



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
SUBSTANCES CHIMIQUES**



**EVALUATION
MONDIALE
DU MERCURE**



Une gouttelette de mercure



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
SUBSTANCES CHIMIQUES**



**EVALUATION
MONDIALE
DU MERCURE**

Préparée par le PNUE – Substances chimiques

Genève, Suisse

Décembre 2002

Version française publiée en juin 2005

Avertissement :

Cette publication est destinée à servir de guide. Bien que les informations fournies soient considérées comme exactes, le PNUE se décharge de toute responsabilité quant à d'éventuelles inexactitudes ou omissions, et des conséquences que celles-ci pourraient avoir. Ni le PNUE, ni aucune personne impliquée dans la préparation de ce rapport ne seront liés juridiquement en cas de toute blessure, perte, dommage ou préjudice de toute sorte qui auraient pu être causés par un tiers ayant agi en fonction de sa compréhension des informations contenues dans la présente publication.

Les désignations utilisées et les informations présentées dans ce rapport ne constituent nullement l'expression d'opinions de la part des Nations Unies ou du PNUE sur le statut juridique de tout pays, territoire, ville ou région ou de leurs autorités, ni sur la définition de leurs frontières ou limites géographiques.

La publication de cette version française a été réalisée grâce à la contribution en nature du gouvernement du Canada.

Cette publication a été préparée avec le soutien de la Banque internationale pour la reconstruction et le développement.

Publication réalisée dans le cadre du Programme inter-organisations pour la gestion rationnelle des produits chimiques (IOMC).

Le Programme inter-organisations pour la gestion rationnelle des produits chimiques a été créé en 1995 par le PNUE, le BIT, la FAO, l'OMS et l'OCDE (Organisations participantes), selon les recommandations formulées lors de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement en 1992 dans le but de renforcer la coopération et d'augmenter la coordination dans le domaine de la sécurité chimique. En janvier 1998, l'UNITAR s'est officiellement joint à l'IOMC en tant qu'organisation participante. L'objectif de l'IOMC est de promouvoir la coordination des politiques et des activités poursuivies par les organisations participantes, conjointement ou de manière séparée, en vue d'une gestion saine des produits chimiques en relation avec la santé humaine et l'environnement.

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.

Des exemplaires du rapport sont disponibles à l'adresse suivante :

PNUE – Substances chimiques
11-13, chemin des Anémones
CH-1219 Châtelaine, Genève
Suisse
Téléphone : +41 22 917 82 34
Télécopie : +41 22 797 34 60
Courriel : chemicals@unep.ch
Site web : <http://www.chem.unep.ch>

Substances chimiques fait partie de la Division de technologie, de l'industrie et de l'économie (DTIE) du PNUE.

Table des matières

Résultats clés du rapport	iii
Résumé	1
1 Introduction	26
1.1 Contexte et mandat.....	26
1.2 Communication de renseignements destinés au présent rapport.....	27
1.3 Sources d'information du présent rapport.....	29
1.4 Portée et couverture du présent rapport.....	29
1.5 Raison d'être de ce rapport.....	30
2 Chimie	31
2.1 Aperçu.....	31
2.2 Espèces du mercure et transformation dans l'atmosphère	33
2.3 Espèces du mercure et transformation en milieu aquatique.....	36
2.4 Espèces du mercure et transformation dans les sols.....	38
3 Toxicologie	39
3.1 Aperçu.....	39
3.2 Méthylmercure.....	42
3.3 Mercure élémentaire et inorganique.....	49
3.4 Interactions – confusion possible engendrée par certains éléments nutritifs	55
4 Expositions actuelles au mercure et évaluation des risques pour l'homme.....	56
4.1 Aperçu.....	56
4.2 Evaluation des degrés d'exposition entraînant des risques	57
4.3 Voies d'exposition au mercure – Aperçu général	63
4.4 Exposition provenant de la consommation de poisson et de mammifères marins	69
4.5 Données présentées sur la concentration de mercure dans le poisson.....	76
5 Effet du mercure sur l'environnement.....	81
5.1 Aperçu.....	81
5.2 Ampleur des effets écotoxicologiques	83
5.3 Ecosystèmes à risque et espèces vulnérables	87
5.4 Concentration de mercure dans les compartiments de l'environnement.....	96
6 Sources et cycles du mercure dans l'environnement mondial.....	97
6.1 Aperçu.....	97
6.2 Sources naturelles de rejet du mercure.....	103

6.3	Sources anthropiques de rejets du mercure	105
6.4	Voies de pénétration du mercure vers – et dans – l’environnement.....	118
7	Production et utilisations actuelles du mercure.....	133
7.1	Aperçu	133
7.2	Production mondiale	136
7.3	Utilisation actuelle	138
7.4	Détails sur la production de chlore et l’extraction de l’or	147
8	Technologies et pratiques de prévention et de réduction des rejets	154
8.1	Aperçu	154
8.2	Substitution	160
8.3	Réduction des rejets de mercure.....	166
8.4	Pratiques de gestion des déchets	184
8.5	Rentabilité de la réduction des rejets de mercure.....	189
9	Initiatives de réduction des rejets et limitation des utilisations et des expositions	198
9.1	Aperçu	198
9.2	Initiatives nationales.....	199
9.3	Accords et instruments internationaux	224
9.4	Organisations et programmes internationaux.....	237
9.5	Initiatives régionales et sous-régionales.....	245
10	Insuffisances des données et des informations.....	253
10.1	Besoins en recherche et en information à l’échelle nationale	253
10.2	Insuffisances des données, de caractère général et mondial	254
10.3	Elaboration d’outils stratégiques.....	258
11	Options pour faire face aux effets nocifs importants au niveau mondial.....	261
11.1	Aperçu	261
11.2	Conclusions sur les effets nocifs importants du mercure à l’échelle planétaire.....	262
11.3	Conclusions sur les solutions possibles face aux effets importants du mercure au niveau mondial	264
11.4	Autres aspects des solutions possibles pour faire face aux effets importants du mercure à l’échelle mondiale	270
11.5	Propositions de mesures immédiates qui seront examinées par le Conseil d’administration du PNUE	272
12	Glossaire des termes et abréviations.....	274
	Références	278

Résultats clés du rapport

QUELLES SONT LES CAUSES DE PREOCCUPATION ET PEUT-ON INTERVENIR POUR MODIFIER LA SITUATION?

Le mercure est présent dans l'environnement

1. Les niveaux de mercure dans l'environnement ont augmenté considérablement depuis le début de l'époque industrielle. Dans le monde entier, ce métal est maintenant présent dans divers milieux environnementaux et aliments (en particulier le poisson), à des concentrations qui nuisent aux êtres humains, aux animaux et aux végétaux. Il existe une exposition générale due à des sources anthropiques, et les pratiques passées ont laissé du mercure dans les décharges, les résidus miniers, les sites industriels contaminés, les sols et les sédiments. Même des régions où les rejets de mercure sont minimales, telles que l'Arctique, sont gravement touchées en raison du transport transcontinental et planétaire du mercure.

Le mercure est persistant et circule au niveau planétaire

2. Les rejets de pollution par le mercure les plus importants sont les émissions atmosphériques, mais le mercure est également directement libéré par différentes sources dans l'eau et dans les terres. Une fois rejeté, le mercure persiste dans l'environnement où il circule, sous diverses formes, entre l'air, l'eau, les sédiments, le sol et le biote. Les émissions actuelles s'ajoutent au réservoir mondial de mercure, continuellement mobilisé, déposé sur terre et dans l'eau et mobilisé à nouveau.

3. La forme sous laquelle le mercure est libéré varie selon le type de source et d'autres facteurs. La majorité des émissions atmosphériques sont sous la forme de mercure élémentaire gazeux, qui est transporté à l'échelle planétaire dans des régions éloignées de la source. Les émissions restantes sont des formes gazeuses, inorganiques ou ioniques du mercure (telles que le chlorure mercurique) ou sont liées à des particules émises. Ces formes ont une plus courte durée de vie dans l'atmosphère et se déposent sur les terres ou les étendues d'eau dans un rayon d'environ 100 à 1000 km à partir de leur source. Le mercure élémentaire présent dans l'atmosphère peut se transformer en mercure ionique, ce qui constitue une voie importante de dépôt du mercure élémentaire émis.

4. Une fois déposé, le mercure peut se transformer (principalement par métabolisme microbien) en méthylmercure, qui possède la capacité de s'accumuler dans les organismes (bioaccumulation) et de se concentrer le long des chaînes alimentaires (bioamplification), en particulier dans la chaîne alimentaire aquatique (poissons et mammifères marins). Le méthylmercure constitue donc la forme la plus préoccupante, et presque tout le mercure présent chez les poissons est sous forme de méthylmercure.

L'exposition au mercure a de graves conséquences

5. Dans le monde entier, le mercure a divers effets nocifs, importants et documentés sur la santé humaine et l'environnement. Le mercure et ses composés sont hautement toxiques, en particulier pour le système nerveux en développement. Le niveau de toxicité pour l'homme et d'autres organismes dépend de la forme chimique, de la quantité, de la voie d'exposition et de la vulnérabilité de la personne exposée. Les humains peuvent être exposés au mercure de diverses façons, notamment, mais pas seulement, via la consommation de poissons, les utilisations professionnelles et ménagères, les amalgames dentaires et les vaccins contenant du mercure.

6. Le méthylmercure nuit à la fois aux êtres humains, aux animaux et aux végétaux. Ce composé, qui traverse facilement la barrière placentaire et la barrière hémato-encéphalique, constitue un neurotoxique, qui peut avoir des effets particulièrement nocifs sur le cerveau en développement. Des études ont montré que la présence de méthylmercure dans le régime alimentaire des femmes enceintes pouvait avoir des effets nocifs subtils, mais persistants, sur le développement des enfants, observés vers le début de la scolarisation. Certaines études suggèrent en outre que de faibles augmentations de l'exposition

au méthylmercure pourraient avoir des effets nocifs sur le système cardio-vasculaire. Un nombre important de personnes (et d'animaux) sont actuellement exposés à des niveaux de mercure qui comportent un risque d'apparition de ces effets nocifs, et éventuellement d'autres.

7. Certains groupes sont particulièrement vulnérables à l'exposition au mercure, notamment les fœtus, les nouveau-nés et les jeunes enfants, en raison de la sensibilité du système nerveux en développement. Ainsi, les parents, les femmes enceintes et les femmes susceptibles de l'être doivent être particulièrement conscients des dangers du méthylmercure. Une consommation modérée de poissons (présentant une faible teneur en mercure) n'entraînera probablement pas d'exposition dangereuse. Cependant, les populations indigènes, ainsi que d'autres groupes qui consomment des quantités plus importantes de poissons ou de mammifères marins contaminés, et les travailleurs exposés au mercure, comme dans l'extraction d'or ou d'argent à petite échelle, peuvent subir de fortes expositions au mercure et courent donc un risque.

8. Outre leur importance pour nombre de cultures indigènes, les poissons constituent une composante très précieuse du régime alimentaire humain dans de nombreuses parties du monde, en apportant des nutriments qui souvent ne peuvent pas être fournis par d'autres sources. Le mercure représente une menace majeure pour cet apport alimentaire. De même, la contamination des poissons peut occasionner de graves problèmes économiques aux communautés et aux régions dont la survie économique dépend de la pêche.

9. Certains écosystèmes et certaines populations animales ou végétales sont aussi particulièrement vulnérables. Il s'agit entre autres des prédateurs supérieurs des réseaux trophiques aquatiques (tels que les oiseaux et les mammifères piscivores), des écosystèmes arctiques, des milieux humides, des écosystèmes tropicaux et des communautés microbiennes du sol.

L'intervention peut donner des résultats

10. La pollution par le mercure a des effets importants aux niveaux local, régional et mondial. On peut lutter contre ces effets à chacun de ces niveaux par une série de mesures ayant pour objectif de réduire les utilisations, les rejets et les expositions. De nombreuses mesures prises en Europe, en Amérique du Nord et ailleurs ont réussi à faire diminuer les utilisations et les rejets de mercure. Les inventaires sont cependant encore incomplets dans ces régions, et certains rejets restent importants. L'ampleur des baisses des concentrations de mercure dans l'environnement et le rétablissement des écosystèmes en réponse à la diminution des rejets dépendent beaucoup, entre autres, des caractéristiques de l'écosystème local, et ces résultats pourront, dans certains cas, prendre plusieurs décennies. Une évaluation des concentrations de mercure dans des lacs de Suède indique cependant qu'on peut, à un endroit donné, obtenir en réduisant les rejets une baisse significative des niveaux de mercure dans l'environnement, comme par exemple dans le poisson frais, en l'espace d'une ou deux décennies.

POURQUOI LES MESURES PRISES AU NIVEAU LOCAL OU REGIONAL NE SUFFISENT-ELLES PAS?

Le cycle planétaire du mercure aggrave le problème

11. Comme on l'a indiqué plus haut, les origines du dépôt de mercure à partir de l'atmosphère sont aussi bien hémisphériques et planétaires que locales ou régionales. Outre les sources locales de rejets de mercure (telles que les installations d'incinération des déchets et de combustion du charbon), les concentrations de fond générales planétaires (réservoir mondial) comptent pour beaucoup dans la quantité totale de mercure présente dans la plupart des endroits. De même, à peu près toutes les sources locales peuvent contribuer au réservoir mondial. Les cours d'eau et les courants océaniques sont également des voies de transport à longue distance du mercure.

12. Dans certains pays, les dépôts de mercure locaux et régionaux ont progressivement fait augmenter les niveaux de contamination, à tel point que des contre-mesures ont été prises au cours des dernières décennies pour réduire les émissions. Malgré cela, l'existence du transport à longue distance fait que même des nations rejetant des quantités minimales de mercure et des zones éloignées des activités

industrielles peuvent être touchées. On observe par exemple des niveaux élevés de mercure dans l'Arctique, à grande distance de toute source de rejet important.

Le mercure a un impact sur la pêche à l'échelle mondiale

13. De nombreuses espèces de poissons présentes dans les eaux internationales migrent vers des lieux éloignés et divers. En outre, après la capture, les poissons sont couramment exportés dans le monde entier, vers des lieux très éloignés de leur point d'origine. La contamination par le mercure des lacs, des cours d'eau et spécialement des océans est donc un problème véritablement mondial, affectant les industries de la pêche et les consommateurs de poissons du monde entier.

Le mercure peut poser davantage de problèmes aux régions moins développées

14. À mesure que l'on a pris conscience des effets nocifs du mercure, les utilisations qu'on en faisait ont beaucoup diminué dans de nombreux pays industrialisés. Il existe en effet des solutions de rechange compétitives et disponibles sur le marché pour la plupart des utilisations. Ces réductions ont eu cependant comme conséquence de faire baisser la demande de mercure par rapport à l'offre, ce qui en a maintenu les prix à un niveau faible, et a encouragé (voire, dans certains cas, augmenté) l'emploi de ce métal et le recours à des technologies dépassées y faisant appel, dans des régions ou pays moins développés. Les réglementations et les restrictions relatives au mercure étant moins complètes ou moins bien appliquées dans nombre des régions moins développées, ces tendances y ont contribué à une accumulation disproportionnée de certains des risques pour la santé et pour l'environnement liés au mercure.

Le mercure est largement utilisé et commercialisé

15. Malgré cette meilleure prise de conscience des risques, on continue dans le monde entier d'employer le mercure dans divers produits et procédés. On utilise le mercure métallique élémentaire dans l'exploitation minière à petite échelle de l'or et de l'argent, la production de chlore, les manomètres de mesure et de contrôle, les thermomètres, les commutateurs électriques, les lampes fluorescentes et les amalgames dentaires. On utilise des composés du mercure dans les piles, les biocides pour l'industrie papetière, les produits pharmaceutiques et les peintures, sur les semences, ainsi que comme réactifs de laboratoire et comme catalyseurs industriels.

16. Il existe actuellement un commerce important du mercure et des produits en contenant, dont une partie est illégale, non contrôlée et/ou non réglementée. C'est cette circulation de mercure dans les échanges commerciaux internationaux qui demeure le moins bien compris des mouvements majeurs de ce métal à l'échelle mondiale. Bien que, globalement les quantités de mercure commercialisé (et extrait des mines) aient diminué ces dernières années, on en transporte encore des quantités importantes. L'absence de fléchissement de la demande dans de nombreux pays en développement est particulièrement inquiétante. Le mercure disponible sur le marché mondial provient d'un certain nombre de sources, dont entre autres :

- l'exploitation minière du mercure (extrait de minerais présents dans la croûte terrestre), comme produit principal ou comme sous-produit de l'extraction et du raffinage d'autres métaux (or, zinc) ou minéraux;
- les stocks privés ou publics (mercure dans les installations de production de chlore, réserves d'Etat);
- le recyclage du mercure récupéré à partir de produits usagés et de déchets industriels.

17. Malgré les réglementations et les restrictions actuelles, nombre des utilisations et des mouvements de mercure et de produits contenant du mercure sont susceptibles d'entraîner des rejets de ce métal dans l'environnement planétaire. Pendant ce temps, les grandes quantités de mercure qui restent dans les résidus miniers, les décharges et les sédiments, ainsi que les stocks, continuent de présenter un risque de rejet pour l'avenir. Par conséquent, des actions visant à réduire, gérer et régir les utilisations, les stocks et le commerce peuvent être utiles aux niveaux local, régional, national et international, pour prévenir ou minimiser les rejets futurs.

COMMENT L'HOMME ET LES ESPECES SAUVAGES SONT-ILS EXPOSES AU MERCURE?

