la phase de combustion, il est possible de mettre en place des mesures de contrôle technique de la pollution atmosphérique et spécifiques au mercure. Ces options sont brièvement présentées ci-dessous.

### ***Prétraitement du charbon***

90. Outre la qualité et la teneur en mercure du charbon, la chimie du mercure dans le charbon influence également les émissions issues de sa combustion. Les caractéristiques du charbon peuvent varier considérablement selon les différentes régions géographiques. Les principales classes de charbon sont l'anhracite, le charbon bitumineux, le charbon sub-bitumineux et le lignite. L'anhracite a la plus forte teneur en carbone et la plus grande valeur énergétique et le lignite les plus faibles. Dans une nomenclature alternative, le charbon ayant la plus forte teneur en carbone est parfois appelé « charbon dur » et celui qui a la plus faible teneur « charbon brun ».<sup>6</sup>

91. Il est possible de réduire les émissions de mercure émanant des centrales électriques en déployant des technologies de traitement du charbon avant la combustion. Les techniques de traitement du charbon envisagées pour améliorer l'efficacité de la centrale et piéger le mercure sont le lessivage du charbon, la valorisation du charbon pour la teneur en mercure, le mélange du charbon, et les additifs de charbon.

92. Bien que le lessivage/les traitements du charbon puissent générer des taux de réduction relativement élevés de mercure avec certains charbons, on ne peut considérer qu'ils représentent une méthode fiable de réduction du mercure sur tous les types de charbon. Le lessivage ayant pour objectif premier de réduire le soufre dans les charbons bitumineux réduit également la concentration de mercure par rapport aux concentrations dans le sol. L'efficacité de piégeage varie en fonction du taux de mercure dans les sulfures présents dans le charbon et de l'efficacité de leur piégeage (Kolker et al, 2006, in Sloss, 2008). D'autres processus de nettoyage du charbon tels que la flottation par mousse, l'agglomération sélective, les méthodes de cyclones et approches chimiques visent également à piéger le soufre, c'est pourquoi toute réduction de mercure est un avantage concomitant. La réduction de mercure dans ces processus s'étend de 10 % à 70 %, avec une moyenne de 30 % sur une base d'énergie équivalente (Sloss, 2008).

### ***Amélioration des procédures d'exploitation***

93. L'amélioration de l'efficacité de l'usine (par exemple en cherchant à limiter les coûts de production) peut impliquer un certain nombre de mesures visant à conserver le combustible (charbon) et, subséquentement, peut réduire la quantité d'émissions de mercure. Parmi les mesures les plus souvent prises dans les installations brûlant du charbon, on trouve : les nouveaux brûleurs, les réchauffeurs d'air de meilleure qualité, les économiseurs de meilleure qualité, de meilleures mesures de combustion, la minimisation

<sup>6</sup> Différents systèmes de classification et de nomenclature des types de charbon sont utilisés au niveau international, fondés principalement sur le degré de modification du charbon lorsqu'il passe de la tourbe à l'anhracite, processus connu sous le nom de houillification. Les charbons de mauvaise qualité, tels que le lignite et les charbons sub-bitumineux, sont généralement des matériaux plus gras et friables à l'aspect mat et de terre. Ils se caractérisent par un degré élevé d'humidité et une faible teneur en carbone, et donc une faible teneur en énergie. Les charbons de bonne qualité sont généralement plus durs et résistants et ont un éclat vitreux noir. Ils contiennent plus de carbone, leur teneur en humidité est moindre, et ils produisent plus d'énergie. L'anhracite, qui se trouve en haut de l'échelle, se caractérise par une teneur en carbone et en énergie élevée et un faible degré d'humidité. Des nomenclatures alternatives placent le lignite en bas de l'échelle des charbons et le « charbon dur » ou « charbon noir » en haut.

du court cycle, la minimisation des dépôts sur la surface d'échange thermique côté gaz, la minimisation de l'infiltration de l'air et la remise à niveau des turbines. En outre, les pratiques de fonctionnement et d'entretien (F&E) ont un impact significatif sur les performances des usines, notamment sur leur efficacité, leur fiabilité, et leurs charges d'exploitation. Une usine dont le fonctionnement et l'entretien sont corrects connaîtra une détérioration de la consommation spécifique de chaleur moins rapide, c'est pourquoi même les pratiques en matière de F&E influencent l'utilisation du charbon et les émissions de mercure. Les bonnes pratiques en matière de F&E devraient être une préoccupation permanente dans l'exploitation quotidienne d'un site. Cependant, l'efficacité maximale des usines de CCP se limite à d'environ 40 %; elles ne peuvent accomplir d'améliorations qu'en passant aux nouvelles chaudières supercritiques.

#### ***Contrôle conjoint du mercure dans les installations de combustion du charbon***

94. Les technologies de contrôle des multipolluants décrites au chapitre 3 sont largement utilisées dans les installations de combustion du charbon. L'efficacité rapportée des techniques de contrôle existantes et les approches d'avantages concomitants sur la capture du mercure dans les installations de combustion du charbon ont été compilées par Sloss (2008) et sont résumées dans le Tableau 7. Le tableau montre que les fourchettes de capture du mercure pour une certaine combinaison de contrôles peuvent être très larges, et que le degré de capture dépend aussi de la qualité du charbon (charbon bitumineux, sub-bitumineux ou lignite). L'évaluation de la capture du mercure en tant qu'avantage concomitant dans l'équipement de contrôle antipollution atmosphérique doit donc être spécifique à l'usine et prévoir d'inclure les informations concernant la qualité du carburant, la composition du gaz de combustion et les détails concernant les dispositifs antipollution atmosphérique installés.

**Tableau 7.** Exemple de contrôles antipollution atmosphérique et de leur efficacité (en %) à capturer le mercure dans les centrales électriques alimentées au charbon, d'après Sloss (2008). MP=matière particulaire), SO<sub>2</sub>= dioxyde de soufre, NO<sub>x</sub>= oxydes d'azote

Contrôles MP	Charbon bitumineux*	Charbon sub-bitumineux*	Lignite*
CS-PES	0-63	0-18	0-2
HS-PES	0-48	0-27	- <sup>†</sup>
FT	84-93	53-67	-
<b>MP et contrôle du SO<sub>2</sub></b>			
CS-PES + DGC par voie humide	64-74	0-58	21-56
HS-PES + DGC par voie humide	6-54	0-42	-
FT + dépoussiéreur par voie sèche	très élevé		moins élevé
FT + DGC par voie humide	62-89		
<b>NO<sub>x</sub>, MP et contrôle du SO<sub>2</sub></b>			
SCR + séchoir atomiseur + FT	94-99	0-47	0-96

CS - côté froid; HS - côté chaud; PES - précipitateurs électrostatiques, FT - Filtres en tissu, DGC- Désulfuration des gaz de combustion, SCR - Réduction sélective catalytique.

\* Les fourchettes sont établies sur une série limitée de tests menés dans des installations aux États-Unis.

<sup>†</sup> - pas de données disponibles

95. Beaucoup d'efforts ont été faits aux États-Unis pour élaborer des technologies de contrôle des émissions de mercure émanant de la combustion du charbon, notamment des tests complets à grande échelle sur l'efficacité des dispositifs de contrôle du mercure en fonction du type de charbon, de sorbant et d'additifs supplémentaires, de la température et des conditions d'exploitation. Les résultats de ces tests sont résumés dans le rapport du PNUE 2010 (en cours d'élaboration) et dans Sloss (2008). Les contrôles du mercure sont déjà en place dans des dizaines d'installations, comme la section 4.3 en fait mention.

96. Certains récents exemples d'études relatives au piégeage du mercure dans les dispositifs antipollution atmosphérique indiquent des taux d'efficacité de 68 % à 91 %, dans des centrales thermiques en Corée, qui conjuguent la meilleure efficacité en matière de mercure avec un contrôle antipollution atmosphérique hautement efficace (principalement la SCR, le CS-PES et la DGC par voie humide) (Kim et al, 2010; Pudasainee, 2009).

#### ***Contrôle spécifique au mercure dans les installations de combustion du charbon***

97. Outre les avantages concomitants issus d'autres technologies antipollution atmosphérique, les contrôles spécifiques au mercure peuvent être et sont utilisés de façon extensive à l'échelle industrielle aux États-Unis.

98. La conception des mécanismes de contrôle spécifiques au mercure, est souvent fondée sur le principe de l'adsorption du mercure sur un sorbant ajouté, tel que le charbon actif, pour renforcer les capacités d'adsorption. Les sorbants non traités utilisés auparavant avaient un taux de réussite moindre avec des charbons de moins bonne qualité, en raison de la forte proportion de mercure élémentaire dans les gaz de combustion, qui est plus difficile à capturer. Cependant, des sorbants chimiquement traités avec des halogènes, par exemple, sont maintenant disponibles, comme le brome et le chlore. Ils convertissent le mercure élémentaire, plus difficile à capturer, dans la forme bivalente (oxydée) plus facile

à piéger, réduisant par là le mercure dans de fortes proportions dans tous les types de charbon.

99. L'injection de sorbants dans le gaz de combustion des chaudières alimentées au charbon, de façon à contrôler le mercure, est appliquée dans des chaudières en Allemagne depuis les années 1990 (Wirling, 2000) et a fait l'objet aux États-Unis de plusieurs démonstrations commerciales à grande échelle (GAO, 2009, NESCAUM, 2010). Les sorbants peuvent être ajoutés en amont d'un dispositif de contrôle des matières particulaires (MP) qui permet de recueillir le mercure dans les particules de cendres volantes. Les technologies alternatives sont déployées quand le sorbant est injecté en aval des dispositifs de contrôle des MP, auquel cas une unité supplémentaire de lutte contre les particules est nécessaire pour capturer le sorbant contenant le mercure (comme la configuration du procédé de contrôle des émissions toxiques [TOXECON<sup>TM</sup>]). Une troisième configuration ayant fait l'objet d'une démonstration commerciale pour l'injection des sorbants est TOXECON II<sup>TM</sup> : elle prévoit l'injection du sorbant dans les champs centraux du PES existant. La méthode du TOXECON<sup>TM</sup>, élaborée et brevetée par l'EPRI (Electric Power Research Institute) consiste en une unité de contrôle secondaire des particules (filtre en tissu) et s'est montrée capable de réduire les émissions de mercure de plus de 90 %. La majorité des cendres volantes étant recueillies avant la phase de contrôle du mercure, elles pourront faire l'objet d'un plus large éventail d'utilisations et auront une plus grande qualité marchande. La fraction de cendres beaucoup plus petites qui contiennent le charbon actif et le mercure sont recueillies dans la phase secondaire.

100. Parmi les facteurs qui affectent les performances d'un sorbant en particulier en termes de capture du mercure, on trouve (Pavlish et al, 2003 et Srivastava et al, 2006, NESCAUM, 2010) :

- les propriétés physiques et chimiques du sorbant;
- le taux d'injection et la répartition du sorbant;
- les paramètres relatifs aux gaz de combustion tels que la température, la concentration des espèces d'halogènes (comme le HCl, le HBr), et la concentration de l'anhydride sulfurique (SO<sub>3</sub>);
- la configuration des dispositifs antipollution atmosphérique existants.

101. La plupart des tests résumés dans le guide pour l'optimisation des procédures du PNUE (en cours d'élaboration) et dans Sloss (2008) ont été réalisés avec une injection de sorbant en amont des contrôles de MP. Les principales conclusions dégagées sont :

- La capture du mercure augmente avec la hausse de la quantité de sorbant ajoutée, bien qu'une quantité optimale ait été trouvée dans certains cas où des adjonctions supplémentaires n'avaient que des effets minimes.
- De plus basses températures (<150 °C) à l'entrée du PES favorisent une meilleure capture du mercure.
- Le contrôle efficace avec des charbons actifs non traités dépend de la formation de mercure oxydé dans le gaz de carburant, favorisé par de hautes concentrations de chlore dans le charbon. Une meilleure efficacité peut être obtenue grâce au charbon traité aux halogènes, notamment dans les usines qui utilisent du charbon de mauvaise qualité dont la teneur en chlore est faible.

102. Un aspect négatif de l'injection de charbon actif pour le contrôle du mercure a été identifié : le mercure (tout comme le charbon actif ajouté) finira dans les cendres volantes,

ce qui peut réduire le potentiel d'élimination sûre et l'utilisation des cendres, notamment dans la construction et la fabrication de ciment. Pour éviter cela, une deuxième installation de piégeage des particules peut être prévue et le charbon actif ajouté après le dispositif habituel de contrôle des particules comme, comme dans la méthode TOXECON<sup>TM</sup> décrite ci-dessus.

103. L'adjonction de brome afin d'améliorer l'oxydation du mercure dans les gaz de combustion a été testée avant la combustion, à raison de 25 ppm dans le charbon. Une réduction des émissions de mercure de l'ordre de 92 % à 97 % a été observée de façon constante sur une unité de 600 MW brûlant du charbon sub-bitumineux et équipée de dispositifs de SCR et d'une DGC à voie humide (Rini et Vosteen, 2009). Des tests similaires ont été réalisés dans 14 unités brûlant des charbons à faible teneur en chlore et les résultats montrent plus de 90 % d'oxydation du mercure dans le gaz de combustion pour des ajouts de brome de l'ordre de 25 à 300 ppm dans le charbon (Chang et al, 2008). L'usage d'halogènes comme additifs avant la combustion, notamment le brome, peut réduire les émissions de mercure de plus de 80 % dans certaines situations (PNUE en cours d'élaboration, 2010).

#### **5.1.4. Coûts et efficacité des technologies de contrôle des centrales électriques alimentées au charbon**

##### ***Prétraitement du charbon***

104. Le prétraitement du charbon consiste en des procédures (le concassage, le séchage, le lessivage) visant à augmenter la performance et le rendement énergétique du procédé de combustion ou à réduire les émissions de substances nocives. L'ajout de réactifs chimiques ou le mélange du charbon pour améliorer les performances est parfois employé. Le lessivage du charbon est en premier lieu une mesure de réduction des cendres et de la teneur en soufre du charbon, mais il peut également réduire la teneur en mercure. Il est donc difficile d'attribuer les dépenses directes du prétraitement du charbon au contrôle du mercure spécifiquement. Les coûts du mélange du charbon (c'est-à-dire le mélange avec d'autres charbons ou combustibles d'une teneur plus faible en mercure) dépendent de la disponibilité du combustible de mélange et de la demande du marché (EPA, 2005).

##### ***Amélioration des procédures d'exploitation***

105. Les changements dans la conception et l'exploitation d'un site sont utiles à la performance et à la fiabilité de l'installation et peuvent donc permettre de réduire les dépenses de fonctionnement et d'entretien. Il n'y a pas de données suffisamment fiables sur ces coûts ou coûts réduits.

##### ***Contrôle conjoint du mercure dans les installations de combustion du charbon***

106. Un examen complet des technologies de contrôle et des coûts associés est disponible auprès du Clean Coal Centre de l'AIE (Sloss, 2008).

107. Les conditions d'un site spécifique représentent un aspect important de l'estimation des dépenses liées au contrôle des émissions de mercure. Les coûts du piégeage du mercure seront très différents selon que les conditions existantes impliquent des centrales électriques équipées de dispositifs antipollution atmosphérique modernes ou des dispositifs très simples de contrôle des émissions. L'optimisation des mécanismes de contrôle des émissions peut potentiellement réduire les émissions de mercure mais aucun coût estimatif d'ordre général n'est disponible.

108. L'USEPA a élaboré un manuel (CUECost - Coal Utility Environmental Cost manual) visant à évaluer les coûts de la lutte contre la pollution atmosphérique (notamment le mercure) dans les centrales électriques. Cette méthode peut être utilisée pour estimer les frais d'installation de douze technologies différentes de piégeage du SO<sub>2</sub>, du NO<sub>x</sub>, du CO<sub>2</sub> et du mercure, que ce soit en tant que composants séparés ou que système intégré antipollution atmosphérique

<http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/600r09131/600r09131.html>.

109. À partir de l'évaluation des coûts de contrôle réalisée par le projet de recherche européen ESPREME, une base de données des coûts et de l'efficacité de différentes options de contrôle a été élaborée. Les coûts annualisés de certains mécanismes de réduction des multipolluants classés par activité, ainsi que leur efficacité en termes de réduction des émissions de mercure dans le secteur de la combustion du charbon, sont également publiés dans Pacyna et al, 2010. Les coûts annuels totaux<sup>7</sup> (c'est-à-dire dépenses relatives au capital annuel et au fonctionnement et à l'entretien), vont de 1,3 dollars de 2008/Mwhe pour une installation de PES avec un piégeage de mercure estimé >63 %, à 2,5-5 dollars de 2008/Mwhe pour un dispositif antipollution atmosphérique plus avancé (piégeage des particules et du soufre dans le dépoussiéreur) avec une efficacité de piégeage du mercure estimée >93 %. Ces résultats reflètent les conditions en Europe et ne sont pas nécessairement applicables à d'autres régions.

110. Les dépenses de capital pour un matériel de réduction des émissions qui se situe au niveau des meilleures techniques disponibles (MTD) (contrôle des particules + DGC) contribuent à moins de 5 % du total des dépenses d'une centrale électrique alimentée au charbon (hors coûts de combustible). Si le coût total du charbon est inclus dans le coût de la centrale, cette contribution s'élève à 3-3,5 %. L'estimation est fondée sur Rokke, 2006, selon qui le coût de production d'une nouvelle centrale à charbon s'élève à 60 dollars par MWh, y compris le coût en combustible de 14,10 dollars par MWh, ainsi qu'un coût total relatif aux meilleures techniques disponibles par MWh.

### ***Contrôle spécifique au mercure dans la combustion du charbon***

111. La réduction des émissions de mercure dans la combustion du charbon est le résultat de la mise en œuvre de mécanismes de contrôle des polluants atmosphériques conventionnels (matières particulaires, SO<sub>2</sub> et NO<sub>x</sub>) et de technologies spécifiques au piégeage des métaux lourds. Des exemples relatés dans le rapport de United States Government Accountability Office (GAO)-10-47 (2009) et NESCAUM (2010) indiquent que le contrôle du mercure est maintenant appliqué à l'échelle industrielle dans de nombreuses centrales électriques américaines à des coûts relativement faibles, grâce à l'injection de carbone, mais des mesures alternatives de contrôle peuvent parfois s'avérer nécessaires. Des exemples montrent que certaines installations conventionnelles antipollution atmosphérique suffisent à limiter le mercure à raison de 90 %. Certains types de chaudières peuvent également atteindre ce niveau de piégeage du mercure sans contrôle supplémentaire. Les coûts d'achat et d'installation de systèmes d'injection de carbone (et de sorbant) et d'équipement de surveillance sont de l'ordre de 1,2 million à 6,2 millions de dollars (de 2008) pour une centrale électrique, soit considérablement moins que pour d'autres systèmes antipollution atmosphérique destinés à limiter les matières particulaires, le dioxyde de soufre ou les oxydes d'azote. En comparaison, le coût d'investissement moyen (achat et installation) d'un dépoussiéreur par voie humide visant à contrôler le

---

<sup>7</sup> Les dépenses de capital sont établies sur une durée de vie présumée de **20 ans**, en tenant compte d'un taux de réduction de 4 %.

dioxyde de soufre est supérieur à 86 millions de dollars (de 2008) par chaudière. Pour les centrales électriques investissant dans les filtres en tissu en plus des systèmes d'injection de sorbant, le coût s'étend de 12,7 à 24,5 millions de dollars (de 2008). Les volumes actuels de mercure piégé ne sont pas reportés dans cette étude (GAO, 2009). Cependant, le rapport du NESCAUM (2010) comprend des données sur l'efficacité du contrôle du mercure d'un certain nombre de centrales électriques aux États-Unis.

112. Selon les activités de recherche du Laboratoire national des technologies de l'énergie (NETL) financé par le Département de l'Énergie (DOE) des États-Unis, les coûts de l'injection de sorbant pour le piégeage du mercure ont démontré des avancées significatives ainsi qu'un potentiel de réduction de l'ensemble des frais d'installation et d'exploitation. Une analyse économique du DOE, publiée en 2007, indique que le coût du contrôle du mercure pourrait fortement diminuer par rapport aux estimations, en raison de la réduction du taux d'injection de sorbant lors d'opérations utilisant des sorbants traités plus efficaces, ce qui pourrait même compenser les coûts plus élevés des sorbants traités. L'analyse indiquait que le contrôle à 90 % des émissions de mercure par l'injection de charbon actif coûtait de 30 000 dollars à moins de 10 000 dollars par livre (soit 66 000 à 22 000 dollars par kg) de mercure piégé dans les sites de terrain testés par le DOE (Feeley, 2008). Ces sites tests du DOE ont utilisé un charbon actif chimiquement traité (bromé). Bien que les dépenses en capital d'un système de contrôle du mercure soient relativement faibles, la principale dépense vient du sorbant lui-même. En règle générale, l'hydrocarbure bromé nécessite des taux d'injection nettement plus bas (masse sorbant/flux du gaz de combustion) que le charbon non traité pour accomplir le même niveau de piégeage de mercure. Ainsi, même si les charbons traités chimiquement sont plus chers que les charbons non traités, l'utilisation de charbons traités chimiquement permet de réduire significativement le coût du piégeage du mercure.

113. Les cendres volantes capturées dans les dispositifs antipollution atmosphérique peuvent potentiellement être réutilisées pour des applications techniques et ont une valeur économique. Ajouter des absorbants comme le charbon actif peut affecter la qualité des cendres volantes (et du gypse) et potentiellement entraver leur vente. Les coûts de contrôle du mercure sont par conséquent également affectés par un potentiel manque à gagner pour les centrales qui vendent leurs cendres volantes pour réutilisation. Un rapport du Northeast States for Coordinated Air Use Management (NESCAUM) a récemment résumé les essais du DOE qui signalaient une augmentation de 170 à 300 % des coûts de piégeage du mercure si l'on prenait en compte la perte de ces revenus des cendres (DOE des États-Unis, 2006 et NESCAUM, 2010). Cependant, cet impact économique a mené à des avancées technologiques sous la forme du développement de sorbants compatibles avec le béton, qui devraient compenser ce coût.

114. Le DOE des États-Unis a évalué les dépenses de capital relatives à l'injection de charbon actif dans une unité de 360 MW brûlant du charbon avec de faibles quantités de soufre et de chlore et une forte alcalinité, équipée d'un absorbeur à séchage par pulvérisation (SDA) et de FT (DOE des États-Unis, 2006). Pour cette unité, les dépenses de capital (définies comme le capital total requis [CTR]) ont été estimées à 3,6 dollars/kWh (0,03 dollar de 2010/MWhe). Le total des frais de F&E pour cet exemple a été estimé à 6 000 000 dollars/an (0,21 dollar de 2010/MWhe) pour un piégeage du mercure à 90 %. L'exploitation d'un système d'ICA comporte un coût supplémentaire : l'impact du sous-produit ou la valeur des coûts d'élimination, plus le revenu non réalisé de la vente des cendres (en raison de la contamination au charbon actif des cendres volantes). L'impact du sous-produit pour cette unité de 360 MW a été estimé à 1 430 000 dollars/an.

115. D'autres exemples de dépenses de capital et d'exploitation pour différentes configurations techniques antipollution atmosphérique sont présentés au Tableau 4.

116. Le Tableau 8 présente les dépenses liées à l'ajout de dispositifs de contrôle spécifiques aux émissions de mercure sur une hypothétique centrale électrique avec l'équipement existant conservé. Les coûts estimés sont identiques à ceux présentés par Sloss (2008) (80 % de piégeage de mercure) et fondés sur les coûts indiqués par le NETL pour l'ICA, résumés dans le rapport du NESCAUM. Ces coûts indiqués par le NETL sont fondés sur la Phase II de ses programmes d'essais sur le terrain, présentant plusieurs scénarios de dépenses pour différents charbons, configurations, et degrés de contrôle du mercure. Pour la technologie relative au sorbant (ICA), les analyses ont prévu des scénarios de contrôle à 50 %, 70 % et 90 % des charbons bitumineux, sub-bitumineux et lignite, et pour les techniques d'oxydation (catalyseurs et additifs, tels que le CaBr<sub>2</sub>), l'analyse a prévu des scénarios de réduction du mercure à 73 % pour les charbons sub-bitumineux et lignite (NESCAUM, 2010). En règle générale, les coûts liés à l'ajout de brome (CaBr<sub>2</sub>) sont influencés par le coût des produits chimiques, comme pour les technologies relatives aux sorbants, tandis que les catalyseurs sont généralement influencés par les coûts investissements/capital et les coûts de réhabilitation (NESCAUM, 2010).

117. À partir des données indiquées au Tableau 8, il est possible d'établir des exemples d'hypothèses. Pour une centrale électrique de 220 MW avec une configuration de PES uniquement, l'introduction d'une technologie d'ICA piégerait 180 grammes (90 %) de mercure par tonne de lignite consommé contenant 0,02 ppm de mercure, au prix de 0,13-1,20 dollar/MWhe. Une centrale électrique de 500 MW avec une configuration PES+DGC piégerait, en ajoutant du brome, 73 grammes (73 %) de mercure à 0,08 dollar/MWhe par tonne de charbon sub-bitumineux contenant 0,1 ppm de mercure, ou piégerait 146 grammes de mercure par tonne de lignite contenant 0,2 ppm de mercure.

**Tableau 8.** Exemples de dépenses de capital et de fonctionnement et entretien, ainsi que d'efficacité du piégeage pour différentes configurations de contrôles spécifiques au mercure. D'après Sloss (2008), Curs (2007) et NESCAUM (2010)

Configuration des équipements existants 1=lignite 2=charbon sub-bitumineux	Configuration des nouveaux équipements	Dépenses de capital (en dollars de 2010/MWhe)	Coûts de F&E (en dollars de 2010/MWhe)	Efficacité de piégeage (%)/capacité de production	Documentation
PESc	+ICA	0,15	4,06	80 /	Sloss, 2008
PESc+DGC	+ICA	0,15	4,06	80 /	Sloss, 2008
Dépoussiéreur par voie sèche+FT	+ICA	0,02	0,32	80 /	Sloss, 2008
PES <sup>1</sup>	+ICA	0,04	0,09-1,16	90 / 220	NESCAUM, 2010
PES <sup>2</sup>	+ICA	0,06-0,07	0,14-1,06	90 / 240 et 140	NESCAUM, 2010
PES+DGCw <sup>1</sup>	+ CaBr <sub>2</sub>	0,01	0,07 <sup>8</sup>	73 / 500	NESCAUM, 2010
PES+DGCw <sup>2</sup>	+ CaBr <sub>2</sub>	0,01	0,07	73 / 500	NESCAUM, 2010
PES+DGCw <sup>1</sup>	+ catalyseur Pd	0,02	Non disponible	73 / 500	NESCAUM, 2010
PES+DGCw <sup>2</sup>	+catalyseur Au	0,03	Non disponible	73 / 500	NESCAUM, 2010

## 5.2. Production de métaux non ferreux

118. La production de métaux non ferreux comprend par exemple la production de zinc, de cuivre, le plomb et d'or. Les métaux non ferreux sont produits à partir de minerais extraits, qui sont traités au cours de plusieurs étapes d'extraction du produit fini.

### 5.2.1. Origine du mercure et des émissions provenant de la production de métaux non ferreux

119. Les émissions de mercure issues de la production de métaux non ferreux dépendent principalement de la teneur en mercure des minerais de métaux utilisés et du type de technologie industrielle, ainsi que de la technologie de contrôle employée dans la production des métaux. Le mercure est une impureté présente dans beaucoup de minerais sulfurés. Dans ces minerais, le mercure peut prendre la place des éléments zinc, cuivre,

<sup>8</sup> Les coûts de fonctionnement et d'entretien sont fondés sur les estimations des experts pour l'étude demandée au paragraphe 29 (technologie KNX), à 1,6 million de dollars par an.

cadmium, bismuth, plomb et arsenic. Dans certains minerais métalliques, on le trouve aussi sous la forme de mercure élémentaire ou dans un alliage avec d'autres métaux (amalgames). Dans certains de ces gisements, la teneur en mercure est assez élevée pour permettre une production volontaire de mercure pour en faire un sous-produit. Une moyenne globale de 123 mg de mercure/kg dans le minerai de zinc, générant la mobilisation de 600 t de mercure pendant la production de zinc, a été estimée (Hageman et al, 2010 et références qui y sont contenues). Une grande partie du mercure associé au cuivre se trouve dans les gisements de sulfures. Le taux de mercure est fonction de la concentration du zinc et des conditions environnementales pendant la formation du gisement. Le mercure est souvent associé aux gisements aurifères, bien que la quantité de mercure dans le minerai d'or puisse varier fortement, de moins de 0,1 mg/kg à 100 mg/kg (Hagemann et al, 2010, et références qui y sont contenues).

120. Les techniques industrielles employées détermineront dans une large mesure le devenir du mercure contenu dans le minerai. Si des procédés à température élevée (comme le roasting et le frittage) sont utilisés dans le traitement initial du minerai, le mercure sera rejeté dans la phase gazeuse, alors que si des procédés électrolytiques sont employés, le mercure restera en phase liquide (Figure 5).