18. Bien que les conditions locales puissent influencer sur l'exposition au mercure de certaines populations, la plupart des gens sont exposés principalement au méthylmercure par l'intermédiaire de leur alimentation (en particulier via le poisson) et aux vapeurs de mercure élémentaire par l'intermédiaire des amalgames dentaires et dans le cadre des activités professionnelles. La toxicité du méthylmercure a été décrite plus haut. Les vapeurs de mercure élémentaire sont également toxiques pour le système nerveux et d'autres organes. Même si le méthylmercure est la préoccupation majeure pour la population en général, les fortes expositions au mercure élémentaire sont également préoccupantes.

19. On a mesuré des concentrations importantes de méthylmercure chez de nombreuses espèces de poissons d'eau douce et d'eau de mer du monde entier. C'est dans les grands poissons prédateurs et dans les mammifères piscivores qu'on trouve les concentrations les plus élevées. Des études d'exposition provenant de diverses zones géographiques indiquent qu'une proportion significative des êtres humains et des espèces sauvages de la planète est exposée à des niveaux préoccupants de méthylmercure, du fait principalement de la consommation de poissons contaminés.

20. Selon la charge locale de pollution par le mercure, des majorations substantielles de l'absorption totale de mercure peuvent se produire via l'air et l'eau. De plus, l'emploi de crèmes et de savons éclaircissants pour la peau, l'utilisation du mercure à certaines fins religieuses, culturelles ou rituelles et dans certaines médecines traditionnelles, ainsi que la présence de mercure dans les habitations et sur les lieux de travail, peuvent entraîner des augmentations importantes de l'exposition humaine. L'utilisation de vaccins et de certains autres produits pharmaceutiques contenant des agents de conservation au mercure (tels que le thimerosal ou le thiomersal) peut également occasionner des expositions.

21. On a signalé des concentrations élevées de mercure élémentaire sur le lieu de travail dans des installations de production de chlore, des mines de mercure, des usines de thermomètres, des raffineries, des cliniques dentaires et dans l'exploitation minière et la production d'or et d'argent par extraction avec du mercure. Les incidences relatives de la pollution locale (comme sur les anciens sites miniers), de l'exposition professionnelle et des traditions locales peuvent varier considérablement d'un pays à l'autre, mais on sait qu'elles sont importantes dans certaines régions.

22. Nombre d'espèces sauvages dont le régime alimentaire comporte une large part de poisson peuvent contenir des concentrations élevées de mercure, ce qui augmente le risque d'effet nocif. Les animaux présentant les concentrations de mercure les plus élevées sont notamment les loutres, les visons, les rapaces, les balbuzards et les aigles, qui sont des prédateurs supérieurs de la chaîne alimentaire aquatique. Par exemple, les œufs de certaines espèces aviaires canadiennes renferment des concentrations de mercure qui constituent une menace pour la reproduction. De plus, les niveaux de mercure chez les phoques annelés et les baleines blanches ont augmenté d'un facteur de 2 à 4 sur les 25 dernières années dans certaines régions de l'Arctique canadien et du Groenland. Dans les eaux plus chaudes, certains mammifères marins prédateurs sont également en danger. De plus, on a des indications récentes que les sols sont touchés dans de grandes parties de l'Europe et, potentiellement, en de nombreux autres endroits. Dans certains environnements cependant, même des charges de mercure relativement lourdes ont très peu d'effet sur les organismes, dans la mesure où ce métal ne subit pas d'accumulation biologique efficace dans l'ensemble de la chaîne alimentaire ou n'est pas facilement méthylé. En outre, à certains endroits, les pratiques de gestion du bassin versant peuvent influencer plus sur les concentrations de méthylmercure que les apports directs ou diffus de mercure.

QUELLES SONT LES PRINCIPALES SOURCES DE REJET DE MERCURE?

23. Les rejets de mercure peuvent être regroupés en quatre catégories :

- les sources naturelles, en d'autres termes, les rejets dus à la mobilisation naturelle du mercure naturellement présent à partir de la croûte terrestre, par exemple par l'activité volcanique et l'érosion des roches;
- les rejets anthropiques (liés aux activités humaines) actuels, provenant de la mobilisation des impuretés renfermant du mercure présentes dans des matières premières telles que les

combustibles fossiles, en particulier le charbon et, dans une moindre mesure, le gaz et le pétrole, ainsi que dans d'autres minéraux extraits, traités ou recyclés;

- les rejets anthropiques actuels résultant de l'utilisation délibérée du mercure dans des produits et des procédés, provoqués par des déversements accidentels pendant la fabrication, des fuites ou encore par l'élimination ou l'incinération de produits usagés ou d'autres rejets;
- la remobilisation des rejets anthropiques passés de mercure, déposés dans les sols, les sédiments, les étendues d'eau, les décharges et les tas de résidus et déchets.

24. Une grande partie du mercure aujourd'hui présent dans l'atmosphère est le résultat de nombreuses années d'émissions anthropiques. La composante naturelle de la charge atmosphérique totale est difficile à estimer, mais les données disponibles laissent supposer que les concentrations de mercure dans l'atmosphère ont augmenté d'un facteur de 3 environ, les vitesses de dépôt moyennes d'un facteur compris entre 1,5 et 3 et le dépôt à proximité des zones industrielles d'un facteur compris entre 2 et 10, sous l'effet des activités humaines.

25. Les sites industriels fortement contaminés et les mines abandonnées continuent de libérer du mercure. De plus, les activités de gestion des terres, de l'eau et des ressources telles que les pratiques forestières et agricoles et l'inondation peuvent rendre le mercure plus disponible sur le plan biologique. Les concentrations élevées de nutriments et de matières organiques dans les étendues d'eau influent sur la méthylation et la bioaccumulation. En outre, une fréquence importante des événements climatiques extrêmes peut contribuer à libérer du mercure par inondation et érosion des sols.

QUELLES SONT LES SOURCES ANTHROPIQUES?

26. En ce qui concerne les rejets anthropiques, l'importance relative des rejets associés aux utilisations intentionnelles par rapport à ceux résultant de la mobilisation des impuretés renfermant du mercure varie largement d'un pays et d'une région à l'autre, notamment en fonction des paramètres suivants : ampleur du remplacement des utilisations intentionnelles (produits et procédés); dépendance énergétique à l'égard des combustibles fossiles, en particulier le charbon; ampleur des activités d'extraction minière et minérale; pratiques d'élimination des déchets; et stade de mise en œuvre des technologies antipollution. Dans les pays qui pratiquent l'exploitation minière du mercure ou dans lesquels on utilise le mercure pour l'extraction de l'or ou de l'argent à petite échelle, ces sources peuvent être relativement importantes.

27. Parmi les principaux processus anthropiques qui mobilisent les impuretés renfermant du mercure, on peut mentionner notamment : la production d'électricité et de chaleur à partir du charbon, la production de ciment, ainsi que l'exploitation minière et d'autres activités métallurgiques faisant intervenir l'extraction et le traitement de minéraux, telles que la production de fer et d'acier, de zinc et d'or. Les sources importantes de rejets anthropogéniques résultant de l'extraction et de l'utilisation intentionnelle du mercure sont entre autres : l'exploitation minière du mercure, l'extraction à petite échelle de l'or et de l'argent, la production de chlore, l'utilisation de lampes fluorescentes, de phares de voiture, de manomètres, de thermostats, de thermomètres et d'autres instruments, ainsi que le bris accidentel de lampes ou d'instruments de ce type, les amalgames dentaires, la fabrication de produits contenant du mercure, le traitement des déchets et l'incinération de produits renfermant du mercure, les décharges et la crémation.

COMMENT REDUIRE LES REJETS?

28. La réduction ou l'élimination des rejets anthropiques de mercure exigera la maîtrise des rejets provenant de matières premières et de charges contaminées par du mercure, ainsi que la diminution ou la suppression de l'utilisation du mercure dans des produits ou des procédés. Les méthodes spécifiques de contrôle de ces rejets varient largement en fonction des conditions locales, mais sont généralement réparties en quatre groupes :

- la réduction de l'exploitation minière du mercure et de la consommation de matières premières et de produits qui génèrent des rejets;
- le remplacement des produits ou des procédés contenant ou utilisant du mercure;

- la maîtrise des rejets de mercure par des contrôles au point de rejet; et
- la gestion des déchets renfermant du mercure.

29. Les deux premiers groupes constituent des mesures « préventives », destinées à empêcher certains usages ou rejets de mercure de se produire. Les deux derniers entrent dans la catégorie des mesures de « limitation », qui réduisent (ou diffèrent) les rejets. Les mesures préventives visant à réduire la consommation de matières premières et de produits générant des rejets de mercure sont généralement peu onéreuses et comptent parmi les moyens les plus viables d'éliminer les rejets de mercure. En outre, le remplacement de tels produits et procédés par des produits et de procédés exempts de mercure constitue une action préventive importante.

30. La maîtrise des rejets de mercure par des techniques appliquées au point de rejet, comme la filtration des gaz d'échappement, peut être particulièrement appropriée pour les procédés utilisant des matières premières contaminées par du mercure à l'état de traces : centrales électriques alimentées en combustible fossile, production de ciment, extraction et traitement de matières premières telles que le zinc, l'or et d'autres métaux et traitement de matières premières secondaires, comme les riblons d'acier. Les technologies de maîtrise des rejets qui réduisent les émissions de dioxyde de soufre (SO₂), d'oxydes d'azote (NO_x) et de matières particulaires (PM) pour les chaudières et les incinérateurs au charbon, bien que n'étant pas très répandues dans de nombreux pays, fournissent également un certain degré de maîtrise des rejets de mercure. Des technologies permettant une maîtrise supplémentaire des rejets de mercure sont en cours de développement et de démonstration, mais n'ont pas encore fait l'objet d'un déploiement industriel. À long terme, des techniques de maîtrise des rejets intégrées multipolluants (SO₂, NO_x, PM et mercure) pourront constituer une approche économique. Les technologies de maîtrise des émissions appliquées au point de rejet, bien qu'atténuant le problème de la pollution atmosphérique par le mercure, entraînent encore la production de déchets qui représentent des sources potentielles d'émissions futures et doivent être éliminées ou réutilisées d'une manière acceptable pour l'environnement.

31. La gestion des déchets contenant du mercure est devenue une question plus complexe dans la mesure où l'on collecte davantage de mercure provenant de sources diverses, dont notamment les produits de filtration des gaz, les boues issues de l'industrie du chlore, les cendres et les résidus minéraux, ainsi que les tubes fluorescents, les piles et d'autres produits souvent recyclés. Dans certains pays, le coût d'une élimination acceptable des déchets contenant du mercure est tel que de nombreux producteurs recherchent maintenant des produits de remplacement exempts de mercure. Une gestion correcte de ces déchets est importante pour la réduction des rejets dans l'environnement, et notamment de ceux résultant de déversements accidentels (comme les bris de thermomètre), de ceux intervenant au cours du temps du fait de fuites provenant de certaines applications (telles que les commutateurs automobiles et les amalgames dentaires) ou de ceux provoqués par l'incinération des déchets et la crémation. Une combinaison judicieuse de mesures de prévention et de contrôle sera nécessaire pour optimiser les réductions de rejets de mercure.

32. De nombreux pays ont pris des mesures pour limiter et prévenir les utilisations, les rejets et les expositions :

- mesures et réglementations visant à maîtriser les rejets de mercure dans l'environnement;
- mesures et réglementations de contrôle des produits pour les produits renfermant du mercure;
- normes de qualité de l'environnement, spécifiant une concentration maximale admissible de mercure pour différents milieux tels que l'eau de boisson, les eaux de surface, l'air et le sol, et pour des aliments tels que le poisson;
- autres normes, mesures et programmes, tels que des réglementations relatives à l'exposition au mercure sur le lieu de travail, des exigences en matière de communication des données, des conseils concernant la consommation de poisson et des mesures pour la sécurité du consommateur.

33. Bien que la législation constitue une composante clé de la plupart des initiatives nationales, il existe d'autres approches pour réduire l'utilisation du mercure, telles que la mise au point et l'introduction de solutions de remplacement plus sûres et de technologies plus propres, le recours à des

subventions et à des incitations pour encourager les efforts de remplacement, des accords volontaires avec l'industrie et des activités de sensibilisation.

34. En raison de la circulation très étendue du mercure dans l'environnement et de sa persistance, un certain nombre de pays ont déjà lancé des mesures aux niveaux régional, subrégional et international, pour identifier des objectifs de réduction communs et garantir une mise en œuvre coordonnée entre les pays.

COMMENT AMÉLIORER LA COMPREHENSION ET LA COORDINATION INTERNATIONALE?

35. Malgré certaines lacunes dans les données, les experts sont parvenus à comprendre suffisamment les caractéristiques du mercure (y compris son devenir et son transport, ses effets sur la santé et l'environnement et le rôle de l'activité humaine), grâce à des recherches approfondies menées depuis un demi-siècle, pour savoir que les actions internationales destinées à faire face au problème mondial du mercure ne doivent plus être différées. Néanmoins, d'autres recherches et activités seraient utiles pour améliorer la compréhension et la coordination dans un certain nombre de domaines, y compris :

- l'inventoriage au niveau national des utilisations, de la consommation et des rejets dans l'environnement;
- des informations sur le transport, la transformation, le cycle et le devenir du mercure dans divers compartiments;
- l'évaluation et la surveillance des concentrations de mercure dans divers milieux (tels que l'air et le dépôt à partir de l'air) et le biote (poisson, par exemple), ainsi que des effets associés sur l'homme et les espèces sauvages, y compris les effets dus à des expositions cumulées à différentes formes de mercure;
- des données et des outils d'évaluation à des fins d'estimations des risques pour l'homme et l'environnement;
- des mesures supplémentaires pour prévenir et réduire les rejets en provenance de diverses sources;
- une collaboration entre les pays couvrant toute la gamme des problèmes scientifiques et techniques, y compris la gestion des déchets contenant du mercure et les solutions curatives; et
- les informations sur le commerce et les échanges mondiaux du mercure et des matériaux contenant du mercure.

Résumé

CHAPITRE 1 - Introduction

36. Ce rapport est préparé à la demande du Conseil d'administration (CA) du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), suite à la décision 21/5 du CA, appelant le PNUE à entreprendre une évaluation mondiale du mercure et de ses composés, en coopération avec les autres membres du Programme inter-organisations pour la gestion rationnelle des produits chimiques, et à la présenter au Conseil d'administration lors de sa 22^e session en 2003. L'évaluation doit inclure des contributions des gouvernements, des organisations intergouvernementales et non gouvernementales et du secteur privé, et couvrir certains éléments spécifiques qui ont été définis dans la décision du CA. Ces éléments sont couverts autant que possible dans les différents chapitres de ce rapport.

37. Dans le cadre de la mise en œuvre de la décision 21/5 du CA, le PNUE a mis en place un groupe de travail pour aider à la finalisation de ce rapport, d'abord en présentant des commentaires par courrier, puis dans le cadre d'une réunion du Groupe de travail qui a eu lieu du 9 au 13 septembre 2002 à Genève, en Suisse. Le Groupe de travail sur l'évaluation mondiale du mercure, dont la composition n'était pas restreinte, était constitué de membres nommés par les gouvernements et par des organisations intergouvernementales et non gouvernementales.

38. Ce rapport sera envoyé au Conseil d'administration qui l'étudiera à sa 22^e session en février 2003. Ayant lancé la rédaction de ce rapport d'évaluation et la définition des options envisageables, le Conseil d'administration disposera d'une meilleure base pour décider si une action internationale visant le mercure s'impose afin de favoriser la gestion environnementale rationnelle du mercure et de ses composés. Le rapport contribuera à sensibiliser les décideurs et à leur faire mieux comprendre les questions primordiales relatives au mercure et à ses composés, facilitant ainsi le débat sur cette question à la prochaine session du Conseil d'administration.

CHAPITRE 2 – Chimie

39. Le mercure, naturellement présent dans l'environnement, existe sous de nombreuses formes. Comme le plomb ou le cadmium, c'est un métal lourd et un constituant de la croûte terrestre. Sous sa forme pure, on l'appelle soit « mercure élémentaire », soit « mercure métallique » (symbolisé par Hg(0) ou Hg⁰). Le mercure se trouve rarement dans la nature sous forme de métal liquide pur; il y est plutôt présent sous forme de composés ou de sels inorganiques. On trouve des composés du mercure monovalent et divalent (symbolisés par Hg(I) et Hg(II) ou Hg²⁺, respectivement). Le Hg(II) forme de nombreux composés organiques et inorganiques.

40. Le mercure élémentaire est un métal luisant, blanc argenté, liquide à température ambiante; traditionnellement, il est utilisé dans les thermomètres et certains types de commutateurs électriques. S'il n'est pas confiné, le mercure métallique peut, à la température ambiante, s'évaporer en partie et former des vapeurs incolores et inodores. Plus la température est élevée, plus le mercure métallique libérera de vapeurs. Dans certains cas, les personnes ayant respiré des vapeurs de mercure signalent avoir eu un goût métallique dans la bouche.

41. Le mercure est extrait d'un minerai de sulfure de mercure, le cinabre. Depuis des siècles, les gisements de cinabre sont exploités pour le commerce du mercure métallique. La forme métallique est obtenue en chauffant le minerai de sulfure de mercure à des températures de plus de 540 °C, ce qui permet de vaporiser le mercure contenu dans le minerai; les vapeurs sont alors recueillies et refroidies pour donner du mercure métallique liquide.

42. Les composés inorganiques du mercure comprennent le sulfure de mercure (HgS), l'oxyde de mercure (HgO) et le chlorure de mercure (HgCl₂). Ces composés sont également appelés sels de mercure. La plupart des composés inorganiques du mercure se présentent sous forme de poudre ou de cristaux blancs, sauf le sulfure de mercure, qui est rouge et qui vire au noir après exposition à la lumière. Certains sels de mercure (comme le HgCl₂) sont suffisamment volatils pour être présents à l'état gazeux dans l'atmosphère. Cependant, la solubilité de ces composés gazeux inorganiques (ou divalents) du mercure dans l'eau et leur réactivité chimique font qu'ils se déposent beaucoup plus rapidement, à partir de l'atmosphère, que le mercure élémentaire; leur durée de vie dans l'atmosphère est donc beaucoup plus courte que celle du mercure élémentaire à l'état gazeux.