121. Dans un procédé à haute température, une grande partie du mercure du concentré doit, en théorie, s'évaporer par oxydation. Le mercure évaporé suit le flux de gaz, qui peut être nettoyé avec des filtres à particules et des précipitateurs électrostatiques (PES) par voie humide et sèche, ou des dépoussiéreurs, donnant des déchets solides secs ou des boues contenant du mercure (Toolkit du PNUE). L'acide sulfurique est souvent co-produit dans des usines non ferreuses, car la plupart des minerais sont riches en soufre. Le soufre, tout comme le mercure, est rejeté du concentré pendant l'oxydation initiale dans l'étape roasting/frittage et le flux de gaz sulfurique contenant le mercure passe dans une installation de production d'acide sulfurique. Des techniques spécifiques au piégeage du mercure peuvent être installées pour garantir une teneur en mercure suffisamment faible dans l'acide sulfurique produit. Le mercure restant après roasting ou frittage suit, en théorie, les résidus au recyclage ou en déposition.

122. Le processus de lixiviation, qui fait partie du procédé électrolytique, se traduit par un éluat contenant du mercure et un résidu solide. Certaines parties du mercure restant peuvent suivre les précipités pour être encore traités par le procédé de purification. Aucune donnée n'est disponible sur les émissions de mercure dans la phase d'électrolyse (Toolkit du PNUE).

123. Le processus de mélange peut inclure des matériaux secondaires qui en principe pourraient constituer une source de mercure. Le mercure dans l'alimentation du fourneau se volatilise et entrera dans le flux de gaz.

124. Les émissions de mercure issues de combustibles utilisés dans les procédés de chauffage sont considérées moins importantes.

125. La Figure 5 illustre les principales étapes de la production primaire de métaux non ferreux et les flux de mercure entre les étapes.

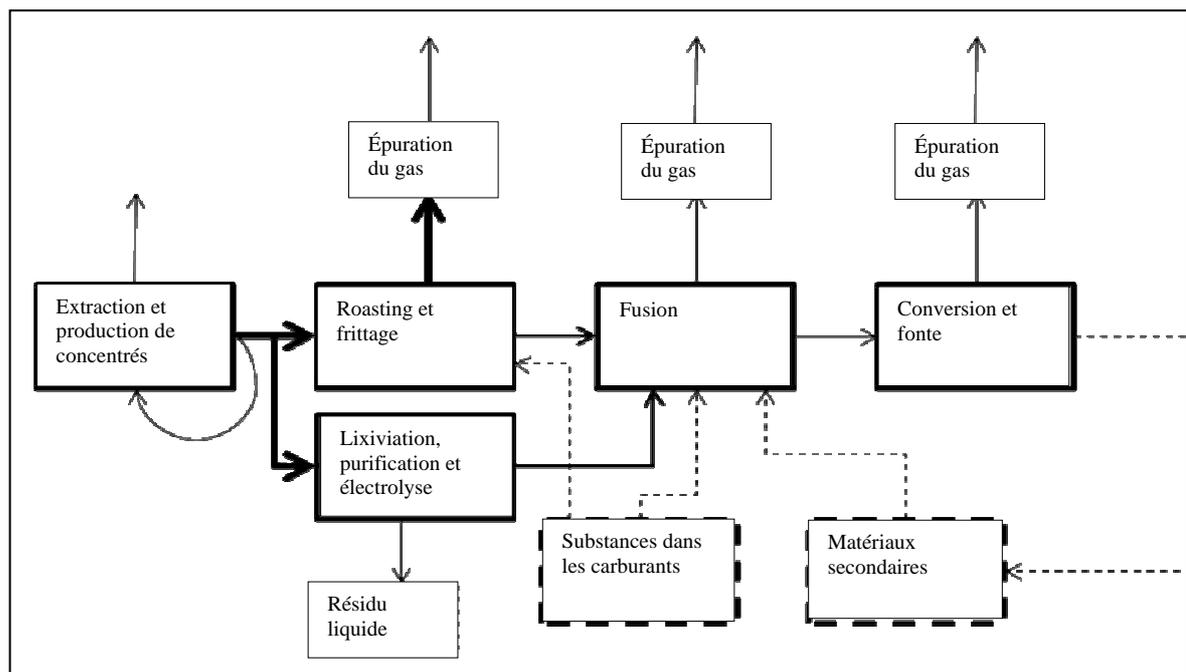
### 5.2.2. Technologies relatives à la production de métaux non ferreux

126. Il existe de nombreuses technologies employées pour la production primaire de métaux non ferreux. On peut distinguer les procédés hydrométallurgiques (électrolyse) très répandus et les procédés pyrométallurgiques (thermiques).

127. Le procédé pyrométallurgique traite les minéraux et minerais et concentrés métallurgiques par la chaleur pour extraire le métal, c'est pourquoi la plupart des procédés pyrométallurgiques nécessitent une grande consommation d'énergie pour maintenir la température à laquelle le procédé est réalisé. L'énergie est habituellement fournie sous forme de combustion de combustibles fossiles.

128. Lors du procédé hydrométallurgique, un traitement chimique est utilisé pour récupérer les métaux à partir des minerais, des concentrés et des matériaux recyclés ou résiduels.

129. Différentes technologies et combinaisons de technologies peuvent être employées lors des étapes décrites par la Figure 5. Pour des descriptions plus approfondies des différentes techniques relatives à la production de métaux non ferreux, veuillez vous référer au document de référence (avant-projet) de la CE sur les industries de métaux non ferreux, disponible sur <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/>.



**Figure 5.** Principales étapes de la production primaire de métaux non ferreux et flux de mercure entre les étapes. Le roasting/frittage et la fusion sont des procédés à température élevée, par lesquels le mercure peut d'abord être rejeté dans l'atmosphère.

### 5.2.3. Mesures de contrôle dans la production de métaux non ferreux

130. Les minerais de métaux non ferreux (comme le cuivre, le zinc, la pyrite, le plomb et l'or) contiennent souvent du mercure à l'état de trace. Les techniques génériques visant à réduire les pollutions atmosphériques décrites au chapitre 4 sont utilisées dans les installations de production de métaux non ferreux. Les mécanismes antipollution atmosphérique peuvent également, à différents degrés, capturer le mercure dans les gaz de combustion. Outre les avantages concomitants issus des techniques habituelles de lutte contre la pollution atmosphérique, des techniques spécifiques au piégeage du mercure ont été élaborées pour l'utilisation dans la production de métaux non ferreux. L'élaboration de technologies de contrôle du mercure dans les installations de production de métaux non ferreux a été motivée par l'ambition de réduire les émissions atmosphériques et d'empêcher le mercure de contaminer l'acide sulfurique, qui peut être produit après le roasting des minerais contenant du soufre. Une partie du mercure sera piégée dans le gaz de combustion via les précipitations (par exemple dans des dépoussiéreurs ou des filtres antipollution atmosphérique) avec le sélénium et les sulfates déjà présents dans les minerais.

131. Des mesures prises sur un fourneau à zinc en Chine (Wang et al, 2010) ont démontré un piégeage du mercure efficace pour les dispositifs antipollution atmosphérique qui traitent les déchets gazeux du fourneau de roasting. L'efficacité du piégeage du mercure mesurée à chaque étape est présentée comme une valeur de réduction moyenne en pourcentage  $\pm$  l'écart type. Après la chaudière de récupération, le cyclone et le PES, le gaz passe par une étape d'épuration avec dépoussiéreur par voie humide qui utilise de l'acide sulfurique dilué recyclé. Ce dispositif d'épuration du gaz de combustion a une efficacité de piégeage du mercure d'environ 17,4 %,  $\pm$  0,5 %. L'étape suivante est un dispositif antibuée électrostatique destiné à piéger la vapeur d'eau, qui capture 30,3 %  $\pm$  10,9 % du mercure. L'efficacité de piégeage du mercure par la tour de récupération de mercure s'élève à 87,9 %  $\pm$  3,5 %. Cette tour de récupération utilise le procédé Boliden Norzink pour retirer le mercure du gaz en amont de l'installation de production d'acide sulfurique. L'installation d'acide piège quant à elle 97,4 %  $\pm$  0,6 % du mercure présent dans le gaz quand il entre dans son circuit.

132. Hylander et Herbert (2008), dans leur inventaire des émissions de mercure par la production de métaux non ferreux, relatent des taux d'efficacité de piégeage du mercure de 95 % à 99 % si une installation de production d'acide sulfurique se trouve au niveau d'un fourneau pyrométallurgique à cuivre, plomb ou zinc, dès lors que le mercure a été empêché de contaminer le produit d'acide sulfurique. Avec seulement l'installation de PES et/ou de dépoussiéreurs, les hypothèses s'élèvent à 80 % de piégeage du mercure si les dispositifs sont efficaces, et 40 % s'ils le sont moins. En l'absence de dispositifs installés pour piéger le soufre et contrôler spécifiquement le mercure ou s'ils sont trop peu nombreux, l'hypothèse de piégeage du mercure est de 10 %.

133. Il existe plusieurs méthodes différentes pour le piégeage spécifique au mercure dans les gaz de combustion de l'industrie des métaux non ferreux. On trouve parmi les procédés qui convertissent le mercure en composé chimique solide piégeable par précipitation, dépoussiérage ou filtrage, les procédés Outokumpu et Bolkem, où le mercure est précipité sous forme de composés solides de sulfate, et le procédé Boliden Norzink, où le mercure est précipité sous la forme de chlorure mercurique. D'autres méthodes impliquent des filtres à charbon ou à sélénium (pour les traitements de faible concentration) ou des épurateurs-laveurs au sélénium (Toolkit du PNUE, 2010). Des informations

complémentaires sont disponibles sur [http://www.sulphuric-acid.com/techmanual/GasCleaning/gcl\\_hg.htm](http://www.sulphuric-acid.com/techmanual/GasCleaning/gcl_hg.htm).

134. Selon les informations soumises en réponse au questionnaire, il existe une série de techniques de piégeage spécifiques au mercure utilisées dans l'extraction aurifère industrielle aux États-Unis. Elles viennent s'ajouter à l'utilisation du contrôle des matières particulaires par filtre à manche ou PES sur la plupart des installations, ainsi que des contrôles de SO<sub>2</sub> avec par exemple des dépoussiéreurs par voie humide sur certaines d'entre elles. Les contrôles spécifiques au mercure prévoient un condensateur de mercure en combinaison avec divers types de lits ou filtres d'absorption du carbone, permettant une efficacité de piégeage de 93 % à 99,6 %. Des dépoussiéreurs sont également mis en place sur certaines installations, comme des dépoussiéreurs avec chlorure mercurique ou hypochlorite dont l'efficacité de piégeage du mercure est élevée.

135. En ce qui concerne l'extraction aurifère industrielle, le Département du Nevada pour la protection de l'environnement (NDEP) a mis en place le Programme du Nevada de contrôle du mercure (NMCP) en 2006 afin de réduire les émissions atmosphériques des exploitations de métaux précieux (comme les sites d'extraction de l'or et de l'argent). Bien que certains équipements industriels d'extraction d'or aux États-Unis soient déjà dotés de dispositifs de contrôle spécifiques au mercure, ce programme NMCP exigera des installations qu'elles utilisent les meilleures techniques de contrôle des émissions atmosphériques disponibles, dans toutes les usines d'extraction d'or et d'argent du Nevada qui utilisent un procédé thermique (notamment des fourneaux, roasters, autoclaves, fours, extraction par électrolyse, cornues, etc.).

136. En outre, les États-Unis élaborent des réglementations nationales relatives aux émissions de mercure issues de l'extraction aurifère industrielle. Si les réglementations proposées devant le public le 28 avril 2010 étaient mises en œuvre, parallèlement au programme du Nevada relatif au mercure, les États-Unis estiment que les émissions de mercure de cette industrie au niveau national réduiraient d'environ 94 % par rapport aux niveaux d'émissions en 1999, et les niveaux potentiels d'émissions incontrôlées de plus de 96 %. La réduction des émissions de mercure des procédés de prétraitement des minerais (comme le roasting) s'élèverait à 94 % par rapport aux conditions incontrôlées et à 64 % par rapport aux conditions de 2007. En ce qui concerne les étapes suivantes de l'extraction aurifère, qui incluent notamment des fours, des cornues et la fusion, on a évalué une réduction de 98 % à 99 % par rapport aux conditions incontrôlées et d'environ 90 % par rapport aux conditions de 2007.

137. On peut conclure qu'il existe de nombreuses options différentes pour piéger le mercure dans l'industrie des métaux non ferreux. Cependant, en raison des différents minerais de métaux non ferreux, dont chaque gisement peut avoir des caractéristiques très spécifiques, il est presque impossible de tirer des généralités en matière de faisabilité, de coûts, etc. (PNUE, 2006).

#### **5.2.4. Coûts et efficacité des technologies de contrôle de la production de métaux non ferreux**

138. Les grandes fonderies de métaux non ferreux utilisent des dispositifs antipollution atmosphérique hautement efficaces pour lutter contre les émissions de particules et de SO<sub>2</sub> issues des roasters, des fourneaux de fusion, et des convertisseurs. Le mercure est principalement émis sous forme gazeuse et les filtres en tissu ou les PES ne sont donc pas vraiment efficaces en matière de piégeage de l'élément. Le contrôle des émissions de gaz

de combustion est réalisé par absorption du dioxyde de soufre dans les installations de production d'acide sulfurique, qui font habituellement partie des installations de fusion. La combinaison des PES par voie sèche, des dépoussiéreurs par voie humide, du piégeage du mercure et des PES par voie humide est considérée comme une MPD dans l'UE (CE, 2001a). La quantité d'émissions restantes dépend de la teneur en mercure du minerai.

139. Au-delà des technologies de piégeage relatives au mercure, spécifiques à la production de métaux non ferreux, le procédé Boliden Norzink aurait les dépenses de capital et d'exploitation les moins élevées, malgré le coût énergétique que représente l'exploitation du dépoussiéreur (PNUE, 2006, chapitre 5.3, production des métaux (non ferreux) recyclés). Nous ne disposons pas de données concernant le procédé Boliden Norzink. Comme la section 5.2.3 en fait mention, l'installation de production d'acide sulfurique même comporte l'effet involontaire de piéger le mercure dans le gaz.

140. Les coûts annualisés des technologies retenues de réduction des multi-polluants par production d'une tonne de métal, données comme indicateur d'activité spécifique, et leur efficacité en termes de réduction des émissions de mercure, ont fait l'objet d'analyses dans le projet ESPREME (<http://espreme.ier.uni-stuttgart.de>). Les installations de lutte contre les émissions dont le potentiel de piégeage se situe entre 5 et 10 % (PES, etc.) sont plutôt bon marché : ils représentent une dépense annuelle totale entre 0,1 et 0,2 dollar de 2008/tonne de métal produit. Les filtres en tissu dotés du même potentiel de réduction des émissions de Hg sont d'un ordre de grandeur plus coûteux que les PES, que ce soit pour la production primaire de plomb ou de zinc. Cette différence est même plus grande en ce qui concerne le secteur de la production du cuivre, qui atteint des dépenses totales annuelles de 15 à 30 dollars/tonne de cuivre produit.

141. Les mesures spécifiques au mercure telles que l'injection de charbon actif utilisée dans la combinaison avec les PES, les filtres en tissu et la DGC dans la production primaire de plomb et de zinc, multiplient les coûts totaux annuels par 3 environ, par rapport aux PES/DGC ou FT/DGC utilisés seuls (Pacyna et al, 2010).

142. Des informations détaillées portant sur les coûts et l'efficacité de la réduction des émissions de mercure dans l'extraction aurifère sont disponibles pour les États-Unis, grâce à l'élaboration par l'USEPA d'une proposition de réglementation relative au mercure. L'évaluation des coûts et de l'efficacité de l'extraction aurifère industrielle au Nevada a abouti à des estimations à 99,7 % de réduction des émissions grâce aux contrôles, notamment le refroidissement du gaz, le contrôle des MP et le dépoussiéreur de chlorure mercureux de Boliden Norzinc. Les frais d'installation seraient d'environ 3,5 millions de dollars et les coûts d'exploitation ont été estimés à 660 000 dollars par an pour des contrôles qui sont en place depuis environ 10 ans. Pour les autres unités thermiques de l'industrie de l'extraction aurifère telles que les fours, cornues et fourneaux, les meilleurs contrôles sont les filtres à charbon imprégnés de soufre, qui parviennent à une réduction de 93 à 99 %. L'estimation des frais relatifs à l'installation d'un système d'adsorption du carbone sur l'un des dispositifs (avec un débit volumétrique de 2500 pieds cubes (70792 litres) par minute) s'élève à environ 184 000 dollars. Les frais annuels de main d'œuvre estimés pour cet adsorbant de carbone sont d'environ 10 000 dollars, et le coût estimé de substitution du charbon est de 54 000 dollars par an. Plus d'informations sont disponibles sur le site Internet du NDEP : <http://ndep.nv.gov/baqp/hg/clearinghouse.html>

### 5.3. *Production de ciment*

#### 5.3.1. **Origine du mercure et des émissions provenant de la production ciment**

143. Le mercure est naturellement présent dans les matières premières (comme le calcaire) utilisées pour la production de ciment, mais aussi dans les combustibles utilisés dans le procédé, ce qui provoque la pénétration de mercure dans le système des fours à ciment.

144. Les matières premières naturelles utilisées pour la production de ciment, comme le calcaire, la craie marneuse, les schistes ou l'argile sont extraites par des opérations en carrière ou d'extraction (forage de roches, abattage, excavation, roulage et concassage, etc.), avant d'être concassées dans un broyeur ou pressées et rendues chimiquement homogènes par le mélange des matières premières dans des proportions maîtrisées.

145. L'extraction brute (poudre sèche ou boues) du procédé d'extraction et de préparation est alimentée dans le four et traitée par la chaleur pour produire le mâchefer. Le traitement thermique implique 1) le séchage et le préchauffage, 2) les calcinations et 3) le frittage. Après refroidissement, le mâchefer est moulu avec le gypse (CaSO<sub>4</sub>) pour faire du ciment.

146. Grâce à leurs propriétés, les cendres des centrales électriques (cendres volantes ou scories), le laitier de haut fourneau ou autres résidus du procédé (laitier de fonte, boues de papier, fumées de silice, cendres de pyrite, et phosphogypse) peuvent être mélangés au ciment. Les cendres volantes utilisées peuvent contenir du mercure (<0,002-0,8 mg/kg selon Renzoni et al, 2010) mais il est difficile d'évaluer la quantité de mercure qui pénètre dans l'environnement par ce chemin.

147. Indépendamment des types de procédés et de four (procédés de fours à voie humide ou séchoirs), le mercure est introduit dans le four avec les matières premières, dont la teneur en mercure varie selon la région, et avec les combustibles de différentes teneurs en mercure. Les principaux rejets de mercure dans le processus de fabrication du mâchefer sont émis en théorie dans le four, lorsque le mercure quitte le four avec la poussière et les gaz d'échappement.

148. De très petites quantités de mercure qui ne sont pas émises dans l'atmosphère ou capturées par les dispositifs anti-pollution peuvent rester dans les poussières du four à ciment ou dans le produit fini du ciment. Selon le Toolkit du PNUE, la teneur en mercure du ciment se situe entre 0,02 et 0,1 g par tonne de ciment, et Renzoni et al (2010) présentent des valeurs tirées d'études pour les États-Unis et le Canada de 0,014 g de mercure par tonne et pour l'Allemagne de 0,06 g par tonne, avec des fourchettes de valeurs individuelles qui s'étendent de sous la limite de détection à des valeurs bien au-delà de la fourchette du Toolkit du PNUE.

149. La production du ciment impliquant des procédés très énergivores, l'utilisation des combustibles constitue une grande partie des coûts de production. Différents combustibles sont utilisés pour générer la chaleur nécessaire au procédé de fabrication du mâchefer, principalement du charbon pulvérisé (de l'antracite et du lignite) et du coke de pétrole, des carburants lourds et du gaz naturel, mais aussi d'autres combustibles résiduels moins coûteux, tels que les déchets municipaux détruits, les déchets de caoutchouc, et les solvants dérivés de déchets, sont très utilisés et peuvent contribuer aux émissions de mercure de la production de ciment (Pacyna et al, 2010). Selon le document de l'IPPC (prévention et réduction intégrées de la pollution) sur les MDT (meilleures techniques disponibles) dans les industries de production du ciment (CE, 2010), la consommation de

combustibles dans l'industrie européenne du ciment en 2006 était dominée par le coke de pétrole (39 %), le charbon (19 %) ou un mélange des deux (16 %), mais elle consommait aussi du mazout (3 %), du lignite et autres combustibles solides (5 %), du gaz (1 %), ainsi que différents types de combustibles résiduels (18 %). Selon les réponses des États-Unis au questionnaire, le charbon (63 %) et le coke de pétrole (21 %) sont les combustibles les plus utilisés en termes de quantité, suivis par différents types de combustibles de substitution (12 %), le gaz naturel (3 %) et des combustibles fossiles en quantités minimes. Au Brésil, c'est le coke de pétrole qui domine parmi les combustibles, mais le charbon de bois et des combustibles de substitution sont aussi utilisés, comme en attestent les réponses au questionnaire.

150. Le mercure émis par la production de ciment peut provenir des impuretés dans les matières premières ou des combustibles utilisés. Les contributions relatives varient d'une installation et d'un pays à l'autre, et il n'existe pas de vérité générale quant à qui, des combustibles ou des matières premières, contribue le plus à l'introduction du mercure dans le four. Une étude de l'USEPA (EPA, 2009) sur les normes nationales relatives aux émissions de polluants atmosphériques dangereux par l'industrie de production du ciment Portland, a montré que pour environ 55 % des fours aux États-Unis, le mercure non calcaire représentait plus de 50 % des émissions de mercure du four (à l'origine desquelles sont, autrement dit, les autres matières premières ou les combustibles). Il est important de noter, en revanche, que les origines du mercure varient considérablement d'un four étudié à l'autre. Une étude menée par l'Université de Liège a conclu que dans la plupart des cas, les principaux contributeurs de l'introduction du mercure dans le système des fours en Europe sont les matières premières naturelles, et non les combustibles (Renzoni et al, 2010).

### **5.3.2. Mesures de contrôle dans la production du ciment**

151. Les premières mesures à prendre pour réduire les émissions de mercure dans la production de ciment sont la sélection et le contrôle minutieux des substances entrant dans le four (CE, 2010), autrement dit la sélection des matières premières et des combustibles dont la teneur en mercure est faible. Autre mesure primordiale : garantir l'efficacité de l'exploitation de l'installation, par exemple en réduisant les combustibles ou en contrôlant les températures et écoulements du gaz à différentes étapes du procédé, afin de profiter du potentiel de lutte contre l'écoulement du mercure dans le circuit. Dans la production du ciment, des mécanismes intégrés au procédé et des conditions d'exploitation permettent aux fours à ciment d'améliorer la capture du mercure et de réduire les émissions de mercure dans l'atmosphère (Senior, 2010, Renzoni et al, 2010).

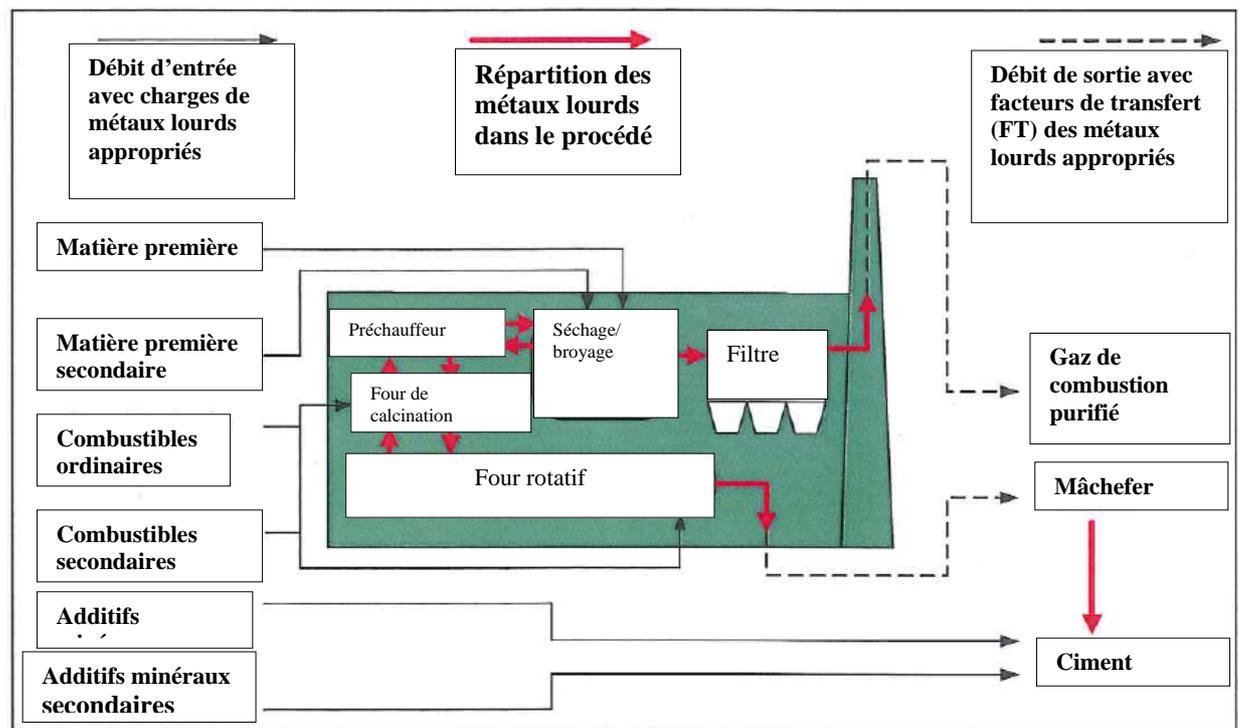
152. Par exemple, l'adsorption du mercure sur les particules au sein du circuit du séchoir peut être améliorée en faisant passer les fumées du préchauffeur dans le procédé de séchage/broyage des matières premières, dans le broyeur de matières premières. Le broyeur de matières premières peut être « on-line » (en marche) ou « off-line » (éteint). Lorsque le broyeur de matières premières est on-line, les gaz du préchauffeur passent dans le broyeur avant de rejoindre le dispositif de contrôle des particules (Figure 6). Lorsque le broyeur est off-line, les gaz d'échappement contournent le broyeur de matières premières et vont directement dans le dispositif de contrôle des particules avant d'être refroidis.

153. La forte charge de poussière et le temps de contact plus long entre les solides et le gaz lorsque le broyeur de matières premières est on-line permettent d'augmenter l'adsorption du mercure sur les solides avant d'arriver au dispositif de contrôle des

particules (Renzoni et al, 2010). Un projet de la Portland Cement Association qui prévoyait le recueil et l'examen des données d'émissions des cheminées (Schreiber et al, 2009) a conclu que les fours de préchauffage/précalcination génèrent des émissions de mercure dans l'atmosphère bien plus élevées lorsque le broyeur de matières premières est éteint, en raison de l'absence de capacités d'adsorption des particules fraîchement broyées dans le broyeur. Éteindre le broyeur est une manœuvre ordinaire de l'exploitation d'une fabrique de ciment.

154. Le mercure volatilisé condense à des températures relativement basses (120-150 °C) sur les particules de matières premières dans le système du four (Toolkit du PNUE, 2010). À une température suffisamment basse du gaz de combustion, le mercure adsorbé sur les particules sera recueilli avec les particules dans un dispositif de collecte des particules. Il arrive que la poussière recueillie dans le dispositif (souvent appelée poussière de four à ciment, PFC) soit recyclée dans le procédé de production (Senior, 2010).

155. Une façon de réduire les émissions de mercure dans l'atmosphère est de purger régulièrement les PFC afin de piéger le mercure adsorbé dans le circuit. L'efficacité de cette mesure dépend en partie de la quantité de poussière enlevée du circuit, et en partie de la température dominante dans le dispositif antipollution atmosphérique (Renzoni et al, 2010).



**Figure 6.** Parcours des métaux dans les fours à ciment avec préchauffeur dans un procédé par voie sèche (CE, 2010, et références qui y sont contenues).

156. Il ressort des informations fournies par les pays (voir Annexe I pour des informations sur les pays ayant fourni des données) que l'équipement antipollution atmosphérique le plus commun dans les cimenteries dans ces pays sont différents types de dispositifs de contrôle des particules. Les informations fournies indiquent que les contrôles de particules tels que les PES ou bagfilters/filtres en tissu sont très présents dans les cimenteries (Brésil, Chypre, Islande, Royaume-Uni, États-Unis). Les SNCR existent également dans nombre de cimenteries au Royaume-Uni et dans certaines aux États-Unis.

Aux États-Unis, certaines usines sont également équipées de dépoussiéreurs à voie humide ou sèche pour le piégeage du SO<sub>2</sub>. Les données fournies n'indiquent aucun contrôle spécifique au mercure installé dans les cimenteries, à une exception près. Les États-Unis mentionnent un four à ciment exploitant actuellement un circuit d'injection de charbon actif spécifique au contrôle du mercure.