43. Le mercure, combiné au carbone, donne des composés dits « composés organiques du mercure » ou « composés organomercuriels ». Le mercure peut former un grand nombre de composés organiques (p. ex. le diméthylmercure, le phénylmercure, l'éthylmercure et le méthylmercure); cependant, le composé le plus courant dans l'environnement, et de loin, est le méthylmercure. Comme les composés inorganiques du mercure, le méthylmercure et le phénylmercure existent tous deux sous forme de sels (p. ex. le chlorure de méthylmercure ou l'acétate de phénylmercure). À l'état pur, la plupart des formes de méthylmercure et de phénylmercure sont des solides cristallins. Le diméthylmercure, cependant, est un liquide incolore.

44. Plusieurs formes du mercure existent à l'état naturel dans l'environnement. Les formes naturelles les plus courantes dans l'environnement sont le mercure métallique, le sulfure de mercure, le chlorure de mercure et le méthylmercure. Certains micro-organismes et processus naturels peuvent faire passer le mercure présent dans l'environnement d'une forme chimique à une autre.

45. Le mercure élémentaire de l'atmosphère peut être transformé en mercure inorganique; cela constitue un important mécanisme de dépôt des émissions de mercure élémentaire.

46. Le méthylmercure est le composé organique du mercure le plus couramment généré à partir d'autres formes du mercure par les micro-organismes et les processus naturels. Il est particulièrement préoccupant car il peut se concentrer (par bioaccumulation et bioamplification) dans les tissus de nombreux poissons comestibles d'eau douce ou d'eau salée ainsi que dans les tissus des mammifères marins, où il peut atteindre des concentrations des milliers de fois supérieures à celles enregistrées dans le milieu aquatique.

47. Le méthylmercure peut être formé dans l'environnement par métabolisation microbienne (processus biotiques) faisant intervenir certaines bactéries ou par des processus chimiques où n'intervient aucun organisme vivant (processus abiotiques). Toutefois, on pense généralement que le méthylmercure est essentiellement formé dans la nature par des processus biotiques. À l'heure actuelle, on ne connaît pas d'importantes sources anthropiques (c.-à-d. liées à l'activité humaine) directes de méthylmercure, mais l'on sait qu'il y en a eu dans le passé. Cependant, les rejets anthropiques contribuent indirectement à la présence de méthylmercure dans l'environnement via la transformation d'autres formes de mercure en méthylmercure. On peut citer comme exemples de rejets directs de composés organiques du mercure le cas d'empoisonnement au méthylmercure survenu à Minamata dans les années 1950 lorsque des sous-produits organomercuriels de la fabrication industrielle d'acétaldéhyde ont été rejetés dans la baie du même nom, de même que les empoisonnements, en Iraq, consécutifs à l'utilisation de grains de blé traités avec un produit contenant des composés organiques du mercure pour fabriquer du pain. En outre, des recherches récentes ont montré que du méthylmercure peut être libéré directement par les décharges municipales (Lindberg *et al.*, 2001) et par les stations d'épuration (Sommar *et al.*, 1999), mais l'importance globale de ces sources demeure encore incertaine.

48. Comme le mercure est un élément, il ne peut être décomposé en substances inoffensives. Il peut passer d'un état à un autre ou d'une espèce à une autre pendant son cycle, mais sa forme la plus simple est le mercure élémentaire, qui en soi est nocif pour l'homme et l'environnement. Une fois libéré dans la biosphère à partir de minerais, de combustibles fossiles ou de gisements minéraux de la croûte terrestre, le mercure peut être très mobile et circuler entre la surface de la Terre et l'atmosphère. On pense que les sols

superficiels, les étendues d'eau et les fonds sédimentaires sont les principaux puits de mercure dans la biosphère.

En conditions naturelles, le mercure existe principalement sous les formes suivantes :

- mercure métallique liquide ou vaporisé;
- composés du mercure présents dans des minerais (solides);
- ions en solution ou composés ioniques du mercure (sels inorganiques ou organiques);
- complexes ioniques solubles;
- composés organiques non ioniques, à l'état gazeux ou en solution;
- mercure lié à des particules inorganiques ou organiques par adsorption ionique, électrophile ou lipophile.

Importance de la spéciation du mercure

49. Les différentes formes du mercure (comme le mercure élémentaire en phase vapeur, le méthylmercure ou le chlorure de mercure) sont communément appelées « espèces ». Comme on l'a mentionné plus haut, les principaux groupes d'espèces du mercure sont le mercure élémentaire, ainsi que les formes inorganiques et organiques du métal. Le terme « spéciation » désigne la répartition des quantités de mercure entre les différentes espèces.

50. La spéciation joue un rôle important dans la toxicité du mercure et dans l'exposition des organismes vivants à cet élément. Entre autres choses, elle peut influencer sur :

- la disponibilité physique pour l'exposition – si le mercure est fortement lié à une matière non absorbable, il ne peut pas être intégré facilement (p. ex. au sang de l'organisme exposé);
- le transport à l'intérieur de l'organisme vers les tissus sur lesquels s'exercent les effets toxiques du mercure – par exemple, le passage du mercure à travers la membrane intestinale ou la barrière hémato-encéphalique;
- la toxicité du mercure (en partie pour les raisons ci-dessus);
- l'accumulation, la biomodification et la détoxification du mercure dans les tissus, ainsi que son excrétion;
- la bioamplification du mercure à mesure qu'il monte dans la chaîne alimentaire (facteur important, surtout dans le cas du méthylmercure).

51. La spéciation a aussi un effet sur le transport du mercure dans et entre les compartiments de l'environnement, notamment l'atmosphère et les océans. Par exemple, l'espèce est un facteur déterminant en ce qui concerne la distance que le mercure peut parcourir à partir de sa source d'émission dans l'air. Le mercure adsorbé sur des particules et les composés ioniques (ou divalents) du mercure seront déposés sur le sol et dans l'eau à proximité de leur source (transport d'échelle locale ou régionale), tandis que le mercure élémentaire en phase vapeur sera transporté à l'échelle de l'hémisphère ou de la planète, ce qui fait des émissions de mercure un problème pour le monde entier. Un autre exemple de l'importance de la spéciation est le phénomène de « l'appauvrissement du mercure au lever du soleil polaire », dans lequel la transformation du mercure élémentaire en mercure divalent s'intensifie avec l'accroissement de l'activité solaire et avec la présence de cristaux de glace, ce qui entraîne une hausse substantielle du dépôt de mercure pendant une période de trois mois (approximativement de mars à juin).

52. De plus, la spéciation revêt une grande importance en ce qui concerne la possibilité de réduire les émissions de mercure dans l'atmosphère. Par exemple, les émissions de composés inorganiques du

mercure (tels que le chlorure de mercure) sont capturées avec une relativement bonne efficacité par certains dispositifs anti-pollution (comme les dépoussiéreurs par voie humide), tandis que la plupart des dispositifs anti-pollution parviennent mal à piéger le mercure élémentaire.

CHAPITRE 3 – Toxicologie

53. La toxicité du mercure varie selon sa forme chimique, et les symptômes et signes de l'intoxication diffèrent donc dans le cas d'expositions au mercure élémentaire, aux composés inorganiques ou organiques du mercure (en particulier, les composés d'alkylmercure, tels que les sels de méthylmercure et d'éthylmercure, et le diméthylmercure). Les sources d'exposition sont aussi très variées selon les différentes formes de mercure. Pour les composés d'alkylmercure, parmi lesquels le méthylmercure est de loin le plus important, l'alimentation représente la principale source d'exposition, en particulier le poisson et les autres produits de la mer. Quant aux vapeurs de mercure élémentaire, ce sont les amalgames dentaires qui constituent la source la plus importante pour le grand public, mais certaines expositions en milieu de travail peuvent être beaucoup plus importantes. Dans le cas des composés inorganiques du mercure, les aliments sont la principale source pour la plupart des personnes. Notons cependant que dans certains groupes de la population, les crèmes pour éclaircir la peau et les savons contenant du mercure, de même que l'usage du mercure dans certaines pratiques culturelles ou rituelles ou en médecine traditionnelle, peuvent également entraîner des expositions significatives au mercure inorganique ou élémentaire.

54. S'il est largement reconnu que le mercure et ses composés sont des produits hautement toxiques dont les effets potentiels doivent être examinés soigneusement, des discussions se poursuivent sur le degré de toxicité de ces produits, en particulier le méthylmercure. Les résultats d'études réalisées au cours des dix dernières années indiquent que des effets toxiques peuvent se produire à des concentrations plus faibles que ce qu'on croyait auparavant, et une proportion plus importante de la population mondiale pourrait éventuellement être touchée. Étant donné que les mécanismes qui sont à l'origine des effets toxiques subtils – et la démonstration de ces effets toxiques – sont des phénomènes assez complexes, notre compréhension de cette question importante demeure très incomplète.

Le méthylmercure

55. Parmi les composés organiques du mercure, le méthylmercure occupe une place particulière dans la mesure où des populations importantes y sont exposées et où sa toxicité est mieux caractérisée que celle d'autres composés organiques du mercure. À l'intérieur du groupe des composés organiques du mercure, on estime que les composés alkylés du mercure (surtout l'éthylmercure et le méthylmercure) auraient une toxicité assez comparable (et il en va de même de leur usage historique en tant que pesticides), tandis que d'autres composés du mercure, tels que le phénylmercure, ressemblent davantage au mercure inorganique pour ce qui est de leur toxicité.

56. Le méthylmercure est un neurotoxique bien connu qui peut en particulier avoir des effets nocifs sur le développement du cerveau. De plus, ce composé franchit aisément les barrières placentaire et hémato-encéphalique, c'est pourquoi les expositions survenant pendant la grossesse suscitent le plus d'inquiétude. En outre, quelques études laissent entendre que même de faibles augmentations de l'exposition au méthylmercure peuvent être nocives pour l'appareil cardiovasculaire et faire augmenter le taux de mortalité. Étant donné la prévalence des maladies cardiovasculaires à l'échelle mondiale, ces observations, même si elles restent à confirmer, donnent à croire que les expositions au méthylmercure doivent faire l'objet d'un examen minutieux et d'un suivi additionnel. De plus, selon une évaluation globale, les composés du méthylmercure sont considérés comme des agents potentiellement cancérogènes pour l'homme (groupe 2B) par le Centre international de recherche sur le cancer (IARC, 1993).

Le mercure élémentaire et les composés inorganiques du mercure

57. L'inhalation des vapeurs représente la principale voie d'exposition au mercure élémentaire. Environ 80 p. 100 des vapeurs inhalées sont absorbées par les tissus pulmonaires. En outre, ces vapeurs franchissent aisément la barrière hémato-encéphalique et ont des propriétés neurotoxiques bien connues.

L'absorption intestinale du mercure élémentaire est faible. Dans l'organisme, le mercure élémentaire peut être oxydé dans les tissus pour donner la forme inorganique divalente.

58. Chez l'homme, on a observé des troubles neurologiques et des troubles du comportement consécutifs à l'inhalation de vapeurs de mercure élémentaire. Parmi les symptômes particuliers figurent les tremblements, la labilité émotionnelle, l'insomnie, les pertes de mémoire, les changements neuromusculaires et les maux de tête. De plus, on a noté des effets sur les reins et la thyroïde. Des expositions élevées peuvent être mortelles. Pour ce qui est de la cancérogénicité, l'ensemble des résultats disponibles indiquent que le mercure métallique et les composés inorganiques du mercure sont inclassifiables (groupe 3), d'après le Centre international de recherche sur le cancer (IARC, 1993). Une analyse de risque pourrait donc être basée sur l'étude des effets neurotoxiques, par exemple l'induction de tremblements. Il faudrait aussi considérer les effets sur les reins (tubules rénaux); ceux-ci représentent les tissus cibles dans l'exposition à des composés inorganiques du mercure. L'effet pourrait très bien être réversible, mais comme l'exposition de la population générale a tendance à être continue, il pourrait quand même s'avérer pertinent.

Résumé des effets en fonction du niveau d'exposition

59. Afin de mettre en perspective les niveaux d'exposition au méthylmercure, rappelons que pour l'effet nocif non mortel le plus généralement admis (effet neurodéveloppemental), le *National Research Council* des États-Unis d'Amérique (NRC, 2000) a estimé la dose de référence (« *Benchmark Dose* », BMD) à 58 microgrammes par litre ($\mu\text{g}/\text{l}$) de mercure total dans le sang de cordon (ou 10 microgrammes par litre ($\mu\text{g}/\text{g}$) de mercure total dans les cheveux maternels) en utilisant des données provenant d'une étude sur les expositions humaines au mercure aux îles Féroé (Grandjean *et al.*, 1997). Cette dose de référence est la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 p. 100 pour une exposition qui entraîne le doublement d'une prévalence de 5 p. 100 des troubles neurologiques (retard de développement sur les plans de l'attention, de la mémoire verbale et du langage) chez des enfants exposés *in utero* dans l'étude des îles Féroé. Il s'agit des concentrations tissulaires qui résulteraient d'une absorption journalière moyenne d'environ 1 μg de méthylmercure par kilogramme de masse corporelle par jour (1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de masse corporelle par jour).

60. D'autres effets nocifs ont été observés chez l'homme, mais les résultats étaient moins fiables ou les expositions, beaucoup plus élevées. Pour le méthylmercure, les effets observés concernent le système nerveux chez l'adulte, les maladies cardiovasculaires, l'incidence du cancer et la génotoxicité. Des effets ont aussi été notés sur le rythme cardiaque et la pression sanguine chez des enfants de 7 ans exposés avant la naissance et sur la mortalité due aux maladies cardiovasculaires chez les adultes. Pour le mercure élémentaire et les composés inorganiques du mercure, des effets ont été observés sur l'excrétion de protéines de faible poids moléculaire, les enzymes associées aux fonctions thyroïdiennes, les taux d'avortement spontané, la génotoxicité, l'appareil respiratoire, l'appareil digestif, le foie, le système immunitaire et la peau.

Aspects alimentaires

61. Le poisson représente un élément important de l'alimentation humaine dans de nombreuses régions du monde et fournit des éléments nutritifs (les protéines et les acides gras oméga-3, entre autres) qui sont difficilement remplaçables. Le mercure représente une menace importante pour cette source de nourriture. Il est clair que, toutes choses étant égales par ailleurs, le poisson contenant une faible concentration de mercure est en soi meilleur pour la santé que le poisson contenant une plus forte concentration de mercure.

62. Il existe des données de laboratoire limitées indiquant que plusieurs composantes de l'alimentation pourraient réduire (p. ex. le sélénium, la vitamine E, les acides gras oméga-3) ou accroître (p. ex. l'alcool) la toxicité du mercure. Mais, pour l'instant, il est impossible de tirer des conclusions à partir de ces données.

CHAPITRE 4 – Expositions actuelles au mercure et évaluation des risques pour l'homme

63. Comme nous l'avons déjà mentionné, l'exposition de la population au méthylmercure se fait surtout par l'alimentation (le poisson principalement) et les vapeurs de mercure élémentaire provenant des amalgames dentaires. Selon l'importance locale de la pollution par le mercure, l'eau et l'air peuvent aussi contribuer fortement à l'exposition au mercure. De plus, l'exposition humaine peut être fortement accrue en raison de l'utilisation de crèmes et de savons pour éclaircir la peau; de l'utilisation de mercure pour des motifs religieux, culturels ou rituels; de la présence de mercure dans certains médicaments traditionnels (tels que certains remèdes traditionnels asiatiques) et de la présence de mercure à la maison ou sur les lieux de travail. Les niveaux élevés relevés dans l'air de certaines maisons, par exemple, sont le résultat de fuites de mercure à partir de vieux compteurs à gaz ou d'autres types de fuite. De plus, des niveaux élevés de mercure ont été signalés sur des lieux de travail, par exemple dans des fabriques de chlore, des mines de mercure, des fabriques de thermomètres, des raffineries et des cliniques dentaires, de même que lors de l'extraction et du traitement de l'or à l'aide de mercure. Des expositions supplémentaires peuvent résulter de l'utilisation du thimerosal/thiomersal (le thiosalicylate d'éthylmercure) comme agent de conservation dans certains vaccins et autres produits pharmaceutiques. Les effets relatifs du mercure venant de la pollution locale, de l'exposition sur les lieux de travail, des coutumes culturelles et rituelles, et de certains médicaments traditionnels peuvent varier énormément d'un pays et d'une région à l'autre, et sont importants dans certaines régions.

64. Le chapitre contient des exemples de données sur l'exposition au mercure total et au méthylmercure due surtout à l'ingestion de poisson, mais provenant aussi d'autres sources dans diverses régions du monde : Suède, Finlande, États-Unis (E.-U.), Arctique, Japon, Chine, Indonésie, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Thaïlande, République de Corée, Philippines, Amazonas et Guyane française. Par exemple, dans une étude réalisée en 1999 et 2000 aux États-Unis et portant sur un groupe représentatif de 1 700 femmes de 16 à 49 ans, on a relevé des concentrations de mercure supérieures à la dose de référence (une dose estimée inoffensive) fixée par l'EPA dans le sang et les cheveux d'environ 8 p. 100 des femmes. Comme on le verra dans le présent chapitre, les données indiquent que l'exposition est généralement plus grande au Groenland, au Japon et dans certaines autres régions qu'aux E.-U.

65. Dans certains de ces pays et régions, les dépôts de mercure locaux et régionaux ont eu avec le temps un effet sur la contamination par le mercure et des mesures ont été prises des dernières décennies pour réduire les émissions nationales. Toutefois, les émissions de mercure se déplacent sur de longues distances dans l'atmosphère et dans les océans. Ainsi, même les pays où les émissions de mercure sont minimales et les régions situées loin de toute activité humaine importante peuvent être touchés par ces émissions. On a observé, par exemple, de fortes expositions au mercure dans l'Arctique, pourtant situé fort loin de toute importante source.