157. L'utilisation de technologies de réduction telles que les filtres en tissu ou les PES est habituelle sur les cimenteries, mais les informations relatives à l'efficacité de piégeage spécifique du mercure dans les fours à ciment restent insuffisantes. On peut, d'une façon générale, s'attendre à ce que l'efficacité du piégeage du mercure dans les fours soit plus élevée ou comparable à celle des équipements similaires utilisés dans les centrales électriques, par exemple, dès lors que les poussières de four à ciment (PFC) sont régulièrement purgées et éliminées.

158. Selon Renzoni et al, (2010), les techniques de piégeage des émissions qui ont été mises à l'essai dans l'industrie du ciment prévoient l'adsorption sur le coke actif (Polvitec) et l'injection de charbon actif. L'injection de charbon actif est plus compliquée que sur les centrales électriques alimentées au charbon. Puisque le recyclage de la poussière recueillie dans les filtres en tissu fait habituellement partie du procédé de traitement des matières premières dans la cimenterie, l'injection de charbon actif, qui irait se loger dans les PFC recueillies, n'est pas souhaitable. La température de ce circuit devrait être attentivement maintenue à moins de 200 °C pour garantir la réussite de l'adsorption du mercure et réduire le risque d'incendie du charbon actif dans le filtre en tissu ou le système de traitement des solides. Une option, en cas d'échec des autres mesures, est d'installer un système d'ICA et un dispositif supplémentaire de dépoussiérage en aval du principal filtre du four (Renzoni et al, 2010).

### 5.3.3. Coûts et efficacité des technologies de contrôle de la production de ciment

159. Parmi les aspects importants de l'estimation des coûts du contrôle des émissions de mercure, les hypothèses relatives aux conditions de référence doivent être prises en considération. Les coûts relatifs au piégeage du mercure seront très différents selon que les conditions de référence sont des cimenteries équipées de dispositifs antipollution atmosphérique modernes ou de simples systèmes de contrôle des émissions. Certains dispositifs de contrôle, tels que les filtres électrostatiques, peuvent se montrer peu efficaces en matière de piégeage de mercure, à cause de la forte présence de Hg<sup>0</sup> dans les gaz.

160. Les coûts annualisés des technologies retenues de réduction des multi-polluants par production d'1 tonne de ciment, ainsi que leur efficacité en matière de réduction des émissions de mercure, sont présentés ci-dessous.

161. Selon les informations disponibles dans les BREF sur les Industries du ciment, de la chaux et de la magnésie (CE, 2010), les coûts annualisés<sup>9</sup> (dépenses de capital entre parenthèses) des technologies retenues de réduction des multi-polluants pour la production d'1 tonne de ciment<sup>10</sup>, serait d'environ 0,56 (0,34) dollar de 2010 et 0,69 (0,32) dollar de 2010 pour l'utilisation de PES et de FT respectivement. Seule, l'introduction de dépoussiéreurs par voie sèche ou humide impliquerait un coût moyen de 1,94 (1,12) et de

<sup>9</sup> En établissant à 20 ans la durée de vie de la technologie en tenant compte d'une réduction de 4 %.

<sup>10</sup> Capacité de la cimenterie de 3 000 t de mâchefer/jour.

2,63 (0,81) dollars de 2010. On peut obtenir une meilleure efficacité de piégeage (jusqu'à 90 %) en combinant les FT et les dépoussiéreurs pour un coût moyen de 2,63 (1,13) dollars de 2010.

162. L'analyse des coûts de l'USEPA pour l'installation d'un dispositif d'injection de charbon actif (ICA), afin de lutter contre le mercure dans les fours à ciment, inclut un adsorbant de séchage par pulvérisation. La majeure partie des poussières de four à ciment est recyclée dans le four. L'injection de charbon actif en amont du premier dépoussiéreur pourrait augmenter le charbon actif dans les poussières de four à ciment, détruisant ainsi leur potentiel de recyclage dans le four, si le procédé ne fait pas l'objet d'un contrôle minutieux. Les coûts du contrôle spécifique au mercure dans les cimenteries ont été estimés à partir des coûts relatifs aux chaudières pour l'électricité. Les dépenses en capital s'élevaient de 1,81 à 3 dollars/tonne de mâchefer; la moyenne étant de 2,41 dollars/tonne de mâchefer. Les frais totaux annualisés s'élevaient de 0,96 à 1,13 dollar/tonne de mâchefer; la moyenne étant de 1,41 dollar/tonne de mâchefer. Un nouveau four de préchauffage/précalcination d'1,2 million de tonnes par an impliquerait une dépense de capital de 2,9 millions de dollars et un coût annualisé de 1,25 million de dollars par an (dollars de 2005). En raison du coût supplémentaire que représente un dépoussiéreur par rapport à l'ICA, l'USEPA s'attend à ce que les dépoussiéreurs ne soient installés pour lutter contre le mercure que lorsqu'ils seront nécessaires pour lutter contre d'autres polluants. L'USEPA estime également que l'ICA peut réduire les émissions de mercure de 90 % dans les cimenteries (EPA, 2010).

## **5.4. Incinération des déchets**

### **5.4.1. Origine du mercure et des émissions provenant de l'incinération des déchets**

163. L'ensemble des émissions totales de mercure dans l'atmosphère provenant de l'incinération des déchets est influencé principalement par la teneur en mercure des déchets, les capacités de brûlage de l'incinérateur, le type d'incinérateur (incinérateur multi-chambres à suralimentation en air ou pyrolytique), le mode d'exploitation (par exemple incluant ou non la récupération de chaleur) et le degré de réduction adapté à l'installation. La première mesure à prendre pour réduire les émissions de mercure dans l'atmosphère est d'éviter que le mercure ne pénètre dans le flux de déchets ou le prétraitement des déchets, en séparant ou piégeant les matériaux contenant du mercure avant que les déchets ne soient introduits dans l'incinérateur. Le mercure peut être présent dans les déchets ménagers dans des concentrations très variables selon les pays, surtout en fonction de la présence de mercure dans les produits et de l'existence de systèmes de collecte du mercure ou de l'élimination ou non des produits dans le flux normal de déchets. Parmi les groupes de produits qui contiennent souvent du mercure, on trouve des piles, des thermomètres et des sources de lumière fluorescente. Le contrôle du mercure dans l'incinération des déchets est donc lié de près à la question du mercure dans les produits ménagers et les instruments médicaux par exemple, dont une fraction peut finir dans les flux de déchets. La substitution des produits contenant du mercure et l'introduction de systèmes efficaces de collecte et d'évacuation en toute sécurité du mercure sont donc des mesures alternatives permettant d'éviter les émissions de mercure issues de l'incinération des déchets.

### **5.4.2. Technologies d'incinération des déchets**

164. Il est d'abord nécessaire de préciser que l'incinération des déchets à grande échelle, sur laquelle se concentre cette section, n'est pas une procédure ordinaire dans beaucoup de pays. D'autres formes de gestion des déchets ou l'absence de systèmes contrôlés de traitement des déchets génèrent aussi des émissions de mercure via, par exemple, le dégazage dans les décharges ou le brûlage incontrôlé des déchets. Les informations présentées ici ne concernent donc que les pays où l'incinération des déchets à grande échelle fait partie intégrante du système de gestion des ordures.

165. Il existe de nombreux fourneaux et techniques de combustion différents destinés à l'incinération des déchets solides municipaux (DSM). Dans un incinérateur type, les déchets sont insérés dans la chambre de combustion et placés sur une grille qui les remue dans l'appareil, mélangeant bien les déchets à l'air chaud pour garantir l'efficacité de la combustion. La conception de l'incinérateur prévoit souvent deux chambres de combustion. L'air entre dans la première chambre en traversant les déchets (air primaire). Les produits de la combustion incomplète (CO et composés organiques) passent dans la deuxième chambre de combustion où de l'air supplémentaire (air secondaire) est ajouté et permet d'achever la combustion.

166. Il existe trois catégories de technologies relatives à l'incinération des DSM, qui dépendent de la quantité et de la forme des déchets brûlés. Ce sont les unités d'incinération de déchets municipaux, des appareils de combustion modulaires et des appareils de combustion à lit fluidisé (EMEP/AEE, 2009). Dans les unités d'incinération des déchets municipaux, les DSM sont incinérés sans autre prétraitement que l'extraction des éléments

trop grands pour entrer dans le circuit d'alimentation, ainsi que celle des éléments dangereux, comme les bouteilles de gaz comprimé. Les appareils de combustion modulaires sont similaires aux appareils de combustion des déchets municipaux en ce qu'ils brûlent des déchets qui n'ont pas été prétraités, mais ils sont en général plus petits, pouvant traiter de 4 à 130 tonnes de déchets/jour. Dans les appareils de combustion à lit fluidisé, les déchets sont incinérés dans un lit de matière inerte (comme le sable ou les cendres) sur une grille ou une plaque de distribution, qui est fluidisée au contact de l'air. En ce qui concerne la combustion des DSM dans la combustion à lit fluidisé (CLF), les déchets doivent être traités (par exemple en étant déchiquetés) de façon à obtenir une taille adaptée CE, 2006a).

167. Les déchets dangereux, dont la teneur en mercure peut être élevée, sont généralement brûlés soit dans des incinérateurs spéciaux, soit dans des fourneaux de type four rotatif. Les incinérateurs spéciaux comprennent des fourneaux rudimentaires cylindriques, ou sous forme de cheminée, ou de gueule de loup. En outre, d'autres techniques (telles que l'oxydation fluide supercritique, et la vitrification électrique à arcs), qui traitent les déchets dangereux, peuvent être mises dans ce groupe (bien que pas nécessairement classées dans la rubrique « incinération »). Les déchets dangereux sont, dans certains pays, incinérés dans des cimenteries et des fours d'agrégats légers. Dans d'autres pays, les déchets médicaux sont incinérés dans des incinérateurs de déchets dangereux ou dans des incinérateurs de déchets municipaux adaptés (PNUE, 2005).

#### **5.4.3. Mesures de contrôle dans l'incinération des déchets**

168. Étant donné que tout le mercure émis dans l'atmosphère par l'incinération des déchets provient de sa présence dans les déchets, la première mesure à prendre est de réduire le débit d'entrée du mercure dans l'incinérateur. Cette opération peut être réalisée en enlevant les produits en contenant du flux de déchets avant l'incinération.

169. Lors de l'incinération des déchets, l'efficacité de piégeage des contrôles peut être améliorée en adsorbant les vapeurs de mercure provenant de la chambre de combustion sur des matériaux tels que celui du gaz corrosif, puis en enlevant le mercure à l'état de particule. Pour parvenir à un contrôle élevé du mercure, il peut être utile de réduire la température du gaz à l'entrée du dispositif de contrôle à 175 °C (voire moins). En règle générale, les nouveaux systèmes de combustion des déchets municipaux combinent le refroidissement du gaz et l'injection de sorbants par un conduit (ISC), ou des systèmes de séchage par atomisation (SA) en amont de l'appareil utilisé pour réduire les particules, afin de réduire les températures et fournir un mécanisme de contrôle des gaz corrosifs (PNUE, 2006).

170. Lors de la combustion à des températures à plus de 850 °C et avec une teneur en O<sub>2</sub> de 8 à 10 % vol., les espèces dominantes du mercure seront le chlorure de mercure (I et II) et le mercure élémentaire (Velzen et al, 2002). L'équilibre chimique déterminé par des moyens thermodynamiques pour le mercure dans un gaz de combustion ordinaire contenant du HCl et du SO<sub>2</sub>, montre que la production principale entre 300 et 700 °C est le HgCl<sub>2</sub>, tandis qu'au-delà de 700 °C le mercure élémentaire est l'espèce dominante. Un résumé des performances en matière de piégeage de mercure pour divers matériels utilisés à cet effet dans les incinérateurs se trouve au Tableau 9 (Velzen et al, 2002). Ces mesures de contrôle ne sont pas spécifiques au mercure et devraient être considérées comme des exemples de techniques de lutte contre les émissions en général. On estime que le rapport HgCl<sub>2</sub>/Hg(0) se situe entre 70/30 et 80/20. Les « absorbants spéciaux » (ou adsorbants)

ajoutés peuvent être des absorbants imprégnés de soufre ou d'éléments de soufre ou des absorbants à base de charbon actif, qui augmentent la sorption de mercure sur les particules.

**Tableau 9. Efficacité du piégeage du mercure par des systèmes de curage des gaz de combustion pour les incinérateurs de déchets (Toolkit du PNUE)**

Matériel	Temp.	HgCl <sub>2</sub>	Hg(0)	Total**	Référence
	(°C)	%	%	%	
Précipitateur électrostatique (PES)	180	0-10	0-4	0-8	Velzen et al, 2002
Dépoussiéreurs par voie humide	65-70	70-80	0-10	55-65	Velzen et al, 2002
Dépoussiéreurs par voie humide avec modificateur		90-95	20-30	76-82	Velzen et al, 2002
Systèmes d'absorption par pulvérisation + FT (calcaire)	130	50-60	30-35	44-52	Velzen et al, 2002
Systèmes d'absorption par pulvérisation + FT (absorbants spéciaux ajoutés)*		90-95	80-90	87-94	Velzen et al, 2002
Écoulement entraîné d'absorbants + FT (absorbants spéciaux ajoutés)*	130	90-95	80-90	87-94	Velzen et al, 2002
Circulation de lit fluidisé + FT (absorbants spéciaux ajoutés)*	130	90-99	80-95	87-98	Velzen et al, 2002
PES ou FT + injection de carbone				50->90	Pirrone et al, 2001
PES ou FT + Dépoussiéreur par voie humide polissant				85	Pirrone et al, 2001

\* Les absorbants spéciaux peuvent être des absorbants imprégnés de soufre ou d'éléments de soufre ou des absorbants à base de charbon actif, qui augmentent la sorption de mercure sur les particules.

171. Comme le montre le tableau ci-dessus, les précipitateurs électrostatiques simples affichent parfois des taux d'efficacité de piégeage du mercure très bas. En effet, les dépoussiéreurs par voie humide ou les absorbeurs de brouillard utilisant du calcaire pour le piégeage du gaz corrosif ont une efficacité de 55-65 % et de 44-52 %, respectivement. Pour améliorer l'efficacité du piégeage, autrement dit dépasser les 90 %, il est nécessaire d'ajouter des absorbants ou adsorbants spéciaux, du charbon actif, le plus souvent.

172. Takaoka et al (2002) rapportent une réduction des émissions de mercure de l'ordre de 20 à 30 % lorsque l'on applique l'ICA sur une échelle pilote de l'IDSM équipée d'un filtre à manche (FM). Une plus faible température des gaz de combustion augmente le ratio de réduction du Hg.