66. Un certain nombre de nations et d'organisations internationales ont présenté des chiffres sur la concentration de mercure dans le poisson. De plus, les résultats de nombreuses études portant sur le niveau de mercure contenu dans le poisson ont été publiés dans la littérature. Les données présentées, accompagnées d'exemples de concentration de mercure dans le poisson de diverses régions du monde, sont résumées dans le chapitre. La concentration de mercure dans les diverses espèces de poisson se situe généralement entre 0,05 à 1,4 milligramme de mercure par kilogramme de tissu de poisson (mg/kg) environ, et varie selon des facteurs tels que le pH et le potentiel redox de l'eau, de même que l'espèce, l'âge et la taille des poissons. En raison du processus de bioamplification du mercure dans le réseau trophique aquatique, plus un poisson se situe à un niveau élevé de la chaîne alimentaire (niveau trophique élevé), plus il a tendance à avoir un taux élevé de mercure. Ainsi, les grands poissons prédateurs, comme le thazard, le brochet, le requin, l'espadon, le doré jaune, le barracuda, le grand thon (par opposition au petit thon qu'on trouve généralement en conserve), le sabre et le marlin, de même que les phoques et les cétacés à dents, sont ceux qui accusent les plus grandes concentrations de mercure. Selon les données disponibles, le mercure est présent sur toute la planète (particulièrement dans le poisson) à des concentrations qui ont des effets nocifs sur les humains et sur la faune. C'est pourquoi un certain nombre de pays ont formulé des recommandations (concernant le poisson, mais parfois aussi les mammifères marins), conseillant aux gens, et particulièrement aux sous-groupes vulnérables (comme les femmes

enceintes et les jeunes enfants), de limiter ou d'éviter la consommation de certains types de poissons provenant de divers plans d'eau. La consommation modérée de poisson (d'espèces contenant de faibles taux de mercure) ne devrait pas entraîner d'exposition inquiétante au mercure; toutefois, les gens qui consomment de plus grandes quantités de poissons ou de mammifères marins contaminés peuvent être grandement exposés au mercure et sont donc considérés comme à risque.

CHAPITRE 5 – Effet du mercure sur l'environnement

Accumulation du mercure dans les réseaux trophiques

67. Un élément important des impacts du mercure sur l'environnement est sa capacité à s'accumuler dans les organismes et le long de la chaîne alimentaire. Bien que toutes les formes de mercure puissent s'accumuler dans une certaine mesure, le méthylmercure est absorbé et accumulé plus que les autres. Le mercure inorganique peut aussi être absorbé, mais il l'est généralement plus lentement et moins efficacement que le méthylmercure, et la bioamplification de ce composé influe énormément sur la contamination des animaux et des humains. Le méthylmercure se fixe fortement dans le poisson; en effet, près de 100 p. 100 du mercure bioaccumulé dans les poissons prédateurs est sous la forme de méthylmercure. La majeure partie du méthylmercure présent dans les tissus de poissons a un lien covalent avec les groupes sulfhydryles des protéines. Cette liaison entraîne une longue demi-vie d'élimination (environ deux ans). Par conséquent, on observe un enrichissement sélectif du méthylmercure (relativement au mercure inorganique) au fur et à mesure qu'on monte dans le réseau trophique.

Bioaccumulation et bioamplification

Par **bioaccumulation**, on entend l'accumulation nette de métal qui se fait au fil du temps dans un organisme à partir de sources biotiques (autres organismes) et abiotiques (sol, air et eau).

Par **bioamplification**, on entend l'accumulation progressive de certains métaux lourds (et de certaines autres substances persistantes) en passant d'un niveau trophique à un autre; on parle donc du taux de concentration dans les tissus d'un organisme prédateur, par comparaison à celui de sa proie (PSEA, 1998).

68. Le méthylmercure, contrairement aux autres composés du mercure, ne s'élimine que très lentement de l'organisme des poissons. Avec une concentration environnementale stable, la concentration de mercure dans les individus d'une espèce de poisson donnée tend à augmenter avec l'âge de l'individu, en raison de la lenteur de l'élimination du méthylmercure et de l'augmentation d'absorption si l'individu change de position dans le réseau trophique, ce qui arrive souvent lorsqu'un poisson grossit (d'où augmentation de la quantité de poisson consommé et de la taille des proies plus grosses). C'est pourquoi on observe souvent une plus grande concentration de mercure dans les tissus des poissons plus âgés, comparativement aux individus plus jeunes d'une même espèce.

69. La concentration de mercure est la plus faible dans les petits poissons, non prédateurs, et peut se multiplier plusieurs fois en remontant la chaîne alimentaire. En plus de la concentration dans les aliments, d'autres facteurs influent sur la bioaccumulation du mercure. Le taux de méthylation et de déméthylation par l'activité bactérienne (p. ex. sulfatoréducteurs) joue un rôle de première importance. Lorsque tous ces facteurs sont combinés, le taux de méthylation net peut influencer fortement sur la quantité de méthylmercure produit et disponible pour être accumulé et retenu par des organismes aquatiques. Comme on le décrit au chapitre 2, plusieurs paramètres de l'environnement aquatique jouent un rôle sur la méthylation du mercure et donc sur sa bioamplification. Bien que l'on connaisse généralement bien la bioaccumulation et la bioamplification du mercure, il n'en demeure pas moins qu'il s'agit de processus extrêmement complexes dans lesquels interviennent divers cycles biogéochimiques et interactions écologiques. Il s'ensuit que, bien qu'on puisse observer l'accumulation et l'amplification du mercure, il est difficile de prédire l'ampleur de la bioamplification dans le poisson d'un site à l'autre.

70. Les niveaux supérieurs du réseau trophique aquatique sont occupés par des espèces piscivores, comme les humains, les oiseaux de mer, les phoques et les loutres. Les espèces sauvages de grande taille (comme les aigles et les phoques) se nourrissent de poissons qui sont eux-mêmes des prédateurs, comme la truite et le saumon, tandis que les espèces de plus petite taille (comme le martin-pêcheur) ont tendance à se nourrir de poissons proies plus petits. Dans une étude sur les animaux à fourrure au Wisconsin, les espèces dont le tissu contenait les plus hauts niveaux de mercure étaient les loutres et les visons, des mammifères prédateurs du haut de la chaîne alimentaire aquatique. Les plus grands prédateurs aviaires de la chaîne alimentaire aquatique comprennent le balbuzard et le pygargue à tête blanche. Ainsi, le mercure est transféré et accumulé en passant d'un niveau à l'autre du réseau trophique (EPA, 1997). Les réseaux trophiques aquatiques tendent à compter plus de niveaux que les réseaux terrestres, où les prédateurs se nourrissent rarement les uns des autres. C'est pourquoi la bioamplification atteint généralement des niveaux plus élevés en milieu aquatique.

Composés du mercure toxiques pour les espèces sauvages

71. Le méthylmercure est une toxine du système nerveux central, et les reins sont les organes les plus vulnérables aux dommages causés par le mercure inorganique. De graves effets neurologiques avaient déjà été observés chez des animaux dans le cas célèbre de Minamata, au Japon, avant que l'on constate l'empoisonnement chez les humains. En effet, les oiseaux avaient de grandes difficultés à voler et présentaient d'autres comportements très anormaux. On attribue également au mercure des effets importants sur la reproduction, et le méthylmercure est particulièrement dangereux pour le fœtus puisqu'il traverse facilement la barrière placentaire et peut endommager le développement du système nerveux.

72. Chez les oiseaux, les effets nocifs du mercure sur la reproduction peuvent se faire sentir à des concentrations dans l'œuf de seulement 0,05 à 2,0 mg/kg (poids frais). Les œufs de certaines espèces canadiennes présentent déjà ce niveau, et la concentration dans les œufs de plusieurs autres continue de croître et de s'en rapprocher.

73. Le niveau de mercure chez le phoque annelé et chez le béluga a augmenté d'un facteur de 2 à 4 dans les 25 dernières années dans certaines régions de l'Arctique canadien et du Groenland. Dans les eaux plus chaudes, les mammifères marins prédateurs peuvent aussi être à risque. Dans une étude portant sur la population de dauphins à bosse de Hong Kong, le mercure a été identifié comme un grand risque pour la santé, plus que d'autres métaux lourds.

Ecosystèmes vulnérables

74. Des données récentes suggèrent que le mercure est responsable d'une réduction de l'activité microbiologique essentielle au réseau trophique terrestre dans les sols de grandes parties de l'Europe, et potentiellement dans de nombreux autres endroits du monde dont les sols ont des caractéristiques comparables. La limite critique préliminaire pour prévenir les effets écologiques du mercure dans les sols organiques a été fixée à 0,07-0,3 mg/kg de mercure total.

75. À l'échelle mondiale, on a beaucoup parlé récemment de l'Arctique en raison du transport du mercure sur de longues distances. Toutefois, les effets du mercure ne sont en aucune façon restreints à cette région du monde. On trouve les mêmes caractéristiques de réseau trophique (et une dépendance comparable à une source alimentaire contaminée au mercure) dans divers écosystèmes et communautés humaines de nombreux pays où le poisson est un élément prédominant du régime alimentaire.

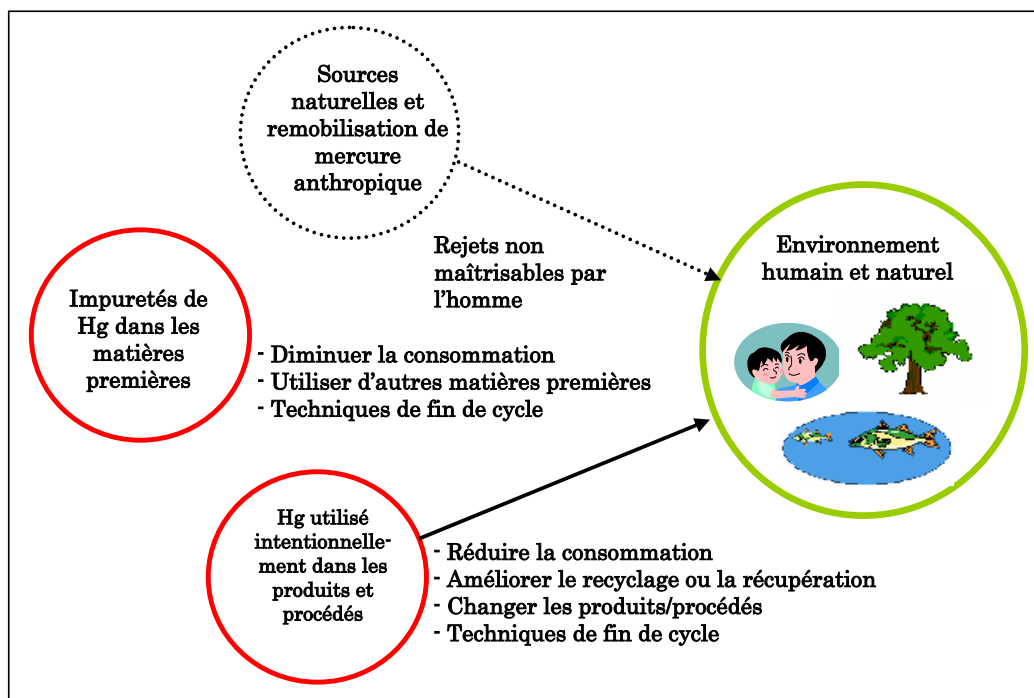
76. L'élévation du niveau de la mer associée au changement climatique peut aussi avoir une incidence sur la méthylation du mercure et sur son accumulation dans le poisson. On a par exemple des indications d'une formation accrue de méthylmercure dans de petits lacs aux eaux chaudes et dans des régions nouvellement inondées.

CHAPITRE 6 – Sources et cycles du mercure dans l’environnement mondial

77. Les rejets de mercure dans la biosphère peuvent être classés en quatre catégories :

- sources naturelles – rejets dus à la mobilisation naturelle du mercure présent normalement dans la croûte terrestre, à cause par exemple de l’activité volcanique et de la dégradation des roches;
- rejets anthropiques courants (associés à l’activité de l’homme) à partir de la mobilisation des impuretés de mercure de matières premières telles que les combustibles fossiles – en particulier le charbon et, dans une moindre mesure, le gaz et le pétrole – et autres minerais extraits, traités et recyclés;
- rejets anthropiques courants résultant de l’utilisation intentionnelle du mercure dans des produits et des procédés, et dus à des rejets pendant la fabrication, à des fuites, à l’élimination ou l’incinération de déchets divers ou à d’autres rejets;
- remobilisation de rejets passés anthropiques du mercure déposés dans les sols, les sédiments, les plans d’eau, les sites d’enfouissement et les dépôts de déchets miniers.

78. La figure ci-dessous indique ces catégories de rejet avec les principaux types de mécanismes de contrôle possibles.



79. Les rejets de mercure dans l’environnement vont principalement dans l’atmosphère et dans les milieux aquatiques et terrestres. Il existe des interactions continues – des flux de mercure – entre ces milieux. L’espèce (forme) chimique du mercure rejeté varie selon la nature de la source et d’autres facteurs. Cette forme chimique influe aussi sur les effets produits au niveau de la santé humaine et de l’environnement, car les différentes espèces chimiques du mercure ont des toxicités différentes.

80. A la lumière des connaissances du cycle mondial du mercure, on peut dire que les rejets actuels s’additionnent à la masse de mercure présente dans la biosphère – du mercure qui est constamment mobilisé, puis déposé sur les terres et les surfaces d’eau, et enfin remobilisé. Etant un élément, le mercure est persistant – il ne peut pas être réduit en des substances moins toxiques pour l’environnement. Les seuls puits permettant d’éliminer le mercure de la biosphère à long terme sont les sédiments océaniques et, dans une certaine mesure, les décharges contrôlées dans les cas où le mercure est immobilisé de

manière physico-chimique et n'est perturbé ni par l'activité de l'homme ni par une activité naturelle (climatique et géologique). Ceci veut dire que, même si les rejets de mercure dus à l'activité de l'homme sont éliminés graduellement, les diminutions de certaines concentrations de mercure – et l'amélioration concomitante de l'environnement – ne se produiront que lentement, probablement sur des périodes de plusieurs décennies ou plus. Cependant, des améliorations pourraient être obtenues plus rapidement sur des sites spécifiques ou dans des régions qui sont affectées surtout par des sources de mercure locales ou régionales.

Rejets locaux – effets planétaires

81. Les dépôts de mercure atmosphérique (mouvement du mercure de l'air vers la terre et les océans) ont une origine locale, régionale aussi bien qu'hémisphérique ou mondiale. Plusieurs études importantes confirment qu'en plus des sources locales (telles que la production de chlore, la combustion du charbon et l'incinération de déchets), la concentration de fond de mercure dans l'atmosphère contribue de manière significative à la charge totale de mercure dans la plupart des endroits. De la même manière, à peu près toutes les sources locales contribuent à la concentration de fond – la masse de mercure dans la biosphère –, une grande partie étant le résultat de rejets par l'homme qui se sont accumulés durant des décennies. De plus, les courants marins sont des voies de transport du mercure sur de grandes distances, et les océans représentent des puits dynamiques importants pour le mercure dans le cycle mondial.

82. La majorité des émissions atmosphériques dues à l'activité de l'homme sont des rejets sous forme de mercure élémentaire gazeux, qui peut être transporté sur de très grandes distances par les masses d'air. Le reste des émissions dans l'air est sous la forme de composés divalents gazeux (tels que le HgCl_2) ou bien de composés fixés sur des particules présentes dans le gaz d'émission. Ces espèces ont une durée de vie dans l'atmosphère plus courte que la vapeur élémentaire et peuvent être déposées par des processus humides ou secs à des distances d'environ 100 à 1 000 kilomètres. Cependant, des conversions importantes peuvent se produire entre les espèces mercurielles pendant le transport dans l'air, ce qui affectera la distance de transport.

83. Le temps de résidence du mercure élémentaire dans l'atmosphère peut varier de quelques mois à environ un an, ce qui rend un transport à l'échelle d'un hémisphère tout à fait possible, et les émissions de n'importe quel continent peuvent donc contribuer aux dépôts dans d'autres continents. En se basant sur des modèles du transport du mercure entre continents développés par l'EMEP/MSCE (Travnikov et Ryaboshapko, 2002), on a trouvé par exemple que jusqu'à 50 p. 100 du mercure anthropique déposé en Amérique du Nord provenait de sources extérieures. De la même manière, les contributions de sources extérieures aux dépôts anthropiques en Europe et en Asie ont été estimées respectivement à environ 20 p. 100 et 15 p. 100.

84. De plus, comme on l'a déjà mentionné, le mercure est aussi capable d'être réémis à partir du sol et des surfaces d'eau. Ce processus augmente considérablement le temps de résidence global du mercure dans l'environnement. Des résultats récents publiés par Lindberg *et al.* (2001) indiquent des taux de réémission d'environ 20 p. 100 sur une période de 2 ans, qui sont basés sur des mesures d'isotopes stables du mercure effectuées dans la région du nord-ouest de l'Ontario, au Canada.

Sources anthropiques de rejets de mercure

85. Une grande partie du mercure présent dans l'atmosphère de nos jours est le résultat de rejets dus aux activités de l'homme pendant de nombreuses années. La partie naturelle de la charge totale de mercure dans l'atmosphère est difficile à estimer, bien qu'une étude récente (Munthe *et al.*, 2001) donne à penser que les activités humaines ont contribué à multiplier par environ 3 les niveaux du mercure dans l'atmosphère.

86. Malgré quelques émissions naturelles de mercure à partir de la croûte terrestre, ce sont les activités humaines qui sont principalement responsables des émissions de mercure vers l'atmosphère, l'eau et les terres.

Exemples de rejets importants de mercure dus aux activités humaines

Rejets dus à la mobilisation d'impuretés de mercure :

- Production d'énergie et de chaleur au moyen de charbon (la source la plus importante d'émissions vers l'atmosphère)
- Production d'énergie à partir d'autres combustibles fossiles
- Production de ciment (mercure dans la chaux)
- Exploitation minière et autres activités métallurgiques impliquant l'extraction et le traitement de matériaux minéraux vierges et recyclés, par exemple la production :
 - de fer et d'acier
 - de ferromanganèse
 - de zinc
 - d'or
 - d'autres métaux non ferreux

Rejets provenant de l'extraction et des utilisations intentionnelles du mercure :

- Exploitation minière du mercure
- Exploitation minière à petite échelle de l'or et de l'argent (procédé d'amalgamation)
- Production de chlore
- Utilisation de lampes fluorescentes, d'instruments et d'amalgames dentaires
- Fabrication de produits contenant du mercure, par exemple :
 - thermomètres
 - manomètres et autres instruments
 - commutateurs électriques et électroniques

Emissions issues du traitement de déchets, de la crémation, etc. (provenant à la fois des impuretés et des utilisations intentionnelles du mercure):

- Incinération de déchets (déchets urbains, médicaux et toxiques)
- Décharges
- Crémation
- Cimetières (rejets vers le sol)

87. Les inventaires disponibles sur les rejets, non seulement par source, mais aussi par pays, sont très imprécis. Néanmoins, on trouvera au tableau ci-dessous les estimations disponibles les plus fiables sur les émissions dans l'air.

*Tableau Estimations des émissions atmosphériques mondiales de mercure d'un certain nombre de sources anthropiques majeures en 1995 (tonnes métriques/an). Les émissions vers d'autres milieux n'y sont pas données. *1*

Continent	Combustion en installations fixes	Production de métaux non ferreux *5	Production de fonte brute et d'acier	Production de ciment	Elimination de déchets *2	Extraction d'or artisanale *4	Total des sources quantifiées *3
Europe	186	15	10	26	12		250
Afrique	197	7,9	0,5	5,2			210
Asie	860	87	12	82	33		1070
Amérique du Nord	105	25	4,6	13	66		210
Amérique du Sud	27	25	1,4	5,5			60
Australie et Océanie	100	4,4	0,3	0,8	0.1		100
Total des sources quantifiées, 1995 *3,4	1470	170	30	130	110	300	1900 +300
Basé sur les références :	Pirrone <i>et al.</i> (2001)	Pirrone <i>et al.</i> (2001)	Pirrone <i>et al.</i> (2001)	Pirrone <i>et al.</i> (2001)	Pirrone <i>et al.</i> (2001)	Lacerda (1997)	

- 1 À noter que les émissions vers des milieux aquatiques et terrestres - ainsi que les émissions vers l'atmosphère d'un certain nombre d'autres sources - ne sont pas incluses dans le tableau, car il n'existe pas d'estimations globales récentes. Voir le chapitre 6 pour une description de cette question.
- 2 On considère que ces chiffres sont sous-estimés par les auteurs de cet inventaire; voir les notes au tableau 6.10.
- 3 Représente la somme des sources mentionnées dans ce tableau, et non pas toutes les sources connues. Les sommes sont arrondies et peuvent donc ne pas s'additionner exactement.
- 4 Emissions estimées de l'extraction artisanale de l'or concernant la situation à la fin des années 1980 et au début des années 1990. Une référence plus récente (*Mining, Minerals, and Sustainable Development*, 2002) indique que la consommation de mercure pour ces extractions d'or, et donc vraisemblablement aussi les émissions de mercure, devraient être encore plus élevées que les chiffres indiqués ici.
- 5 Production de métaux non ferreux rejetant du mercure, y compris le mercure, le zinc, l'or, le plomb, le cuivre et le nickel.

88. Les émissions dues à la combustion de combustibles fossiles (surtout le charbon) dans des installations fixes et à l'incinération de déchets correspondent approximativement à 70 p. 100 de l'ensemble des émissions quantifiées résultant des principales sources anthropiques. Comme la consommation de combustibles fossiles s'accroît pour faire face à la demande croissante d'énergie des pays développés et des pays en développement, on peut s'attendre à ce que les émissions de mercure augmentent en conséquence, si on n'utilise pas de technologies antipollution ou de sources d'énergie de remplacement. Des technologies de limitation du mercure ont été développées pour les centrales thermiques au charbon et les incinérateurs de déchets avec l'objectif principal de traiter le problème des matières acides (surtout SO₂ et NO_x) et des particules. De telles technologies peuvent peut-être contrôler le mercure mais, d'un point de vue global, ces mécanismes de contrôle réduisent à peine le mercure provenant de ces sources. Certaines technologies de contrôle sont nettement moins efficaces que d'autres pour réduire les émissions du mercure élémentaire. Des technologies optimisées pour le contrôle du mercure sont en développement et en démonstration, mais elles ne sont pas encore appliquées dans l'industrie.

89. Les évaluations mondiales disponibles sur les émissions dans l'atmosphère causées par les incinérateurs de déchets, ainsi que celles résultant de l'utilisation intentionnelle du mercure dans des procédés et des produits, sont considérées comme sous-estimées, et dans une certaine mesure incomplètes. Cependant, les chiffres disponibles concernant la production de mercure vierge indiquent que celle-ci est en diminution, car elle est passée d'environ 6 000 à environ 2 000 tonnes métriques par an au cours des deux dernières décennies; en conséquence, les émissions dues aux exploitations minières et aux utilisations connexes du mercure sont peut-être aussi en déclin.

90. Les émissions anthropiques d'un certain nombre de sources importantes diminuent depuis les dix dernières années en Amérique du Nord et en Europe grâce aux efforts de réduction réalisés. Au cours de la dernière décennie, le total des émissions de sources anthropiques vers l'air a aussi diminué dans certains pays développés. Au Canada par exemple, les émissions sont passées d'environ 33 à 6 tonnes métriques entre 1990 et 2000.

Sources naturelles de rejet de mercure

91. Les sources naturelles de rejet de mercure sont les volcans, l'évaporation à partir du sol et des surfaces d'eau, la dégradation de minéraux et les feux de forêts. Il n'est pas possible de contrôler les émissions naturelles de mercure, qui doivent être considérées comme faisant partie de notre environnement de vie mondial et local. Il est cependant important de ne pas perdre de vue cette source car elle contribue aux niveaux du mercure dans l'environnement. Dans certaines régions du monde, les concentrations de mercure dans la croûte terrestre sont naturellement importantes et contribuent aux niveaux locaux et régionaux élevés qu'on y observe.

92. Les émissions actuelles de mercure à partir du sol et des surfaces d'eau sont dues à la fois aux sources naturelles et à la réémission des dépôts passés de mercure venant de sources anthropiques et naturelles. C'est pourquoi il est très difficile de déterminer quelles émissions de mercure sont vraiment d'origine naturelle.

93. Des estimations déjà publiées des émissions de mercure d'origine naturelle par rapport aux émissions anthropiques montrent des variations significatives, bien que des études plus récentes aient fait ressortir l'importance des contributions dues à l'homme. Des expériences sont en cours pour essayer de mesurer directement les émissions naturelles. Cependant les informations disponibles indiquent que les sources naturelles sont responsables de moins de 50 p. 100 des rejets totaux.

94. En moyenne pour toute la planète, il semble que les émissions anthropiques de mercure produisent des taux de dépôt qui sont aujourd'hui de 1,5 à 3 fois supérieurs à ceux de l'époque pré-industrielle. Dans les zones industrielles et dans leur voisinage, les taux de dépôt ont augmenté d'un facteur de 2 à 10 au cours des deux derniers siècles.

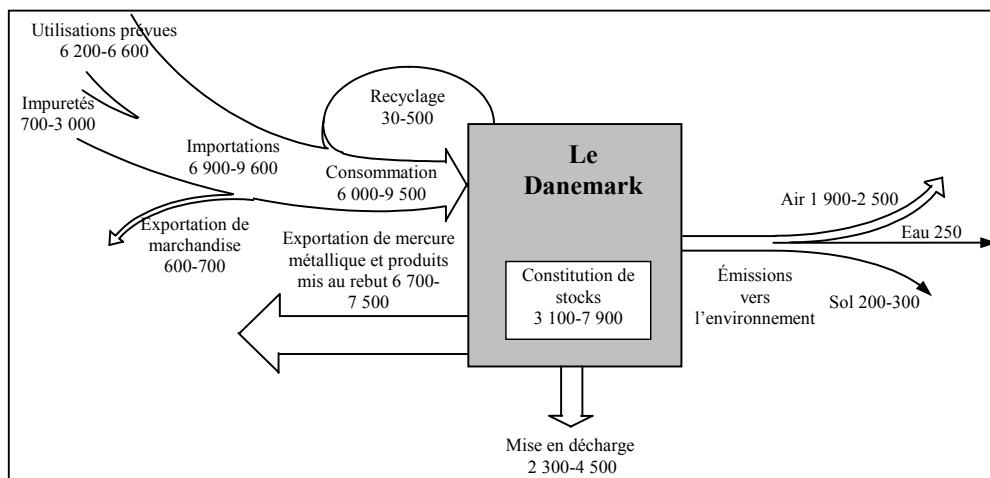
Contributions attribuables aux utilisations intentionnelles comparées à celles des impuretés de mercure dans des produits à gros volume

95. L'importance relative des contributions résultant d'utilisations intentionnelles du mercure par rapport à celles causées par la mobilisation des impuretés de mercure varie selon les pays et les régions pour les rejets anthropiques en fonction surtout :

- du degré de remplacement des utilisations intentionnelles (produits et procédés);
- de la dépendance aux combustibles fossiles, en particulier le charbon, pour la production d'électricité et de l'existence de mécanismes de contrôle pour d'autres polluants qui réduisent aussi les émissions de mercure;
- de l'importance de l'exploitation minière et de l'industrie d'extraction de minerais;
- des pratiques d'élimination des déchets – incinération, utilisation de sites d'enfouissement;
- du degré d'application des technologies de limitation des émissions dans les domaines de la production d'électricité, de l'incinération des déchets et de divers procédés industriels.

96. Pour certains pays, les contributions estimées des utilisations intentionnelles varient entre 10 et 80 p. 100 du total des émissions atmosphériques du pays, selon l'importance relative de l'influence des facteurs précités. Le chapitre donne des estimations approximatives de la répartition en fonction des principaux types de source anthropique dans chacun de ces pays.

97. À titre d'illustration, la figure ci-dessous montre la circulation totale du mercure dans la société danoise pour la période 1992-1993, en kilogrammes de mercure/an (basé sur Maag *et al.*, 1996). (À noter que les entrées et les sorties ne s'équilibrent pas, car les sorties tiennent compte des entrées plus élevées des années précédentes. Le changement net pour les stocks était négatif.)



98. Le Danemark est un très petit pays qui assure des suivis relativement précis sur les mouvements de produits et de déchets dans son économie et son environnement. Il a donc été possible de dresser des bilans assez détaillés : les « évaluations de flux de matières » pour le mercure; ces bilans fournissent des

informations utiles sur les contributions des différents secteurs au poids total du mercure dans la société et l'environnement. Comme le montre la figure, la majeure partie des entrées – plus des deux tiers – a comme origine les utilisations intentionnelles (la production de chlore et de produits), et les contributions aux rejets dans l'air provenant d'utilisations intentionnelles en 1992-1993 peuvent être estimées au Danemark à entre 50 et 80 p. 100 des rejets totaux vers l'air de ce pays. À noter que le secteur de l'extraction des minéraux primaires et du traitement de minerais n'est pas important au Danemark comparativement à de nombreux autres pays.

99. Le chapitre présente des exemples de répartition par pays des rejets anthropiques de mercure à partir de différents types de sources individuelles. Dans les pays où se fait l'exploitation minière du mercure ou des utilisations intentionnelles du mercure dans l'extraction de l'or, ces sources peuvent être importantes.

CHAPITRE 7 – Production et utilisations actuelles du mercure

Origine du mercure

100. Le mercure est un composant naturel de la croûte terrestre, où son abondance moyenne est d'environ 0,05 mg/kg, avec toutefois des variations locales significatives. Les minerais de mercure exploités contiennent généralement environ 1 p. 100 de mercure, bien que les strates exploitées en Espagne en renferment typiquement jusqu'à 12 à 14 p. 100. On connaît environ 25 minerais de mercure, mais on exploite pour ainsi dire seulement les gisements de cinabre. Le mercure est aussi présent en concentrations très faibles dans toute la biosphère. L'absorption du mercure par les végétaux pourrait expliquer sa présence dans des combustibles fossiles tels que le charbon, le pétrole et le gaz naturel, puisqu'il est généralement admis que ces derniers sont le produit d'une transformation géologique de résidus organiques.

Sources du mercure sur le marché

101. Le mercure offert sur le marché mondial provient d'un certain nombre de sources différentes, qui comprennent (l'ordre n'étant pas lié à l'importance) :

- la production minière de mercure primaire (c.-à-d. le mercure extrait de minerais se trouvant dans la croûte terrestre) :
 - soit comme produit principal de l'activité minière;
 - soit comme sous-produit de l'extraction ou du raffinage d'autres métaux (tels que le zinc, l'or et l'argent) ou de minerais;
- la récupération du mercure primaire pendant le raffinage du gaz naturel (en fait un sous-produit, quand il est commercialisé; cependant, il ne l'est pas dans tous les pays);
- le retraitement ou l'exploitation des résidus miniers contenant du mercure accumulés au fil du temps;
- le recyclage du mercure récupéré dans les produits usés et dans les déchets de procédés industriels. De grandes quantités (« réservoirs ») de mercure sont « stockées » au sein de la société dans les produits encore en utilisation et « sur les tablettes des utilisateurs »;
- les stocks de réserve de mercure détenus par les gouvernements;
- les stocks privés (tels que le mercure utilisé dans diverses industries, y compris celle de la production de chlore dont une part pourrait revenir sur le marché.

102. En exploitant les minerais de mercure, l'homme mobilise ce métal pour l'utiliser dans des produits et des procédés. L'utilisation du mercure recyclé et du mercure en stock peut être considérée comme une remobilisation par l'homme du mercure déjà extrait de la Terre.

Persistance de l'exploitation du mercure primaire

103. Malgré une diminution de la consommation mondiale de mercure (la demande mondiale a baissé de plus de la moitié depuis 1980), la concurrence dans l'approvisionnement et les bas prix, l'extraction

minière du mercure se poursuit dans un certain nombre de pays. Ces dernières années, ce sont l'Espagne, la Chine, le Kirghizistan et l'Algérie qui dominent ce marché, et plusieurs de ces mines appartiennent à l'Etat. Le tableau ci-dessous contient les données disponibles sur la production mondiale de mercure primaire enregistrée depuis 1981. Des exploitations artisanales (légales ou illégales) à petite échelle de mercure ont été signalées en Chine, en Russie (Sibérie), en Mongolie Extérieure, au Pérou et au Mexique. Il est probable que cette production réponde à une forte demande locale soutenue de mercure, souvent suscitée par l'extraction artisanale de l'or. Une telle production de mercure doit bénéficier à la fois de minerais de mercure accessibles et d'une main-d'œuvre bon marché pour être rentable malgré l'existence de mercure à bas prix sur le marché mondial.

Période	1981-1985	1986-1989	1990-1995	1996	1997	1998	1999	2000
Production primaire mondiale enregistrée annuellement (en tonnes)	5 500-7 100	4 900-6 700	3 300-6 100	2 600-2 800	2 500-2 900	2 000-2 800	2 100-2 200	1 800

Sources : Voir la section 7.2.1.

Possibilité que d'importantes quantités de mercure recyclé soient mises sur le marché

104. Des quantités importantes de mercure ont été mises sur le marché après la conversion ou la fermeture des usines de production de chlore à partir de mercure en Europe et dans d'autres régions. Une analyse du marché a montré qu'entre 700 et 900 tonnes/an de mercure recyclé (ce qui correspond à environ 30 p. 100 de la production primaire déclarée) ont été mises sur le marché dans le monde depuis le milieu des années 1990, la majorité provenant d'usines de chlore. Cependant, dans la mesure où il existe toujours une demande légitime pour le mercure, la réutilisation et le recyclage de ce métal remplacent l'exploitation minière et le raffinage du mercure vierge, qui entraînent des rejets supplémentaires et ont comme effet d'introduire du nouveau mercure sur le marché et dans l'environnement.

105. La préférence pour la réutilisation et le recyclage du mercure plutôt que pour son extraction – surtout dans le contexte de l'arrivée massive de stocks de mercure sur le marché – est rendue compliquée par la règle économique généralement admise qu'une **offre excédentaire** de mercure fait chuter le prix du marché, ce qui favorise un accroissement de l'utilisation ou des déchets de mercure. C'est pourquoi certaines précautions sont actuellement prises, comme on l'explique ci-dessous.

106. Pendant la présente décennie et plus tard, de grandes quantités de mercure deviendront disponibles lors de la fermeture ou de la conversion des fabriques de chlore où l'on utilise le procédé au mercure; de nombreux pays d'Europe exercent des pressions pour que ce procédé soit progressivement éliminé d'ici 2010. À elle seule, l'UE pourrait ainsi introduire jusqu'à 13 000 tonnes additionnelles de mercure sur le marché (l'équivalent de quelque 6 à 12 ans de production de mercure primaire. Pour parer à cette surabondance de mercure du métal, *Euro Chlor*, qui représente l'industrie de la production de chlore en Europe, a signé une entente contractuelle avec Miñas de Almadén, en Espagne. Cet accord prévoit que Miñas de Almadén achètera le mercure excédentaire provenant des fabriques de chlore d'Europe de l'Ouest et le commercialisera à la place du mercure que la firme aurait autrement extrait. Tous les pays de l'UE membres d'*Euro Chlor* ont accepté de vendre leur mercure excédentaire à Almadén conformément à cette entente, et *Euro Chlor* pense que la plupart des producteurs de chlore d'Europe centrale et d'Europe de l'Est s'y rallieront également. Bien que l'entente montre bien la volonté de toutes les parties d'adopter une position responsable vis-à-vis du problème des surplus de mercure, certains pensent que des contrôles efficaces font défaut en ce qui concerne le lieu de vente et le type d'utilisation de ce mercure.