173. En République de Corée, des réglementations strictes en matière de dioxine et de gaz corrosifs ont été mises en place et de nombreux dispositifs antipollution atmosphérique sont installés dans les incinérateurs de déchets municipaux, dans de multiples configurations. La moyenne de piégeage du mercure se situe autour de 85 % (Kim et al, 2010). Certaines installations injectent également des charbons actifs lorsque l'efficacité de piégeage est meilleure. Dans l'incinération des déchets industriels, on a mesuré des efficacités de piégeage de 50 à 92 % (moins avec des dispositifs antipollution atmosphérique par voie sèche et plus avec des dispositifs par voie humide). Pour l'incinération des déchets dangereux et médicaux contaminés, l'efficacité du piégeage

s'élève à environ 89 %, mais cette dernière dépend de la teneur en mercure des déchets intrants.

174. On peut conclure, d'après les réponses au questionnaire, qu'il est habituel de voir sur les installations d'incinération des déchets des dispositifs de contrôle spécifiques au mercure, en plus des dispositifs antipollution atmosphérique habituels. Les technologies spécifiques au mercure mentionnées sont par exemple l'injection de charbon actif ou les différents dépoussiéreurs.

#### **5.4.4. Coûts et efficacité des technologies de contrôle de l'incinération des déchets**

175. En ce qui concerne le piégeage du mercure, l'adsorption à l'aide de réactifs à base de charbon est généralement nécessaire pour respecter le niveau d'émissions des MTD (< 0,05 mg/Nm<sup>3</sup> en cas de prélèvement discontinu des échantillons) (CE, 2006a). Les performances précises de la réduction dépendent des niveaux et de la répartition du mercure dans les déchets. Certains flux de déchets ont une teneur en mercure très variable, c'est pourquoi un prétraitement supplémentaire des déchets est nécessaire.

176. Parmi les aspects importants de l'estimation des coûts du contrôle des émissions de mercure, les hypothèses relatives aux conditions de référence doivent être prises en considération. Les coûts relatifs au piégeage du mercure seront très différents selon que les conditions de référence sont des installations équipées de dispositifs antipollution atmosphérique modernes ou de simples systèmes de contrôle des émissions.

177. À partir du travail effectué par le projet ESPREME financé par l'UE, on a évalué les coûts annualisés des techniques retenues de réduction des multi-polluants par 1 tonne de déchets municipaux, ainsi que leur efficacité en matière de réduction des émissions de mercure. Ces informations reflètent les conditions européennes et ne sont donc pas nécessairement applicables ailleurs. En ce qui concerne le contrôle simple des particules (PES ou FT), les coûts totaux annuels ont été estimés à 0,18 dollar par tonne de déchet. En ce qui concerne la combinaison du contrôle des particules avec des dépoussiéreurs, des PES optimisés et des injections de charbon actif, les coûts annuels sont estimés à 4 à 12 dollars par tonne de déchets. Le contrôle conjoint du mercure dans ces exemples est de l'ordre de 5 à 10 % dans le premier cas et de 80 à 99 % dans le deuxième.

178. Les coûts moyens des techniques de contrôle des émissions en matière d'incinération de déchets médicaux (pré-dépoussiérage avec un PES, suivi de l'injection de chaux et de charbon actif, et enfin l'utilisation d'un filtre en tissu) ont été estimés par Visschedijk et al (2006) à environ 25 dollars par tonne de déchets incinérés par an.

179. Puisque les coûts liés à une incinération appropriée et à la mise en décharge sont respectivement élevés et moyens dans les pays développés, ces dispositifs sont économiquement difficiles à gérer dans les pays les moins développés. Ces coûts élevés indiquent que le remplacement par des solutions alternatives sans mercure est certainement la meilleure option (PNUE, 2008).

180. Dans les réponses aux questionnaires, les États-Unis ont déclaré des dépenses relatives à l'ICA sur un appareil classique de combustion de déchets municipaux de 730 tonnes de déchets/jour, de 150 000 dollars de capital et de 91 000 dollars/an de dépenses d'exploitation (en dollars de 1987), calculés pendant l'élaboration de réglementations au début des années 1990. Ces chiffres sont plus ou moins équivalents à 0,7 dollar/an (coûts annualisés sur 20 ans et réduction de 4 % en dollars 2010). Ces dépenses ne comprennent

pas les dépenses liées au système de séchoir atomiseur/filtre en tissu, qui représenterait une dépense de capital supplémentaire de 12 dollars x 10<sup>6</sup> et un coût annuel supplémentaire de 3,6 dollars x 10<sup>6</sup>, s'ils ne sont pas déjà appliqués pour contrôler les polluants autres que le mercure.

181. En ce qui concerne les incinérateurs de déchets hospitaliers et médicaux contaminés, l'USEPA a indiqué des dépenses de capital liées au système d'ICA de l'ordre de 3 800 à 12 000. Les dépenses de capital liées au système d'ICA sont de l'ordre de 5 400 à 56 300 dollars par an. Les dépenses de capital et annuelles sont en dollars de 2007. Les dépenses de capital estimées pour un système d'injection de charbon actif (ICA) appliqué à une unité d'incinération des déchets commerciaux ou industriels s'étendent d'environ 5 600 à 156 000 dollars. Les dépenses annuelles pour le système d'ICA s'étendent d'environ 2 900 dollars à 3,2 millions de dollars par an. Ces coûts relatifs à l'ICA appliqués à l'unité d'incinération des déchets solides industriels comprennent l'incinération de ces déchets dans les fours à ciment. Les dépenses de capital et annuelles sont en dollars de 2008.

182. Des informations supplémentaires sur l'origine des coûts dans les exemples ci-dessus peuvent être trouvés dans différents documents préparés dans le cadre d'une réglementation américaine concernant le secteur de l'incinération des déchets (voir soumission au PNUE des informations relatives aux États-Unis).

## 6. Conclusions

183. L'objectif de ce rapport est de donner une vue d'ensemble des émissions de mercure dans l'atmosphère, des options de contrôle des émissions dans les secteurs retenus et de leur efficacité et coûts. Il a été rédigé dans l'intention d'appuyer le processus de négociation en cours chargé d'élaborer un instrument international juridiquement contraignant sur le mercure.

184. L'étude a consisté en la préparation et la distribution de questionnaires visant à recueillir des informations sur les caractéristiques techniques des secteurs retenus dans différents pays, les informations actuelles sur les émissions et leur contrôle ainsi que la planification du futur développement des secteurs. L'étude met l'accent sur la description d'approches potentielles de contrôle des émissions et sur l'actualisation des inventaires d'émissions.

### 6.1. Émissions

185. Les émissions de mercure dans les secteurs retenus de la combustion du charbon dans les centrales électriques et chaudières industrielles, la production de ciment, la production de métaux non ferreux et l'incinération des déchets ont contribué à 51 % des émissions totales dans l'atmosphère de mercure en 2005.

186. L'examen des récents rapports d'inventaires nationaux des émissions et des recherches sur les émissions de mercure a conclu que dans la plupart des cas, les nouvelles estimations se situaient dans la fourchette de valeurs d'émissions du rapport PNUE/PSEA (2008).

187. Une évaluation des tendances mondiales d'émissions, y compris une harmonisation des données et une meilleure exhaustivité des inventaires, indique que les émissions mondiales ont légèrement diminué en passant de 1967 tonnes en 1990, à 1814 tonnes en 1995 et 1819 tonnes en 2000, et enfin à 1921 en 2005.

188. Aucun changement majeur dans le total des émissions de mercure dans le monde ne peut être tiré de cette évaluation. En revanche, une considérable modification des émissions a été observée entre les régions. Tandis que les émissions asiatiques ont augmenté entre 1990 et 2005, les émissions en Amérique du Nord et en Europe ont diminué pendant la même période.

189. La précision de toutes les estimations mondiales actuelles est limitée par l'absence, dans de nombreux pays, d'informations détaillées spécifiques aux installations et de données de surveillance représentatives et appropriées.

### 6.2. Options relatives au contrôle des émissions

190. Les émissions de mercure par les quatre secteurs retenus dépendent d'un certain nombre de facteurs, parmi lesquels la teneur en mercure et d'autres caractéristiques relatives à la composition des combustibles et matières premières, la configuration technique de l'installation source et des dispositifs mis en place pour lutter contre les émissions (comme le piégeage des particules à l'aide d'un PES ou de FT et la désulfuration en dépoussiéreurs) ainsi que de dispositifs spécifiques au mercure. Ces facteurs sont fortement variables selon les régions du monde, ainsi qu'au sein même des régions, ce qui pose des obstacles à la détermination d'options de contrôle applicables. De

façon générale, il est nécessaire, pour déterminer les options de contrôle applicables à une usine/installation spécifique, de connaître la situation technique actuelle de cette usine/installation. En ce qui concerne les stratégies régionales ou nationales de réduction des émissions de mercure, la situation économique de la région doit aussi être prise en compte.

### **6.2.1. Principales conclusions sur le contrôle des émissions dans les quatre secteurs retenus**

191. Un certain nombre de technologies visant à réduire les émissions de mercure existent et sont mises en œuvre dans certains pays dans chacun des secteurs examinés. Nombre d'entre elles visent à réduire d'autres polluants atmosphériques (comme les particules, le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote, ou autres polluants toxiques).

192. L'équipement existant pour réduire ces émissions peut également réduire celles du mercure. En revanche, le degré de réduction des émissions de mercure peut varier de façon significative, en fonction des caractéristiques des produits auxiliaires et de celles des dispositifs de contrôle. Cet aspect doit être pris en compte à la fois lors de l'évaluation des émissions de mercure actuelles, lors de l'évaluation de la nécessité de mettre en place des mesures supplémentaires et lors de l'élaboration pour l'avenir de scénarios et stratégies relatifs au contrôle des émissions de mercure.

193. Les mesures générales visant à améliorer les performances et l'efficacité énergétique généreront une consommation moindre de combustibles et de matières premières, ce qui réduira indirectement les émissions de mercure.

194. L'estimation des coûts du contrôle des émissions de mercure nécessite de connaître l'état actuel des sources d'émissions, notamment les descriptions techniques des dispositifs antipollution atmosphérique actuels et planifiés.

### **6.2.2. Centrales électriques et chaudières industrielles alimentées au charbon**

195. Les mesures de pré-combustion (comme le lessivage du charbon ou le mélange du charbon) peuvent réduire les émissions de mercure jusqu'à environ 70 %, avec une moyenne de 30 %.

196. L'ajout d'halogènes lors de la pré-combustion (en particulier du brome) peut améliorer le piégeage du mercure en améliorant son oxydation dans le gaz de combustion (surtout en la présence de SCR) et donc en augmentant l'efficacité du piégeage en aval, dans le dispositif de contrôle des matières particulaires et dans l'équipement de désulfuration des gaz de combustion.

197. L'injection de charbon actif, utilisée à l'échelle industrielle en conjonction avec un dispositif de contrôle des particules, comme un PES ou un filtre en tissu, peut produire une réduction significative des émissions de mercure. On a observé des réductions de plus de 90 %. Les charbons chimiquement traités (comme les hydrocarbures bromés) semblent plus efficaces que les charbons actifs non traités lorsqu'il agit de purifier les gaz de combustion contenant de grandes quantités de vapeur de mercure élémentaire.

198. L'évaluation précise des coûts et de l'efficacité des dispositifs de contrôle des émissions de mercure nécessite de disposer d'informations détaillées sur les caractéristiques techniques des sources émettrices ainsi que sur la disponibilité du charbon

pour les mélanges et des additifs potentiels. Une grande quantité de données ont été fournies pour les applications sur le terrain aux États-Unis.

199. Les dispositifs antipollution atmosphérique peuvent faire passer le mercure du gaz de combustion aux résidus tels que les cendres volantes ou les dépôts vaseux de la DGC. L'évaluation des dépenses totales relatives aux contrôles devrait inclure les coûts de gestion de ces résidus, en raison des impacts potentiels des changements dans la composition des déchets, notamment une teneur supérieure en mercure.

### **6.2.3. Production de ciment**

200. Le mercure émis par la production de ciment peut provenir du charbon et autres combustibles utilisés et des matières premières telles que le calcaire et autres additifs. Les concentrations de mercure dans les combustibles et les matières premières sont très variables et d'importantes réductions des émissions peuvent être réalisées en passant à des combustibles et matières premières moins denses en mercure.

201. Puisque les poussières de four à ciment (PFC) piégées dans les gaz de cheminée de la production de ciment sont, dans une large mesure, recyclées dans le procédé, les ajouts de charbon actif ne peuvent être directement combinés avec les équipements existants de contrôle des particules si la température n'est pas minutieusement contrôlée.

202. L'adsorption de mercure par les PFC dans la production de ciment dépend largement des conditions d'exploitation de l'installation, lorsque de plus basses températures permettent l'adsorption. Le piégeage du mercure dans le procédé peut être réalisé en retirant les poussières du dispositif de contrôle des particules, si la température des gaz d'échappement est basse.

203. Le contrôle des émissions de mercure en aval dans la production de ciment peut être réalisé à l'aide de technologies de contrôle similaires à celles qui sont utilisées pour les centrales électriques alimentées au charbon et l'on peut s'attendre à un piégeage de mercure considérable si la désulfuration du gaz de combustion intervient en premier lieu afin de réduire les gaz corrosifs. Si l'injection de charbon actif est employée pour piéger le mercure, il est essentiel de contrôler attentivement les températures et une étape supplémentaire de piégeage des particules, lorsque les particules recueillies ne sont pas recyclées, peut s'avérer nécessaire.

### **6.2.4. Production de métaux non ferreux**

204. La production de métaux non ferreux est un procédé hautement complexe aux différentes configurations qui dépend des métaux extraits, des caractéristiques du minerai et du procédé de base utilisé. La teneur en mercure du minerai peut varier considérablement.

205. Dans le traitement pyrométallurgique des minerais, la première étape est celle du roasting, qui convertit le soufre du minerai en dioxyde de soufre. Tout le mercure présent dans le minerai sera rejeté avec le gaz.

206. Les grandes fonderies de métaux non ferreux utilisent des dispositifs antipollution atmosphérique hautement efficaces pour lutter contre les émissions de particules et de SO<sub>2</sub> issues des roasters, des fourneaux de fusion, et des convertisseurs. Le mercure est principalement émis sous forme gazeuse et les PES ne sont pas très efficaces en matière de piégeage de l'élément. Le contrôle des émissions de gaz de combustion est réalisé par

absorption du dioxyde de soufre dans les installations de production d'acide sulfurique, qui font habituellement partie des installations de fusion.

207. Le piégeage supplémentaire spécifique au mercure (d'environ 90 à 95 %) peut être réalisé par exemple grâce à la technique Boliden Norzink par laquelle le mercure est adsorbé dans une solution de calomel (chlorure mercureux) avant d'arriver à l'installation de production d'acide sulfurique.

208. Pour d'autres unités de chaleur dans l'industrie aurifère telles que les fours, cornues et fourneaux, les meilleurs contrôles spécifiques au mercure sont les filtres à charbon imprégnés de soufre, qui atteignent une efficacité de réduction des émissions de mercure de 93 à plus de 99 %.

### **6.2.5. Incinération des déchets**

209. Étant donné que tout le mercure émis dans l'atmosphère par l'incinération des déchets provient de sa présence dans les déchets, la première mesure à prendre est de réduire le débit d'entrée du mercure dans l'incinérateur. Cette opération peut être réalisée en enlevant les produits qui en contiennent du flux de déchets avant l'incinération.

210. La plupart des incinérateurs modernes de déchets municipaux sont équipés de dispositifs avancés de contrôle des émissions de différents polluants. Certains de ces instruments peuvent être optimisés pour le mercure, notamment en contrôlant la température.

211. Les contrôles spécifiques au mercure peuvent être réalisés à l'aide de dispositifs d'injection de carbone, de dépoussiéreurs, ou les deux. Des exemples de coûts liés à l'injection de charbon actif ont été fournis par l'USEPA, à partir de plusieurs procédés réglementés de combustion des déchets.

## 7. Références

- Chang, R., Dombrowski, K., Senior, C. 2008). Near and Long Term Options for Controlling Mercury Emissions from Power Plants, The MEGA Symposium, Baltimore, Maryland, 2008.
- CURS (2007) *Coal utility environmental cost (CUECost) workbook user's manual. Version 4. 0.* Chapel Hill, Caroline du Nord, USA, CURS- Center for Urban and Regional Studies, Université de Caroline du Nord de Chapel Hill, 28 pp (fév. 2007) VERSION BETA
- CE, 2001a. Document de référence sur les meilleures techniques disponibles dans les industries des métaux non ferreux de l'IPPC, Commission européenne, décembre 2001.
- CE, 2006a. Document de référence sur les meilleures techniques disponibles en matière d'incinération des déchets de l'IPPC, Commission européenne, août 2006.  
[ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/wi\\_bref\\_0806.pdf](ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/wi_bref_0806.pdf)
- CE, 2006b. Document de référence sur les meilleures techniques disponibles - Grandes installations de combustion de l'IPPC, juillet 2006.  
[ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/lcp\\_bref\\_0706.pdf](ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/lcp_bref_0706.pdf)
- CE, 2010. Document de référence sur les meilleures techniques disponibles dans les industries du ciment, de la chaux et de la magnésie de l'IPPC, mai 2010.  
[ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/clm\\_bref\\_0510.pdf](ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/clm_bref_0510.pdf)
- Clean Coal Centre de l'AIE, Coal online,  
<http://www.coalonline.org/site/coalonline/content/home>
- Guide d'orientation pour l'inventaire des émissions de polluants atmosphériques EMEP/AEE, 2009. Rapport technique AEE N° 6/2009.  
<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>
- EPA 2005. Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, Multipollutant Emission Control Technology Options for Coal-fired Power Plants, EPA-600/R-05/034, mars 2005.
- EPA 2009. National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants From the Portland Cement Manufacturing Industry Federal Register / Vol. 74, N° 86 / mercredi 6 mai 2009.
- EPA. 2010. National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants from the Portland Cement Manufacturing Industry and Standards of Performance for Portland Cement Plants; Final Rule.
- ESPREME - ÉVALUATION INTÉGRÉE DES REJETS DE MÉTAUX LOURDS EN EUROPE Programme de recherche européen visant à élaborer des méthodes et à identifier des stratégies destinées à soutenir l'élaboration politiques européennes relatives à l'environnement, afin de réduire les émissions et les impacts négatifs des métaux lourds. Informations complémentaires sur : <http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/>
- Feeley T. J. III, Brickett L. A., O'Palko A., Jones A. P. 2008, DOE/NETL's Mercury Control Technology R&D Program Taking Technology from Concept to Commercial Reality, présenté lors du MEGA Symposium, Baltimore, août 2008.

- GAO 2009. Mercury control technologies at coal-fired powerplants have achieved substantial emissions reductions. Rapport devant le Représentant, sous-comité Clean Air and Nuclear Safety, Comité sur l'Environnement et les Travaux publics, Sénat américain, GAO -10-47.
- GIEC, 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>
- Gouvernement du Chili, 2008. « Pilot Project on Strengthening Inventory Development and Risk Management-Decision Making for Mercury: A Contribution to the Global mercury Partnership. » décembre 2008.
- Hageman, S. et al, 2010. Technical and economic criteria for processing mercury-containing tailings. Rapport auprès du PNUE, février 2010.
- HEIMTSA - **H**ealth and **E**nvironment **I**ntegrated **M**ethodology and **T**oolbox for **S**cenario **A**ssessment. Projet de recherche européen en appui du Plan d'action en faveur de l'environnement et de la santé en élargissant les méthodes et outils d'évaluation des impacts sur la santé et de l'analyse coût-bénéfice, afin d'évaluer de façon fiable au niveau européen les impacts sur la santé et l'environnement des scénarios politiques dans les secteurs clef. Informations complémentaires sur : <http://www.heimtsa.eu/>
- Hylander, L. D., Herbert, R. B. 2008. Global Emissions and Production of Mercury during the Pyrometallurgical Extraction of Nonferrous Sulfide Ores. *Env. Sci Technol.* 2008, 42, 5971-5977.
- Kim, J.-H., Park, J.-M., Lee, S.-B., Pudasainee, D., Seo, T.-C. 2010. Anthropogenic mercury emission inventory with emission factors and total emissions in Korea. *Atmospheric Environment* 44 (2010) 2714-2721.
- Kumari, R. 2010. Emission Estimate of Passport-Free Heavy Metal Mercury from Indian Thermal Power Plants and Non-Ferrous Smelters. Par Toxic Link, soutenu par le Bureau européen de l'environnement - Campagne Zéro Mercure.
- Li, G., Feng, X., Li, Z., Qiu, G., Shang, L., Liang, P., Wang, D., Yang, Y. Mercury emission to the atmosphere from primary Zn production in China. *Science of the Total Environment* 408 (2010) 4607-4612.
- Masekoameng, K. M., Leaner, J., Dabrowski, J. 2010. Trends in anthropogenic mercury emissions estimated for South Africa during 2000-2006. *Atmospheric Environment* (2010), doi: 10. 1016j. atmosenv. 2010.05.006
- MEPC, en cours d'élaboration, 2010. Reducing mercury emissions from coal combustion in the energy sector. Préparé par : Département des sciences et de l'ingénierie de l'environnement, Université de Tsinghua, Beijing, 100084, Chine, pour le Ministère chinois de la protection de l'environnement, et pour le PNUE – Substances chimiques. 17 septembre 2010
- Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, République Dominicaine, 2010. « ANÁLISIS SITUACIONAL SOBRE LA GESTIÓN DEL MERCURIO EN LA REPÚBLICA DOMINICANA E INVENTARIO NACIONAL DE EMISIONES DE MERCURIO ». INFORME PRELIMINAR
- Ministerio del Ambiente, Équateur, 2008. « Pilot Project on Strengthening Inventory Development and Risk Management-Decision Making for Mercury: A Contribution to the Global mercury Partnership. » Rapport final.

- Mukherjee, A. B., Bhattacharya, P., Sarkar, A., Zevenhoven, R. 2009. Mercury Emissions from Industrial Sources in India and its Effects in the Environment. Chapitre 4 in N. Pirrone et R. Mason (eds.), Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere, DOI: 10.1007/978-0-387-93958-2\_4. Springer Science + Business Media, LLC 2009.
- National Environmental Authority, Department of Environmental Quality Protection, Panama, 2009. Pilot Project on Strengthening the Development of an Inventory and Risk Management in Making Decisions on Mercury. « National Emissions Inventory of Mercury in Panama », résumé du Rapport final. janvier 2009.
- Nelson, P. F., Nguyen, H., Morrison, A. L., Malfoy, H. Cope, M. E., Hibberd, M. F., Lee, S., McGregor, J. L., Meyer, M. 2009. Mercury Sources, Transportation and Fate in Australia. Rapport final auprès du Department of Environment, Water, Heritage & the Arts, RFT 100/0607. décembre 2009.
- NESCAUM (2010). Technologies for Control and Measurement of Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants in the United States: Rapport de situation 2010. Northeast States for Coordinated Air Use Management (NESCAUM).
- Pacyna, E. G. et J. M. Pacyna, 2002. Global emission of mercury from anthropogenic sources in 1995. *Water, Air and Soil Pollution*, 137: 149-165.
- Pacyna, J. M. and E. G. Pacyna, 2005. Anthropogenic sources and global inventory of mercury emissions. In: Parsons, M. B. et J. B. Percival (eds.), Mercury: Sources, Measurements, Cycles, and Effects. Mineralogical Association of Canada, Short Course Series Volume N° 32.
- Pacyna, J. M., Sundseth, K., Pacyna, E. G., et Jozewich, W., 2009. An Assessment of costs and Benefits Associated with Mercury Emission Reductions from Major Anthropogenic Sources. *Journal of Air and Waste Management Association* (accepté).
- Pacyna, J. M., Sundseth, K., Pacyna, E. G., et Jozewich, W., 2010. An Assessment of costs and Benefits Associated with Mercury Emission Reductions from Major Anthropogenic Sources. *Journal of Air and Waste Management Association* 60: 302-315
- Pavlish J H, Sondreal E A, Mann M D, Olson E S, Galbreath K C, Laudal D, Benson S A (2003) Status review of mercury control options at coal-fired power plants. *Fuel Processing Technology*; 82 (2-3); 89-165 (Aug 2003)
- Pirrone, N., Cinnirella, S., feng, X., Finkelman, R. B., Friedli, H. R., leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A. B., Stracher, G. B., Streets, D. G., Telmer, K. (2010). Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 5951-5964, 2010.
- PNUE, 2006. Guide for Reducing Major Uses and Releases of Mercury. juin 2006. <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/MercuryPublications/GuidanceTrainingMaterialToolkits/tabid/3609/language/en-US/Default.aspx>
- PNUE, 2005. Outil d'identification et de quantification des rejets de mercure PNUE – Substances chimiques, programme mercure. <http://www.chem.unep.ch/mercury/Toolkit/default.htm>
- PNUE, 2010. Outil d'identification et de quantification des rejets de mercure <http://www.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/MercuryPublications/GuidanceTrainingMaterialToolkits/tabid/3609/language/en-US/Default.aspx>

- PNUE/PSEA, 2008. Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment. Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique / PNUE – Substances chimiques. 159 pp.  
([http://www.chem.unep.ch/mercury/Atmospheric\\_Emissions/Technical\\_background\\_report.pdf](http://www.chem.unep.ch/mercury/Atmospheric_Emissions/Technical_background_report.pdf))
- PNUE, 2008. Rapport du PNUE sur Une évaluation qualitative générale des coûts et avantages potentiels de chacun des objectifs stratégiques énoncés à l'annexe 1 du rapport de la première réunion du Groupe de travail à composition non limitée, PNUE – Substances chimiques, Rapport PNUE-CBA  
[http://www.chem.unep.ch/mercury/OEWG2/documents/e52\)/English/OEWG\\_2\\_5\\_add\\_1.pdf](http://www.chem.unep.ch/mercury/OEWG2/documents/e52)/English/OEWG_2_5_add_1.pdf)
- PNUE – Substances chimiques, 2008. The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport. PNUE-Substances chimiques, Genève, 42 pp.  
([http://www.chem.unep.ch/mercury/Atmospheric\\_Emissions/UNEP%20SUMMARY%20REPORT%20-%20final%20for%20WEB%20Dec%202008.pdf](http://www.chem.unep.ch/mercury/Atmospheric_Emissions/UNEP%20SUMMARY%20REPORT%20-%20final%20for%20WEB%20Dec%202008.pdf))
- PNUE, en cours d'élaboration (2010). Process Optimization Guidance Document for Reducing Mercury Emissions from Coal Combustion in Power Plants. Rapport pour le PNUE – Substances chimiques, janvier 2010. Disponible sur :  
<http://hqweb.unep.org/hazardoussubstances/Mercury/PrioritiesforAction/Coalcombustion/ProcessOptimizationGuidanceDocument/tabid/4873/language/en-US/Default.aspx>
- PSEA, 2010. Updating Historical Global Inventories of Anthropogenic Mercury Emissions to Air. PSEA Technical report N° 3 (2010), Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), Oslo, Norvège.
- Pudasainee, D., Kim, J.-H., Seo, Y.-C. 2009. Mercury emission trend influenced by stringent air pollutants regulation for coal fired power plants in Korea. *Atmospheric Environment* 43 (2009) 6254-6259.
- Renzoni, R., Ullrich, C., Belboom, S., German, A. (2010) Mercury in the Cement Industry. Université de Liège. Independently commissioned by CEMBUREAU - CSI.
- Rini, M.J., Vosteen, B.W. (2009). Full-Scale Test Results from a 600 MW PRB-fired Unit Using Alstom's KNX Technology for Mercury Control, MEC-6 Conference, Ljubljana, Slovenia, April 2009.
- Rokke, N., 2006. The Energy Outlook of Norway. Plenary session presentation of the Polish-Norwegian Energy Supply and Environmental Impact Thematic Seminar 18 October 2006. PowerPoint presentation.
- Schreiber, R. J., Kellett, P. E., Kellett, C. D. 2009. Compilation of mercury emissions data. Portland Cement Association. PCA R&D Serial No. SN3091.
- Senior, C. (2010) Mercury Emissions Reduction from Portland Cement Kilns using Wet Scrubbers. Paper-2010-A-1419. Presented at the Air & Waste Management Association Annual Meeting and Exhibition, Calgary, Alberta, Canada, June 22-25, 2010.
- Sloss, L. (2008). Economics of mercury control. Clean Coal Center, CCC/134
- Srivastava R K, Hutson N, Martin B, Princiotta F, Staudt J (2006) Control of mercury emissions from coal- fired utility boilers. *Environmental Science and Technology*; 40 (5); 1385-1393 (Mar 2006)

- Streets, D. G., Hao, J., Wang, S., Wu, Y. 2009. Mercury emissions from coal combustion in China. Chapter 2 in N. Pirrone and R. Mason (eds.), *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere*, DOI:10.1007/978-0-387-93958-2\_2. Springer Science + Business Media, LLC 2009.
- Takaoka M, Takeda N, Fujiwara T, Kurata M, Kimura T. 2002. Control of mercury emissions from a municipal solid waste incinerator in Japan. *J Air Waste Manag Assoc.* 2002 Aug;52(8):931-40.
- US DOE, 2006. DOE/NETL's Phase II Mercury Control Technology Field Testing Program. Preliminary Economic Analysis of Activated Carbon Injection. Préparé par Jones, A.P., Hoffman, J. W., Smith, D. N., Felley, T. J., Murphy, J. T. 2006.
- Visschedijk A.J. H., Denier van der Gon H. A. C., van het Bolscher M. et P. Y. J. Zandveld, 2006. Study to the effectiveness of the UN ECE Heavy Metals (HM) Protocol and cost of additional measures. TNO report No. 2006-A-R0087/B, Apeldorn, the Netherlands.
- Wang, S. X., Song, J. X., Li, G. H., Wu, Y., Zhang, L., Wan, Q., Streets, D. G., Chin, C. K., Hao, J. M., 2010. Estimating mercury emissions from a zinc smelter in relation to China's mercury control policies. *Environmental Pollution* 158 (2010) 3347-3353.
- Wang, S. X., Zhang, L., Li, G. H., Wu, Y., Hao, J. M., Pirrone, N., Sprovieri, F., Ancora, M. P. (2010). Mercury emission and speciation of coal-fired power plants in China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 1183-1192, 2010.
- Weem, A.P., 2010. Reduction of mercury emissions from coal fired power plants. *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Working Group on Strategies and Review*, 47<sup>th</sup> session, Informal document No 6, August 3,2010.
- Wirling, J., Schiffer, H.-P., Merzbach, F. (2000). Adsorptive Waste Gas Cleaning During the Co-Combustion of Sewage Sludge in a Lignite-Fired Industrial Power Plant; VGB-Power Tech., December 2000.
- Wu, Y., Wang, S., Streets, D. G., Hao, J., Chan, M., Jiang, J. 2006. Trends in anthropogenic mercury emissions in China from 1995 to 2003. *Environ. Sci. technol.* 2006, 40, 5312-5318.