107. De la même manière, les vastes réserves de mercure détenues par divers gouvernements sont devenues superflues, et pourraient être mises sur le marché mondial si les autorités nationales compétentes l'approuvent. C'est le cas par exemple aux Etats-Unis; ce pays détient en effet un stock de 4 435 tonnes de mercure, dont la vente est suspendue depuis 1994 en attendant une évaluation des répercussions sur l'environnement et le marché. Avant cette suspension, cependant, la vente d'une partie

de ce stock a contribué de manière significative à l'approvisionnement du marché domestique américain, ainsi qu'aux exportations. Les ventes du gouvernement des Etats-Unis ont représenté 18 à 97 p. 100 de la demande nationale de mercure pour les années 1990-94 (US EPA, 1997; Maxson et Vonkeman, 1996).

Utilisations du mercure

108. Le mercure est connu depuis des milliers d'années; le fait qu'il était le seul métal liquide le rendait fascinant, et il a été utilisé dans un grand nombre de produits et de procédés exploitant ses caractéristiques uniques. Comme le mercure est liquide à température ambiante, que c'est un bon conducteur électrique, que sa densité et sa tension superficielle sont très élevées, qu'il se dilate et se contracte, en réponse aux de pression et de température, de manière uniforme sur toute la plage de conditions où il est liquide, et qu'il est toxique pour les micro-organismes (y compris les organismes pathogènes) et autres parasites, cet élément se prête très bien à de nombreuses applications.

109. Dans le passé, un certain nombre de composés organiques du mercure ont trouvé des applications assez variées, par exemple comme pesticides (utilisation importante dans le traitement des semences, entre autres), et comme biocides dans certaines peintures, dans des produits pharmaceutiques et dans des cosmétiques. Bien que nombre de ces utilisations soient devenues moins répandues dans certaines régions du monde, des composés organiques du mercure sont encore employés à plusieurs fins; on peut notamment citer l'utilisation pour le traitement des semences dans certains pays, l'utilisation du diméthylmercure en petite quantité comme étalon de référence pour certains tests chimiques, et l'emploi du thimerosal (qui contient du mercure éthylique) comme agent conservateur dans certains vaccins et autres produits médicaux et cosmétiques depuis les années 1930. À mesure que les effets potentiellement nocifs du mercure sur la santé et l'environnement ont été reconnus, le nombre d'applications du mercure (tant organique qu'inorganique) ainsi que le volume de mercure utilisé ont été réduits de manière significative dans beaucoup de pays industrialisés, surtout depuis une vingtaine d'années.

Exemples d'utilisations du mercure

Mercure métallique (entre autres) :

- extraction de l'or et de l'argent (depuis des siècles)
- catalyseur dans les fabriques de chlore
- dans les manomètres, pour mesurer et réguler la pression
- dans les thermomètres
- dans les commutateurs électriques et électroniques
- dans les lampes fluorescentes
- dans les amalgames dentaires

Composés du mercure (entre autres) :

- dans les piles (sous forme de dioxyde)
- biocides dans l'industrie du papier, dans les peintures, et sur les semences
- antiseptiques dans les produits pharmaceutiques
- réactifs pour les analyses de laboratoire
- catalyseurs
- pigments et colorants (utilisation probablement abandonnée maintenant)
- détergents (utilisation probablement abandonnée maintenant)
- explosifs (utilisation probablement abandonnée maintenant)

110. Toutefois, nombre des utilisations maintenant abandonnées dans les pays de l'OCDE se maintiennent dans d'autres parties du monde. Plusieurs de ces utilisations sont interdites ou sévèrement limitées dans certains pays à cause de leurs effets nocifs sur l'homme et l'environnement.

111. En outre, même si on a une bonne idée générale de la production et des utilisations du mercure dans le monde, il est impératif de comprendre encore mieux les marchés et les flux du mercure à l'échelle

mondiale afin de pouvoir évaluer la demande, de mettre au point des mesures appropriées de prévention et de réduction de la pollution, et de suivre les progrès réalisés en fonction d'objectifs précis.

CHAPITRE 8 – Technologies et pratiques de prévention et de réduction des rejets

112. Comme il est indiqué au chapitre 6, les sources de rejets de mercure dans la biosphère peuvent être classées en quatre catégories principales (la dernière catégorie n'étant pas clairement expliquée dans nombre de rapports en la matière)

113. Les deux autres catégories sont celles des rejets courants dus aux activités humaines. Pour réduire en totalité ou en partie ces rejets, il faut :

- investir dans des systèmes de réduction des rejets résultant de l'utilisation de matières premières contaminées par le mercure; trouver des produits de remplacement à ces matières premières (principale source de rejets de mercure dus à des utilisations « non intentionnelles »);
- éviter ou limiter l'utilisation du mercure dans les produits et les procédés (principale source de rejets de mercure dus à des utilisations « intentionnelles »).

114. Les méthodes employées pour prévenir ou réduire les rejets de mercure à partir de ces sources varient considérablement selon les conditions locales, mais elles entrent généralement dans l'un ou l'autre des quatre groupes ci-après.

- A. Réduction de l'exploitation minière du mercure et de la consommation de matières premières et de produits responsables des rejets de mercure.
- B. Substitution (ou élimination) de produits, de procédés et de pratiques contenant ou utilisant du mercure par des solutions de rechange sans mercure.
- C. Contrôle des rejets de mercure par l'utilisation de techniques en fin de procédé.
- D. Gestion des déchets contenant du mercure.

115. Les deux premières séries de mesures sont des mesures « préventives » – qui peuvent éviter que certaines utilisations ou rejets du mercure aient lieu. Les deux dernières sont des mesures « de réduction » qui peuvent limiter ou retarder certains rejets dans l'environnement. À l'intérieur de ces quatre catégories très générales, on trouve de nombreuses techniques et de stratégies qui permettent de gérer les rejets de mercure et les expositions au mercure. Leur application éventuelle par les différents pays est fonction des priorités gouvernementales et locales, de l'information et de la formation concernant les risques possibles, du cadre juridique, du degré d'application de la législation, des coûts d'investissement, des avantages perçus et d'autres facteurs.

A. Réduction de la consommation de matières premières et de produits responsables de rejets de mercure

116. La diminution de la consommation de matières premières et de produits responsables des rejets de mercure est une mesure préventive que l'on utilise le plus souvent dans les cas des produits et des procédés contenant du mercure, mais une réduction des rejets peut aussi être le résultat d'une utilisation plus efficace des matières premières et des combustibles dans la production d'électricité. Ce groupe de mesures pourrait comprendre le choix d'une autre matière première, comme le gaz naturel au lieu du charbon, pour la production d'électricité ou l'utilisation d'un type de charbon qui, parce qu'il renferme des composants particuliers (p. ex. davantage de chlore), lorsqu'il brûle, produirait des émissions de mercure plus faciles à limiter que celles produites par d'autres types de charbon.

117. Une autre approche possible dans certaines régions est l'utilisation de charbon dont la teneur en mercure à l'état de traces est plus faible (les concentrations de mercure semblent varier énormément dans certaines régions selon l'origine des matières premières). Cette approche présente cependant certains problèmes et limitations. Ainsi, comme dans le cas des sociétés de services publics qui préfèrent s'approvisionner en pétrole brut à faible teneur en soufre, certaines centrales pourraient être prêtes à payer

davantage pour un charbon à faible teneur en mercure, ce qui aurait pour effet de diminuer la valeur marchande du charbon à teneur en mercure plus élevée et, par le fait même, d'accroître la consommation de ce type de charbon dans des régions faisant l'objet de mesures de réduction des émissions moins strictes. Ajoutons que des données récentes provenant des États-Unis indiquent que les teneurs en mercure du charbon utilisé dans ce pays ne varient que très peu.

118. Néanmoins, ces mesures préventives sont généralement rentables, sauf quand la matière première de substitution coûte nettement plus cher ou quand d'autres problèmes limitent l'application de cette approche.

B. Substitution de produits et de procédés contenant ou utilisant du mercure

119. La substitution de produits et de procédés contenant ou utilisant du mercure par des produits ou procédés exempts de mercure pourrait être l'une des mesures préventives susceptibles d'avoir la plus grande incidence sur tous les flux de mercure dans l'économie et l'environnement. Elle pourrait limiter sensiblement les quantités de mercure présentes dans les maisons (et limiter les rejets accidentels de mercure dus notamment aux bris de thermomètres), dans l'environnement, dans le flux des déchets, dans les émissions des incinérateurs et dans les décharges. La substitution présente généralement un bon rapport coût-efficacité, d'autant plus qu'elle est de plus en plus exigée par le marché. Ce groupe de mesures comprendrait aussi la substitution des combustibles non fossiles aux combustibles fossiles dans les centrales.

120. Par ailleurs, il serait faux de supposer que la substitution est toujours la meilleure solution. Ainsi, dans le cas des lampes fluorescentes à haut rendement énergétique, pour autant qu'il n'existe pas de produits de remplacement concurrentiels exempts de mercure, il est généralement préférable du point de vue du cycle de vie du produit d'utiliser une lampe fluorescente au mercure à haut rendement énergétique plutôt qu'une lampe à incandescence sans mercure à moins bon rendement énergétique, dans le contexte des pratiques actuelles de production de l'électricité.

C. Contrôle des émissions de mercure par l'utilisation de techniques en fin de procédé

121. La réduction des émissions de mercure à l'aide de techniques mises en œuvre en fin de procédé (p. ex. la filtration des gaz de combustion) pourrait être particulièrement appropriée dans le cas des matières premières contenant du mercure à l'état de traces, notamment celles employées dans les centrales à combustible fossile, les cimenteries (où la chaux utilisée comme matière première contient souvent du mercure à l'état de traces), les opérations d'extraction et de traitement de matières premières de base telles que le fer et l'acier, le ferromanganèse, le zinc, l'or et autres métaux non ferreux et, finalement, le traitement de matières premières secondaires telles que la ferraille. Les technologies conçues pour réduire les émissions de SO₂, de NO_x et de particules des chaudières au charbon et des incinérateurs ne sont pas encore très répandues dans le monde, mais elles peuvent jouer un certain rôle dans la réduction des émissions de mercure. Dans le cas des chaudières au charbon, la réduction va de 0 à 96 p.100, suivant le type de charbon, la conception de la chaudière et l'équipement anti-émissions. En général, plus la classe du charbon est basse, plus la réduction de la teneur en mercure sera faible; cependant, la réduction peut aussi varier à l'intérieur d'une classe de charbon donnée. Des technologies visant à mieux maîtriser les émissions de mercure sont en développement et ont atteint la phase des essais, mais elles ne sont pas encore commercialisées. À long terme, les stratégies de réduction intégrées ciblant des rejets de polluants multiples, y compris le SO₂, les NO_x, les particules et le mercure, seront peut-être plus rentables. Soulignons toutefois que les technologies de réduction mises en œuvre en fin de procédé, bien qu'atténuant la contamination de l'atmosphère par le mercure, produisent quand même des déchets contenant du mercure qui peuvent être des sources futures d'émissions et qui doivent être éliminés ou réutilisés d'une manière écologiquement rationnelle.

D. Gestion des déchets contenant du mercure

122. Les déchets contenant du mercure, y compris ceux récupérés par des technologies mises en œuvre en fin de procédé, représentent une catégorie particulière de rejets de mercure pouvant atteindre des populations éloignées de la source de mercure initiale. La gestion des déchets contenant du mercure

(correspondant à la quatrième mesure susmentionnée) peut consister soit à rendre inerte le mercure contenu dans les déchets et à enfouir ceux-ci dans une décharge contrôlée, soit à enfouir les déchets dans une décharge sans les avoir traités au préalable. En Suède, la seule méthode d'élimination acceptable des déchets contenant du mercure est le « stockage définitif » du déchet traité, en enfouissement profond, bien que certains aspects techniques de cette méthode n'aient pas encore été définis.

123. La gestion des déchets contenant du mercure gagne en complexité à mesure qu'augmentent les quantités de mercure récupérées et que se diversifient les sources de mercure, notamment : les filtres à gaz, les boues provenant des fabriques de chlore, les cendres, les scories et les résidus minéraux inertes ainsi que les tubes fluorescents usagés, les piles et d'autres produits qui sont rarement recyclés. La plupart des pays autorisent la présence de faibles teneurs en mercure dans les déchets mis en décharge, tandis que certains n'autorisent l'enfouissement des déchets contenant du mercure que dans des décharges équipées de technologies améliorées de réduction des rejets de mercure qui permettent de limiter la lixiviation et l'évaporation du mercure. Le coût d'élimination des déchets contenant du mercure est tel dans certains pays que de nombreux producteurs sont actuellement à la recherche de solutions de rechange qui leur permettraient d'éviter de générer des déchets contenant du mercure et d'avoir à s'occuper de leur élimination. La gestion des déchets contenant du mercure, telle que pratiquée le plus couramment aujourd'hui, c'est-à-dire en respectant la réglementation nationale et locale, demande de plus en plus une vision et des investissements à long terme. Une gestion adéquate des déchets contenant du mercure est importante si l'on veut limiter les rejets provenant notamment de thermomètres et de manomètres cassés ou, encore, les rejets graduels dus à certaines applications (p. ex. autocommutateurs, amalgames dentaires). En outre, comme il existe une demande du marché pour le mercure, la collecte de produits contenant du mercure en vue de leur recyclage limite le besoin de nouvelles exploitations minières de mercure.

Mesures de prévention et de réduction des émissions

124. Une combinaison judicieuse de mesures de prévention et de réduction des émissions est un moyen efficace d'assurer une gestion optimale des rejets de mercure. Dans les paragraphes qui suivent, on indique comment des mesures de prévention et de réduction pourraient être combinées et appliquées à ces sources.

- Il est possible de réduire les émissions produites par les **incinérateurs de déchets municipaux et médicaux** en triant la faible fraction des déchets qui peut contenir du mercure, avant l'incinération. Aux États-Unis, par exemple, des collectes gratuites de déchets ménagers contenant du mercure ont obtenu un franc succès et ont permis de recueillir des quantités importantes de produits contenant du mercure, y compris des flacons de mercure élémentaire. Des programmes de tri ont également obtenu du succès dans le secteur hospitalier, et un certain nombre d'hôpitaux se sont engagés à s'abstenir d'acheter des produits contenant du mercure par l'adoption de programmes concertés entre l'industrie, les organisations non gouvernementales et le gouvernement. Cependant, les programmes de tri sont parfois difficiles ou coûteux à mettre en œuvre à une grande échelle, en particulier quand le grand public est mis à contribution. En pareil cas, une meilleure solution à long terme serait d'encourager fortement le remplacement des produits contenant du mercure par des produits sans mercure. Comme solution à moyen terme, des programmes de tri peuvent être mis en place, et le mercure peut être piégé dans les gaz de combustion. On peut réduire relativement bien les émissions de mercure provenant des incinérateurs municipaux et médicaux en ajoutant du charbon actif à l'équipement de réduction des particules et du SO₂ déjà en place; cependant, cette technique n'est pas efficace à 100 p. 100 et, en outre, le procédé produit lui-même des déchets contenant du mercure.
- Le problème des émissions de mercure provenant des **chaudières des services publics et autres**, surtout celles fonctionnant au charbon, peut être traité efficacement au moyen de différentes approches : épuration préalable du charbon, réduction des quantités de charbon consommées par une augmentation de l'efficacité énergétique, mise en œuvre de techniques en fin de procédé, telles que l'épuration des gaz brûlés ou l'utilisation de combustibles autres que le charbon, le cas échéant. Une autre approche possible serait peut-être l'utilisation de charbon à teneur en mercure plus faible. L'épuration du charbon, ainsi que d'autres techniques de traitement préalable, peut certainement être

utilisée pour réduire les émissions de mercure lorsque cela est viable et rentable. Un piégeage additionnel du mercure peut aussi être effectué par l'introduction d'un matériau absorbant en amont des systèmes de réduction du SO₂ et des particules déjà en place. De telles technologies complémentaires sont en développement et ont atteint la phase des essais, mais elles ne sont pas encore commercialisées. De plus, les sous-produits de ces procédés sont des sources potentielles d'émissions futures et doivent être éliminés ou recyclés d'une manière écologiquement acceptable.

- Il est possible de réduire les émissions dues à la présence de **mercure à l'état de traces dans les matières premières**, notamment celles employées dans les industries cimentière, métallurgique ou minière, en ayant recours à des techniques de réduction en fin de procédé et, parfois, en choisissant des matières premières à plus faible teneur en mercure à l'état de traces, quand cela est possible.
- Les émissions dues aux procédés de **traitement de la ferraille**, ou celles provenant de parcs à ferrailles, de déchiqueteurs et d'aciéries secondaires, résultent surtout de la présence de commutateurs électriques des phares d'appoint et des systèmes ABS (systèmes de freins anti-blocage) dans les véhicules automobiles; une solution pourrait donc être la mise en place de programmes efficaces de démontage et de collecte des commutateurs.
- Il est possible de réduire les émissions de mercure et les risques pour la santé associés aux **exploitations aurifères artisanales** en faisant appel à des programmes de formation des mineurs et de leurs familles sur les dangers auxquels ils s'exposent; en favorisant des techniques qui sont plus sûres et qui n'utilisent pas ou qui utilisent peu de mercure; lorsque cela est possible, en créant des ateliers où les mineurs peuvent apporter leurs minerais concentrés pour les soumettre à un procédé final de raffinage. Certains pays ont essayé d'interdire l'utilisation du mercure par des mineurs artisanaux. Cette interdiction pourrait favoriser l'utilisation d'installations de traitement centralisées, mais son application pourrait se révéler difficile.
- Il est possible de réduire considérablement les rejets de mercure et les expositions professionnelles dans les **fabriques de chlore** par l'application de mesures strictes de comptabilisation du mercure et de « bonne gestion » visant à empêcher la dispersion du mercure, par une filtration efficace de l'air évacué à l'extérieur de l'installation et par la mise en place de bonnes pratiques de manutention et d'élimination des déchets contenant du mercure. Un certain nombre de techniques de prévention peuvent être utilisées pour réduire les émissions atmosphériques de mercure. Aux États-Unis, les fabriques de chlore ont mis au point un système basé sur l'utilisation de rayons ultraviolets pour détecter la présence de fuites de mercure provenant de l'équipement de production; ces fuites sont colmatées par la suite. On laisse refroidir l'équipement avant de l'ouvrir, ce qui réduit les fuites de mercure dans l'atmosphère. On peut aussi utiliser un détecteur de vapeur de mercure en continu pour détecter les fuites et alerter les employés pour qu'ils puissent prendre des mesures appropriées. La solution à long terme généralement acceptée consiste à encourager la conversion à des technologies sans mercure.
- Il est possible de réduire les rejets de mercure et les expositions résultant de produits qui contiennent du mercure – **peintures, savons, divers types de commutateurs, thermostats, thermomètres, manomètres, baromètres, solutions pour lentilles de contact, produits pharmaceutiques et cosmétiques** – en les remplaçant par des produits sans mercure.
- Il est possible de réduire les rejets de mercure provenant des **cabinets dentaires** en préparant les amalgames au mercure d'une manière plus efficace, en remplaçant ces amalgames par d'autres produits et en installant des siphons appropriés dans les systèmes d'évacuation des eaux.
- La seule manière de réduire les émissions de mercure produites par les amalgames dentaires pendant la **crémation** consiste soit à retirer ces amalgames avant la crémation, ce qui n'est pas une pratique courante, soit à filtrer les émissions quand cette pratique a lieu dans un crématoire. Comme les systèmes d'épuration des fumées coûtent cher, l'approche privilégiée sera probablement celle de la prévention, c'est-à-dire l'utilisation de matériaux autres que des amalgames de mercure pour les traitements dentaires courants.
- Dans les cas d'**élimination sauvage de produits ou de déchets contenant du mercure**, il est possible de limiter les rejets résultant de telles pratiques en rendant celles-ci illégales et en appliquant strictement la loi, en facilitant l'accès aux installations de traitement de déchets toxiques et, à plus

long terme, en réduisant les quantités de mercure utilisées par l'entremise d'une série de mesures favorisant la substitution de produits sans mercure aux produits et aux procédés utilisant du mercure.

CHAPITRE 9 – Initiatives de réduction des rejets et limitation des utilisations et des expositions

Initiatives nationales

125. Les autorités environnementales de certains pays considèrent que le problème du mercure est une priorité très importante, et que ses effets nocifs sont reconnus. Conscientes des problèmes potentiels soulevés par l'utilisation et le rejet du mercure et de ses composés, elles ont mis en œuvre des mesures pour limiter ou pour prévenir certains rejets et utilisations. Parmi les mesures prises dans différents pays figurent les suivantes :

- normes de qualité environnementale, fixant une concentration maximale acceptable pour différents milieux tels que l'eau de boisson, les eaux de surface, l'air et les sols, ainsi que pour les aliments comme le poisson;
- actions et réglementations concernant les sources environnementales pour limiter les rejets du mercure dans l'environnement, en fixant des limites pour les émissions de sources ponctuelles dans l'air et l'eau, en réglementant le traitement des déchets et leur élimination et en encourageant l'utilisation des meilleures technologies disponibles;
- actions et réglementations pour le contrôle des produits contenant du mercure tels que les batteries, les cosmétiques, les amalgames dentaires, les commutateurs électriques, les produits chimiques de laboratoire, l'éclairage, les peintures/pigments, les produits pharmaceutiques, les thermomètres et les instruments de mesure;
- autres normes, actions et programmes tels que des réglementations concernant les expositions au mercure sur les lieux de travail, les besoins en informations et en déclarations sur les utilisations et les rejets du mercure dans l'industrie, les avis de restriction de la consommation de poisson, et les mesures visant la santé des consommateurs.

126. Bien que la législation soit un élément clé de la plupart des initiatives nationales, la gestion sans risque du mercure implique aussi des efforts visant à réduire le volume de mercure utilisé en développant et mettant en place des produits de remplacement plus sûrs et des technologies plus propres, l'octroi de subventions pour soutenir la mise en place de solutions de remplacement, et des accords volontaires avec l'industrie ou avec les utilisateurs du mercure. Un certain nombre de pays ont réalisé, grâce à de telles mesures, des réductions significatives de la consommation de mercure, et des réductions correspondantes des rejets et utilisations.

127. Le tableau ci-dessous donne un aperçu de quelques types de mesures importantes mises en œuvre pour gérer et régir le mercure, en relation avec sa production et son cycle de vie; il donne également une indication du degré actuel de mise en œuvre de ces mesures, à la lumière des informations fournies pour la préparation du présent rapport. On trouvera une description plus détaillée de la plupart de ces mesures au chapitre 9 et dans l'Annexe au rapport.

Initiatives régionales et internationales

128. On voit clairement aussi qu'en raison de la persistance du mercure dans l'environnement et du fait qu'il est transporté sur de grandes distances par l'eau et par l'air, traversant les frontières et se concentrant souvent dans la chaîne alimentaire loin de son point de rejet initial, un certain nombre de pays sont arrivés à la conclusion que les mesures nationales actuelles sont insuffisantes. Divers pays ont initié des mesures aux niveaux régional, sous-régional et international afin d'identifier des objectifs communs de réduction des émissions et d'assurer une mise en œuvre coordonnée entre tous les pays de la région en question.

TYPE DE MESURE ET OBJECTIF		DEGRE DE MISE EN ŒUVRE
Phases de production et d'utilisation dans le cycle de vie		
S O U R C E S	Eviter ou limiter l'utilisation de mercure dans les procédés	Interdictions générales dans très peu de pays
	Eviter ou limiter le rejet direct de mercure dans l'environnement par les procédés industriels (tels que l'industrie du chlore et la métallurgie)	Appliquée dans de nombreux pays, en particulier des pays de l'OCDE
	Mettre en place des technologies de limitation des émissions de mercure provenant de la combustion de combustibles fossiles et du traitement de minerais	Appliquée dans certains pays de l'OCDE
	Eviter ou limiter les rejets de mercure des procédés vers les systèmes de traitement des eaux usées	Appliquée dans certains pays de l'OCDE
	Eviter ou limiter l'utilisation de technologies obsolètes et/ou exiger l'utilisation des meilleures technologies disponibles afin de réduire ou éviter les émissions de mercure	Appliquée dans certains pays, en particulier des pays de l'OCDE
P R O D U I T S	Eviter ou limiter la commercialisation nationale de produits contenant du mercure	Interdictions générales appliquées dans quelques pays seulement. Les interdictions ou limitations visant des produits précis, par exemple pour les batteries, l'éclairage, les thermomètres médicaux, sont plus courantes
	Eviter l'exportation de produits contenant du mercure	Appliquée dans quelques pays seulement
	Interdire ou limiter l'utilisation de produits déjà achetés contenant du mercure ou ses composés	Appliquée dans quelques pays seulement
	Limiter la teneur en mercure autorisée en tant qu'impureté dans les produits à gros volume	Appliquée dans quelques pays seulement
	Limiter les teneurs en mercure autorisées dans les produits alimentaires du commerce, en particulier le poisson, et fournir des avis (basés sur les mêmes valeurs limites, ou d'autres) concernant la consommation de poisson contaminé	Appliquée dans certains pays, en particulier des pays de l'OCDE. Directives de l'OMS utilisées par quelques pays.
Phase d'élimination du cycle de vie		
Eviter que le mercure contenu dans les produits et les déchets de procédé soit rejeté directement dans l'environnement, en mettant en place un ramassage efficace des déchets	Appliquée par de nombreux pays, en particulier ceux de l'OCDE	
Eviter que le mercure contenu dans les produits et les déchets de procédé puisse être mélangé avec des déchets moins dangereux dans le flux générale des déchets, en assurant une collecte et un traitement séparés	Appliquée dans de nombreux pays, en particulier ceux de l'OCDE	
Eviter ou limiter les rejets de mercure dans l'environnement dus à l'incinération et à d'autres traitements de déchets ménagers, toxiques et médicaux, en utilisant des technologies de limitation des émissions	Appliquée, ou en cours de mise en œuvre, dans certains pays, en particulier des pays de l'OCDE.	
Fixer des valeurs limites pour les teneurs en mercure acceptables dans les boues de station d'épuration épandues sur des terres agricoles	Appliquée dans un certain nombre de pays	
Limiter l'utilisation de résidus d'incinération solides dans la construction des routes, les travaux publics et autres applications	Appliquée dans certains pays de l'OCDE	
Eviter que le mercure usagé et recyclé soit réintroduit sur le marché	Appliquée dans quelques pays seulement	

129. Il existe trois instruments régionaux juridiquement contraignants, qui comprennent des engagements liant les Parties quant aux réductions de l'utilisation du mercure et de ses composés, et à la réduction des émissions :

- la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, et son Protocole sur les métaux lourds d'Aarhus de 1998 (pour l'Europe Centrale, l'Europe de l'Est, le Canada et les Etats-Unis);
- la Convention OSPAR sur la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est; et
- la Convention d'Helsinki sur la protection du milieu marin de la zone de la mer Baltique.

Les trois ont réussi à entraîner une réduction importante des utilisations du mercure et des rejets dans les régions ciblées.

130. La coopération régionale et sous-régionale n'est cependant pas limitée aux accords juridiquement contraignants. Il existe six initiatives, aux niveaux régional ou sous-régional, qui encouragent et favorisent des efforts coopératifs pour réduire l'utilisation et les rejets de mercure dans les zones ciblées, sans fixer d'obligations juridiquement contraignantes aux pays/régions qui y participent. Ce sont : le Plan d'action du Conseil de l'Arctique, la Stratégie binationale (Etats-Unis, Canada) relative aux toxiques des Grands Lacs, le Plan d'action visant le mercure des gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'Est du Canada, le Plan d'action régional nord-américain, le Programme d'action pour l'environnement nordique, les Conférences de la mer du Nord. Des aspects importants de ces initiatives sont les discussions et les accords concernant les objectifs concrets à atteindre par l'entremise de la coopération, le développement de stratégies et de plans d'actions à cet effet, ainsi que la mise en place d'un forum pour suivre et discuter les progrès réalisés. Bien que ces initiatives n'engagent pas les participants, il y a souvent un fort engagement au niveau politique pour assurer la mise en œuvre au niveau régional/national des accords conclus.

131. Il existe également un certain nombre d'exemples d'initiatives nationales/régionales prises par le secteur privé sous la forme d'engagements volontaires, qui peuvent être perçues comme complémentaires des initiatives du secteur public et ont de bonnes chances de succès car elles ont par définition le soutien des principales parties prenantes. Toutes ces initiatives volontaires sont des compléments précieux aux mesures de réglementation nationales, et favorisent la sensibilisation, l'échange d'information et la définition d'objectifs de réduction qui profiteront à toute la région ciblée.

132. Au niveau international, deux accords multilatéraux sur l'environnement visent le mercure et ses composés : la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières des déchets dangereux et de leur élimination, et la Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable à certains produits chimiques et pesticides qui font l'objet d'un commerce international. Ces instruments régissent le commerce de produits chimiques/pesticides superflus et les déchets toxiques. Cependant, ces conventions ne contiennent pas d'engagements spécifiques de réduire directement les utilisations ou les rejets de mercure. L'accord négocié le plus récent concernant les produits chimiques, la Convention de Stockholm sur les POP, ne couvre pas le mercure. De plus, un certain nombre d'organisations internationales s'attaquent actuellement aux effets nocifs du mercure pour l'homme et l'environnement.

133. On trouvera une compilation plus détaillée des initiatives nationales dans chaque pays, y compris des législations, dans une annexe au présent rapport, intitulée « *Overview of existing and future national actions, including legislation, relevant to mercury* », et publiée comme document séparé. Les informations qui s'y trouvent ont été tirées des informations fournies par les différents pays dans le cadre du présent projet.

CHAPITRE 10 – Insuffisances des données et des informations

Besoins en recherche et en information à l'échelle nationale

134. Certain pays, dans leurs contributions envoyées au PNUE pour ce rapport, ont exprimé la nécessité de développer ou d'améliorer leur base de données nationale (c.-à-d. les connaissances – et également les informations - sur les utilisations et les émissions, les sources responsables des rejets, les niveaux dans l'environnement, et les options disponibles pour la prévention et le contrôle) sur le mercure et ses composés. Bien que la situation soit différente d'un pays à un autre, il semble qu'il existe un besoin général d'information sur les différents éléments d'une stratégie de gestion environnementale du mercure. De plus, les pays ayant une plus longue tradition de gestion environnementale du mercure ont exprimé la nécessité de poursuivre le développement de leur base de connaissance sur le mercure afin d'améliorer l'évaluation des risques et d'assurer une gestion efficace de ces risques. Certains de ces besoins comprennent, entre autres :

- des inventaires couvrant les utilisations, les consommations et les rejets vers l'environnement du mercure, à l'échelle nationale;

- la mesure et la surveillance des niveaux de mercure actuels dans divers milieux (comme l'air, le dépôt atmosphérique, les eaux de surface) et le biote (comme les poissons, les espèces sauvages et l'homme), et l'évaluation des impacts du mercure sur l'homme et les écosystèmes, y compris les impacts dus à des expositions cumulatives à différentes formes de mercure;
- des informations sur le transport, la transformation, le cycle et le devenir du mercure dans les divers compartiments de l'environnement;
- des données et des outils pour l'évaluation des risques pour l'homme et l'environnement;
- des connaissances et des informations sur les mesures possibles de prévention et de réduction en fonction de la situation nationale;
- la sensibilisation du public quant aux effets nocifs possibles du mercure et aux bonnes pratiques de traitement et de gestion des déchets;
- des outils et installations appropriés permettant de trouver les informations existantes sur le mercure et ses composés aux niveaux nationaux, régionaux et internationaux;
- le renforcement des capacités et de l'infrastructure physique en vue d'une gestion sans risque des substances toxiques, y compris le mercure et ses composés, ainsi que la formation du personnel appelé à utiliser ou manipuler de telles substances;
- des informations sur le commerce et les échanges de mercure et de matériaux en contenant.

135. En principe, une partie de ces informations pourrait faire l'objet d'échanges aux niveaux nationaux, régionaux ou internationaux, car elles sont souvent universellement pertinentes; il sera par contre peut-être nécessaire de les « adapter » au contexte propre de chaque pays pour tenir compte de ses traditions, de ses activités économiques et industrielles et de sa réalité politique. Ceci, en soi, nécessite l'établissement de priorités, des connaissances et un financement. D'autres éléments de l'information sont spécifiques aux pays et il faudrait des efforts nationaux pour chercher, analyser et exploiter l'information nécessaire.

Insuffisances des données, de caractère général et mondial

136. Bien que le mercure soit peut-être un des toxiques environnementaux les plus étudiés, il demeure des insuffisances dans la compréhension de base d'un certain nombre de questions générales et globales concernant ce métal. À la lumière des informations soumises pour le présent rapport, ainsi que de l'analyse et de l'évaluation de celles-ci, il est possible de proposer un classement des lacunes actuelles des connaissances sur le mercure qui sont critiques à l'échelle mondiale (celles-ci ne sont pas données en ordre de priorité) :

- Connaissance et quantification des **mécanismes affectant le devenir du mercure** dans l'environnement, tels que la mobilisation, la transformation, le transport et l'absorption. En d'autres termes, les voies de circulation du mercure dans l'environnement, et de l'environnement vers l'homme.
- Connaissance et quantification – dans une perspective mondiale – du **comportement de l'homme en relation avec les rejets de mercure**, et des contributions humaines aux charges locales, régionales et mondiales de mercure. En d'autres termes, les voies de circulation du mercure de l'homme vers l'environnement.
- Compréhension des manières et de degrés auxquels l'homme, les écosystèmes et les espèces sauvages sont **affectés par les niveaux actuels de mercure** dans les environnements locaux, régionaux et mondiaux. En d'autres termes, les effets possibles, le nombre de sujets affectés, et la gravité des effets chez ceux qui sont touchés.

137. On a développé une compréhension de base pour les trois catégories ci-dessus, après environ un demi-siècle de recherche intensive sur les impacts et les voies de circulation du mercure. Cependant, dans un certain nombre de domaines, il faudrait mener d'autres recherches pour obtenir de nouvelles informations afin d'affiner les évaluations des modèles environnementaux et les outils modernes de prise de décision. Malgré ces insuffisances des informations, on comprend maintenant assez les caractéristiques

du mercure (dont son devenir et son transport, ses impacts sur la santé et l'environnement, et le rôle des activités humaines) pour ne plus différer les actions internationales visant à contrer ses effets négatifs à l'échelle planétaire.

CHAPITRE 11 – Options pour faire face aux effets nocifs importants au niveau mondial

138. Dans le cadre de cette Evaluation mondiale du mercure, le Conseil d'administration du PNUE a demandé à ce que soient définies des options à prendre en compte par le Conseil d'administration relativement aux effets nocifs mondiaux importants du mercure, *inter alia* : diminution et/ou élimination des utilisations, des émissions, des rejets et des pertes de mercure et de ses composés; amélioration de la coopération internationale; moyens d'améliorer la communication sur les risques.