## Annexe I Résumé des réponses au questionnaire

Les pays suivants ont officiellement soumis leurs réponses : Afrique du Sud, Australie, Autriche, Brésil, Canada, Chine, Chypre, Communauté européenne, États-Unis, Islande, Inde, La Barbade, Lituanie, Pologne, Royaume-Uni (Angleterre et Pays de Galles), Russie, Seychelles et Turquie.

La précision et la portée des réponses sont variables. Ci-dessous, sont résumées les données fournies et des informations supplémentaires par rapport aux réponses. Quelques pays ont également présenté des informations indiquant l'évolution future des secteurs respectifs en ce qui concerne les capacités et/ou le développement technique et le développement futur de la lutte contre les polluants atmosphériques et le mercure.

### Combustion du charbon

A=informations agrégées I=informations par installation

<b>Caractérisation des sources émettrices pour les centrales électriques et les chaudières industrielles alimentées au charbon</b>								
<b>Résumé des réponses fournies</b>								
	<b>Information sur l'usine ou l'unité (Nb)</b>	<b>Capacité</b>	<b>Type de chaudière</b>	<b>Consommation du charbon</b>	<b>Hg dans le charbon</b>	<b>Techniques de contrôle installées</b>	<b>Efficacité de piégeage</b>	<b>Émissions de Hg</b>
Brésil	>7	A	A	A		A		
Canada	51							A
Chine	6242	A		A	A	A	A	
États-Unis (chaudières/ chauffage industriel)	596 unités 294 usines	I	I	I	I	I	I (MP)	I
États-Unis (installations électriques)	1282 unités 522 usines	I	I	I		I	I	I
Inde	396	A	A	A		A	A (MP)	
Lituanie	58	A		A		A		
Pologne	296							
Royaume-Uni	16							I
Russie	120	I	I	I	I	I	I	I

MP=matière particulaire

## Production de métaux non ferreux

Caractérisation des sources émettrices pour la production de métaux non ferreux								
Résumé des réponses fournies								
	Information sur l'usine (Nb)	Information sur le procédé	Consommation de combustible/agent de réduction	Teneur en Hg du combustible	Production de métaux	Techniques de contrôle installées	Efficacité de piégeage	Émissions de Hg
Brésil	>10 entreprises	A	A		A			
Canada	12							A
Chine	8200	A	A		A			
Islande	1	I	I	I	I	I	I (MP)	I
Pologne	17+54							
Russie								A
Royaume-Uni	12							I
États-Unis	28	I			I	I	I	I

MP=matière particulaire

## Production de ciment

Caractérisation des sources émettrices pour la production de ciment								
Résumé des réponses fournies								
	Information sur l'usine (Nb)	Production de ciment	Combustibles/Consommation	Hg dans les combustibles/matériaux premières	Consommation de matières premières	Techniques de contrôle installées	Efficacité de piégeage	Émissions de Hg
La Barbade	1	I	I		I			
Brésil	70	A	A		A	A		
Canada	17							A
Chine		A	A					
Chypre	2	I	I		I	I		I
Islande	1	I	I	I	I	I	I (MP)	I
Pologne	53							
Russie								A
Afrique du Sud	11	I			I	I	I (MP)	
Royaume-Uni	12	I	I			I		I
États-Unis	184	I	A	A	A	I		I

MP=matière particulaire

## Incinération des déchets

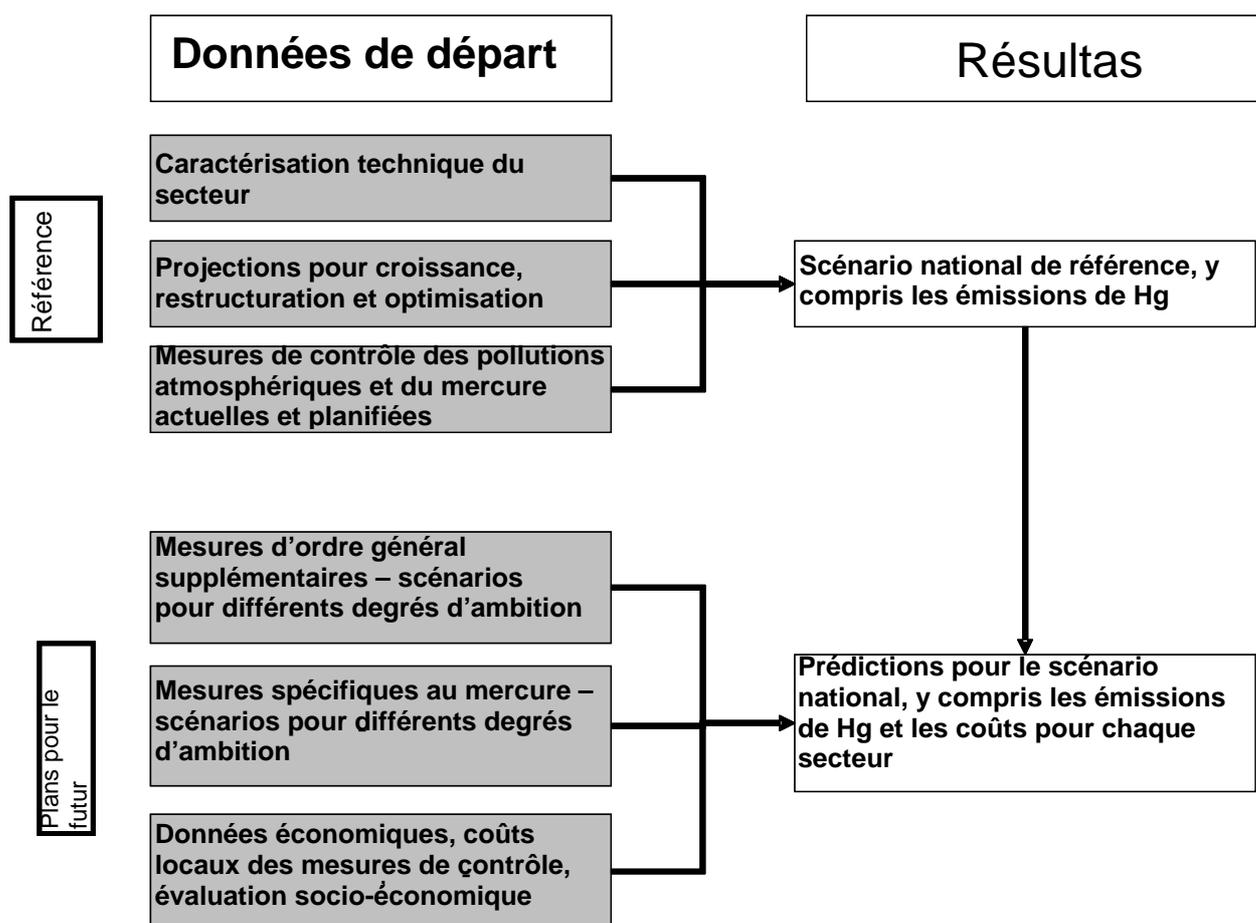
Caractérisation des sources émettrices pour les installations d'incinération des déchets							
Résumé des réponses fournies							
	Information sur l'usine Nb+type de déchets	Quantité de déchets incinérés	Type de déchets	Hg dans les déchets	Techniques de contrôle installées	Efficacité de piégeage	Émissions de Hg
Autriche	2	I	I		I		I
Brésil	22 (DI, DD)	A	A		A		
Canada							A
Chine		A					
Islande	1	I	I		I		I
Lituanie	1 (ME)	I	I	I	I	I	I
Pologne	1						
Turquie	1	I	I		I	I (MP)	I
Royaume Uni	33		I				I
États-Unis	96 (DD)		I		I		I
États-Unis	167 unités/66 usines (DO)	A	I	A	A		I
États-Unis	57 (ME)	I	I		I		I

MP=matière particulaire

DI=déchets industriels, ME=déchets médicaux, DD=déchets dangereux DO=déchets domestiques

## Annexe II : Guide pour l'évaluation des stratégies nationales de réduction des émissions atmosphériques de mercure

Cette annexe fournit des orientations générales pour l'élaboration de stratégies nationales. Afin d'évaluer précisément les technologies alternatives antipollution permettant de réduire les émissions de mercure, il est nécessaire de bien connaître, au niveau local, les secteurs industriels, l'économie et les plans pour l'avenir relatifs à la législation nationale. La Figure 7 présente de manière générale une proposition de procédure d'évaluation nationale, sous la forme d'un organigramme.



**Figure 7.** Description schématique d'une procédure d'élaboration de stratégies nationales de lutte contre les émissions de mercure dans l'atmosphère

Les informations nécessaires à la réalisation de cette procédure par étapes, pour la préparation des scénarios, sont développées en détail dans les questionnaires élaborés pour cette étude (disponibles sur le site Internet du PNUE) et peuvent être résumées de la manière suivante.

### ***Préparation des références***

L'objectif de cette étape est d'évaluer les émissions de mercure actuelles et les changements dans les moteurs sociétaux de l'industrie et de l'énergie (tels que la croissance économique ou la législation). La base de l'évaluation est une caractérisation de l'état actuel des techniques disponibles et la préparation d'un inventaire des émissions de mercure pour les secteurs retenus. Un inventaire des émissions de mercure peut se baser sur des mesures ou sur des données relatives aux activités (énergie, production industrielle et consommation de matières premières) et des facteurs d'émission, ou peut utiliser une combinaison des deux. La connaissance de la teneur en mercure des combustibles et des matières premières permet d'évaluer les entrées totales de mercure dans un procédé industriel ou énergétique qui, en combinaison avec les connaissances de l'état technologique et l'état actuel des dispositifs de contrôle des émissions, peut être utilisé pour évaluer les émissions.

À cette étape, on évalue également comment prévoir les changements dans les moteurs sociétaux et comment la mise en œuvre de la future législation nationale ou internationale modifiera les activités industrielles et les émissions de mercure. Les résultats de cette étape sont à la fois un inventaire actualisé des émissions de mercure et une évaluation des changements potentiels si aucune action spécifique n'est prise pour réduire les émissions de mercure.

### ***Scénarios pour un contrôle supplémentaire des émissions***

Cette deuxième étape consiste principalement en l'élaboration de stratégies de contrôle potentiellement applicables de réduction des émissions de mercure. La sélection de ces stratégies de contrôle devrait se fonder sur les informations portant sur les caractéristiques techniques dévoilées par l'évaluation des références, c'est-à-dire pouvoir sélectionner les mesures techniquement et économiquement faisables à l'égard de l'état actuel des choses. Il est possible d'élaborer des scénarios pour différents degrés de mise en œuvre ou de modernisation des mesures de contrôle, qui représenteraient différents degrés d'ambition. Enfin, les coûts de mise en œuvre doivent être évalués. Les coûts d'exploitation et, dans une certaine mesure, les coûts d'investissement varieront substantiellement en fonction du statut économique, de la disponibilité des services et des consommables, ainsi que des facteurs locaux. Il est donc demandé d'établir une évaluation au niveau national.

### ***Informations supplémentaires***

Comme il a été mentionné précédemment, les informations reçues des questionnaires distribués dans le cadre de cette étude n'ont pas suffi à préparer des scénarios globaux. Quelques pays ont réalisé leurs propres études en utilisant des procédures similaires à celle que nous avons décrite ci-dessus et qui peut fournir des orientations aux autres. L'ensemble des informations est disponible dans les documents élaborés dans le cadre du procédé législatif visant à contrôler les émissions de mercure dans différents secteurs aux États-Unis. Par exemple, pour le secteur de l'extraction de l'or à grande échelle, l'évaluation des potentiels de réduction des émissions et des coûts associés a été préparée. Les informations sur cette procédure sont résumées au chapitre 5 de ce rapport. Plus d'informations peuvent être trouvées dans les documents fournis par les États-Unis sur la production de métaux non ferreux au PNUE et les références qui s'y trouvent. La

contribution des États-Unis comprend également des informations détaillées sur les autres secteurs retenus.

Parmi les autres contributions soumises au PNUE – Substances chimiques, le rapport intitulé « Réduire les émissions de mercure dans la combustion du charbon dans le secteur énergétique » a été préparé par l'Université Tsinghua, de Beijing en Chine pour le Ministère chinois de la Protection environnementale et PNUE – Substances chimiques MEPC, en cours d'élaboration (2010) (disponible également sur le site Internet du PNUE). Dans ce rapport, des informations de base sur le secteur du charbon, les émissions de mercure, le contrôle conjoint du mercure dans les installations antipollution atmosphérique et des scénarios d'émissions sont présentés et font l'objet de réflexions.

---