139. Dans le cadre de la mise en œuvre de la décision 21/5 du Conseil d'administration, le PNUE a mis en place un Groupe de travail pour aider à préparer les discussions du Conseil sur cette question lors de sa session de février 2003. Lors de sa première réunion, qui a eu lieu du 9 au 13 septembre 2002, le Groupe de travail sur l'évaluation mondiale du mercure a finalisé ce rapport d'évaluation en vue de sa présentation au Conseil d'administration lors de sa 22^e session. À cette réunion, le Groupe de travail est arrivé à un certain nombre de conclusions pertinentes pour les travaux du Conseil d'administration :

- En se basant sur la conclusion principale de ce rapport, le Groupe de travail a conclu que, à son point de vue, il existait suffisamment d'indications d'effets nocifs importants à l'échelle mondiale pour justifier des actions internationales dans le but de réduire les risques pour la santé humaine et/ou l'environnement dus aux rejets de mercure dans l'environnement. Bien qu'il ait été jugé important de mieux comprendre cette question, le Groupe de travail a souligné qu'il n'était pas nécessaire de disposer d'un consensus général ou de données complètes pour prendre des mesures; les effets nocifs importants à l'échelle mondiale devraient donc eux aussi être pris en considération.
- Le Groupe de travail s'est mis d'accord également sur les principales options en vue de faire des recommandations sur des mesures visant à combattre les effets nocifs mondiaux du mercure à tous les niveaux : mondial, régional, national et local. Ces options comprennent des mesures telles que la réduction ou l'élimination de la production, de la consommation, et des rejets de mercure, de remplacement du mercure par d'autres produits et procédés, la mise en route de négociations pour un traité juridiquement contraignant, la création d'un programme de mesures non contraignant, et le renforcement de la coopération entre les gouvernements sur le partage des informations, la communication des risques, l'évaluation et les activités connexes.
- Finalement, le Groupe de travail s'est mis d'accord sur la nécessité de soumettre au Conseil d'administration une série d'actions qu'il serait possible de mettre en œuvre immédiatement, à la lumière de leurs conclusions sur les effets du mercure, par exemple : augmenter la protection des populations sensibles (en sensibilisant les femmes enceintes et celles ayant l'intention de le devenir); fournir une aide technique et financière aux pays en développement et aux pays à économie en transition; soutenir la tenue de nouvelles activités de recherche, de surveillance et de collecte de données sur les aspects sanitaires et environnementaux du mercure et sur des substituts au mercure qui soient sans danger pour l'environnement.

1 Introduction

1.1 Contexte et mandat

140. Ce rapport est préparé à la demande du Conseil d'administration (CA) du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), suite à la décision 21/5 du CA, appelant le PNUE à entreprendre une évaluation mondiale du mercure et de ses composés, en coopération avec les autres membres du Programme inter-organisations pour la gestion rationnelle des produits chimiques, et à présenter au Conseil d'administration lors de sa 22^e session en 2003. L'évaluation doit inclure des contributions des gouvernements, des organisations intergouvernementales et non gouvernementales et du secteur privé, et couvrir les éléments suivants :

- a) résumer l'information existante notamment les recensions récentes faisant autorité dans le domaine de la chimie, particulièrement sur les procédés de transformation et de méthylation, la toxicologie et les impacts du mercure sur la santé humaine et l'environnement;
- b) compiler et résumer l'information existante concernant les sources naturelles et anthropiques de mercure dans le monde;
- c) regrouper et analyser l'information concernant le transport à longue distance dans l'environnement, l'origine, les voies de pénétration, les dépôts atmosphériques et la transformation de ces substances à l'échelle mondiale;
- d) examiner et décrire les sources de rejet du mercure dans l'environnement ainsi que les formes actuelles d'utilisation et de production du mercure comme marchandise à l'échelle mondiale;
- e) compiler et résumer l'information sur les coûts et la rentabilité des pratiques et des technologies de maîtrise et de prévention susceptibles de réduire et/ou d'éliminer les rejets de mercure, notamment par l'utilisation de substituts convenables, là où c'est possible;
- f) décrire les mesures appliquées et compiler de l'information, à l'échelle nationale, sub-régionale ou régionale, sur les plans d'avenir visant à contrôler les rejets et à limiter l'utilisation et l'exposition, notamment les pratiques de gestion des déchets;
- g) exposer les options qui seront examinées lors de la vingt-deuxième session du Conseil d'administration/Forum ministériel mondial sur l'environnement concernant tous les impacts négatifs importants à l'échelle mondiale du mercure, entre autres, en réduisant et/ou en éliminant l'utilisation, les émissions, les rejets et les pertes de mercure et de ses composés; en améliorant la coopération internationale et en proposant des moyens d'améliorer la communication des risques;
- h) en fournissant pour les éléments a) à f) une description sommaire des besoins en information technique et scientifique et des lacunes en matière de données.

141. Le Conseil d'administration a demandé au PNUE de lui faire rapport lors de sa 22^e session sur les résultats de l'évaluation et a aussi convenu d'examiner s'il fallait évaluer en même temps les autres métaux lourds susceptibles d'être une source de préoccupation mondiale.

142. Dans le présent rapport d'évaluation, les éléments énumérés par le Conseil d'administration du PNUE dans sa décision 1/5 sont abordés dans les chapitres suivants :

- L'élément a) est traité dans les chapitres 2, 3, 4 et 5;
- L'élément b) est traité dans les sections 6.1, 6.2 et 6.3;
- L'élément c) est traité dans la section 6.4;
- Les éléments d), e) et f) sont traités dans les chapitres 7, 8 et 9, respectivement;
- L'élément g) est traité dans le chapitre 11;
- L'élément h) est traité dans le chapitre 10.

1.2 Communication de renseignements destinés au présent rapport

143. Suite à la demande du Conseil d'administration, le PNUE, en avril 2001, a invité les gouvernements, les organisations intergouvernementales et non gouvernementales ainsi que le secteur privé à lui soumettre de l'information pertinente sur le mercure et ses composés. Dès leur réception, dans la mesure du possible, ces renseignements ont été affichés sur le site web de l'Evaluation mondiale du mercure (<http://www.chem.unep.ch/mercury/>), spécialement mis sur pied pour donner un aperçu de l'information recueillie. Les règles en vigueur en matière de droit d'auteur ont été respectées pour les rapports et articles fournis protégés par des lois.

144. Au 16 septembre 2002, 81 gouvernements ainsi que la Commission européenne pour le compte de l'Union européenne (UE), 10 organisations intergouvernementales et 12 organisations non gouvernementales avaient présenté de l'information ou des commentaires destinés au présent rapport. La figure 1.1 montre la répartition entre les différentes régions géographiques des mémoires des gouvernements.

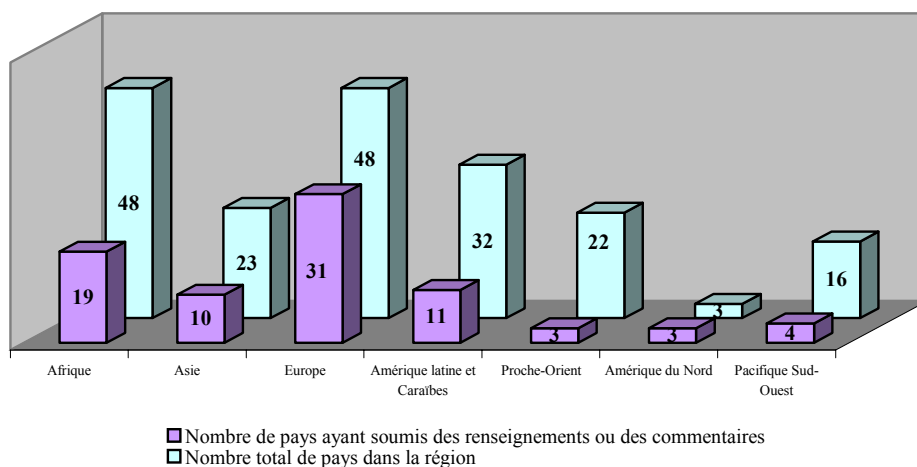


Figure 1.1 Aperçu des communications destinées à l'Evaluation mondiale du mercure, par région géographique.

145. La figure 1.2 illustre la couverture mondiale des renseignements ou des commentaires présentés par des gouvernements. Des listes de mémoires et de commentaires sur la première ébauche de ce rapport figurent dans des documents distincts du présent rapport. On peut y trouver des renseignements plus détaillés sur les gouvernements ainsi que sur les organisations intergouvernementales et non gouvernementales qui ont fourni des renseignements ou des commentaires. Dans ces listes, on a attribué un numéro distinct à chaque communication ou commentaire, de manière à établir des renvois à l'information utilisée dans ce rapport.

146. Bien qu'un nombre relativement élevé de gouvernements aient fourni de l'information pour ce rapport, il faut remarquer que la quantité d'information obtenue de chaque gouvernement diffère considérablement selon les pays. Certains pays, spécialement ceux de l'OCDE, disposent d'inventaires complets qui documentent la production, l'utilisation et les rejets du mercure durant de nombreuses années, tandis que d'autres, tout en étant conscients de l'utilisation du mercure dans leur pays, ne possèdent que des données limitées.

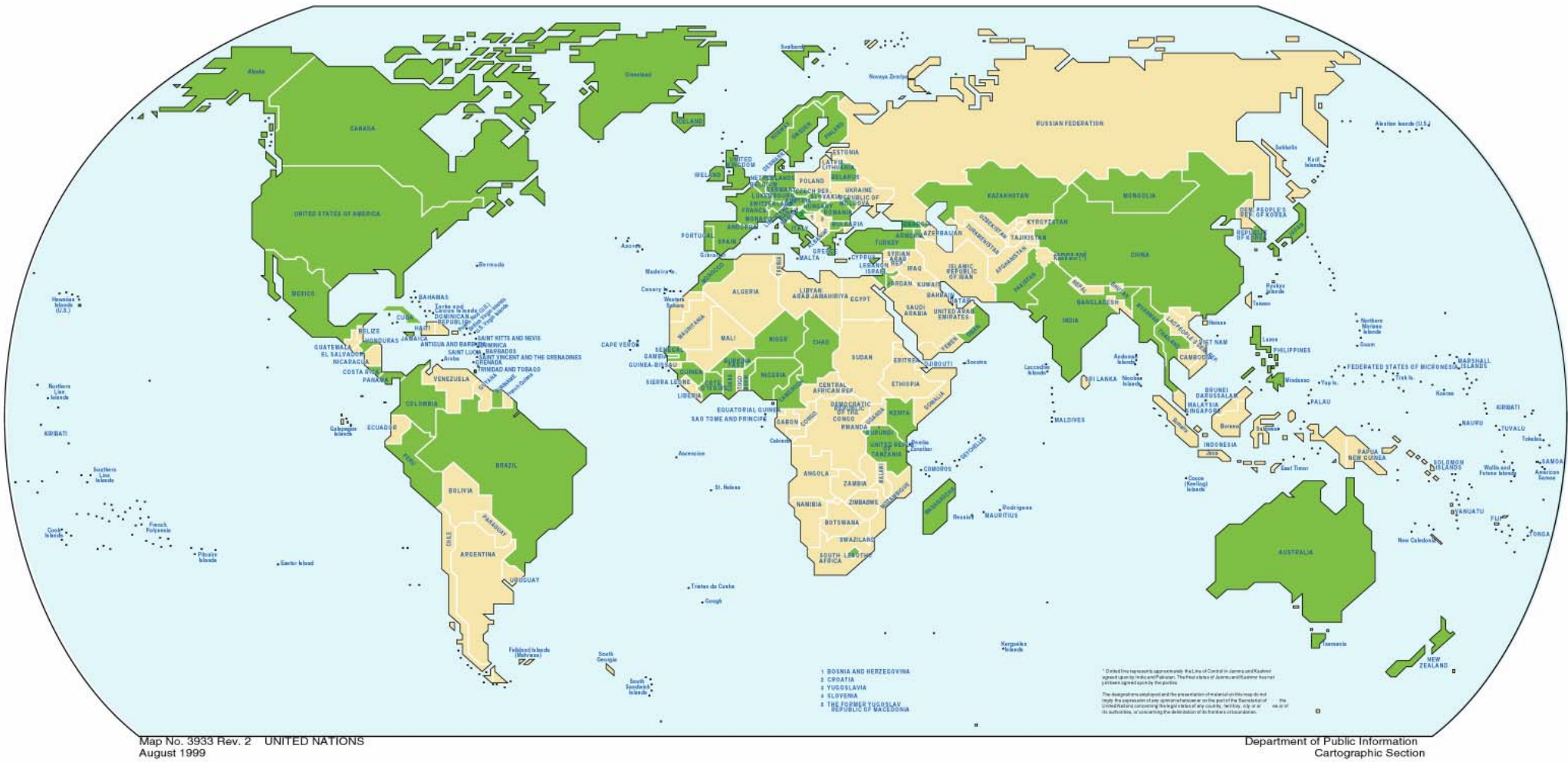


Figure 1.2 Mémoires des gouvernements en vue de l'Évaluation mondiale du mercure – couverture mondiale

1.3 Sources d'information du présent rapport

147. Les sources d'information ayant servi à l'élaboration du présent rapport sont les suivantes :

- mémoires des gouvernements, des organisations intergouvernementales et non gouvernementales ainsi que du secteur privé reçues en date du 2 avril 2002;
- publications, articles et rapports additionnels sur le mercure repérés au moyen d'une recherche dans la documentation scientifique;
- renseignements, publications et rapports additionnels, rendus publics sur les sites web des divers gouvernements ainsi que des organisations intergouvernementales et non gouvernementales;
- commentaires et ajouts provenant des membres du Groupe de travail sur l'évaluation mondiale du mercure après la distribution d'une première ébauche du présent rapport et durant l'examen de l'ébauche révisée de ce rapport à la réunion de ce Groupe de travail qui a eu lieu à Genève, en Suisse, du 9 au 13 septembre 2002.

148. Les renvois à l'information ayant servi à l'élaboration du présent rapport sont indiqués autant que possible dans le texte. Quand aucun renvoi précis n'a été fourni, l'information provenait de la communication du gouvernement ou de l'organisation en question.

149. À cause du grand volume de rapports, d'articles, de résumés, etc. concernant le mercure qui ont été présentés/recueillis, il n'a pas été possible d'examiner en détail toute l'information dans les délais impartis. Celle-ci a été triée et priorisée. On a mis l'accent sur des données particulières à un pays qui pouvaient mieux faire comprendre à l'échelle mondiale l'utilisation et la réglementation du mercure, spécialement celles provenant de pays non membres de l'OCDE, ainsi que sur celles susceptibles d'enrichir la connaissance générale des diverses questions liées au mercure, d'après les recensions récemment publiées et faisant autorité sur ces questions.

150. Comme le présent rapport doit donner un aperçu mondial et résumer les questions liées au mercure, il y a un nombre considérable de renseignements détaillés ayant trait aux divers aspects qui ont été laissés de côté, comme par exemple les données détaillées relatives à l'utilisation et à la consommation du mercure à l'échelle nationale. Cette information pourrait toutefois servir à une analyse et un examen ultérieurs, si on décide de prolonger les travaux.

1.4 Portée et couverture du présent rapport

151. Bien que ce rapport soit intitulé *Évaluation mondiale du mercure*, il ne sert pas à évaluer le mercure au sens strict du mot – porter un jugement ou prendre une décision sur la quantité, la valeur, la qualité ou l'importance de quelque chose. Ce n'est pas une analyse scientifique de la toxicologie du mercure et de ses composés, de ses effets sur la santé humaine et l'environnement ou de son transport à grande distance et de ses voies de pénétration dans l'environnement, ni une évaluation mondiale des risques associés à l'utilisation et aux rejets du mercure.

152. On vise plutôt, pour chacun des éléments désignés par le Conseil d'administration, à compiler et à fournir, dans la mesure du possible, un aperçu mondial des évaluations déjà effectuées et des conclusions déjà tirées par la communauté scientifique, les gouvernements nationaux, les organisations, etc., sur les diverses questions liées au mercure. Bien que ce rapport n'ait pas été examiné par des experts indépendants, il a été étudié méticuleusement par le Groupe de travail sur l'évaluation mondiale du mercure et est considéré comme une synthèse utile des connaissances scientifiques et d'autres données pertinentes sur le mercure. Ce rapport se base principalement sur des recensions récemment publiées et faisant autorité sur les divers sujets relatifs au mercure, complétées par des données fournies par les divers pays. Comme une grande partie des recensions antérieures porte principalement sur les pays de l'OCDE, qui effectuent la majeure partie de la recherche actuelle et qui appliquent certaines mesures de réduction, on a essayé de trouver et d'inclure de l'information pertinente provenant de pays n'appartenant pas à l'OCDE.

153. Comme le présent rapport vise à offrir un aperçu global des questions relatives au mercure dans un nombre de pages restreint, toute l'information soumise par chaque pays ou organisation ne peut pas être reproduite. Mais certaines compilations effectuées contiennent de l'information nationale détaillée sur certains points précis, par exemple les mesures réglementaires. Si on le juge à propos, on pourrait mettre à jour ces données plus tard.

154. Pour faciliter la lecture, un aperçu des principaux points traités figure au tout début de chaque chapitre. En outre, la section intitulée « Sommaire du rapport » située au début du rapport résume l'information contenue dans chaque chapitre. Un sommaire des principales conclusions du rapport est également inclus tout au début du rapport. Ceux qui lisent le rapport au complet peuvent remarquer des chevauchements de l'information d'un chapitre à l'autre. Cette approche a cependant été jugée nécessaire, car on a supposé qu'un lecteur qui s'intéresserait ultérieurement à un sujet en particulier pourrait lire séparément bon nombre de sections.

155. Ce rapport a tout d'abord été rédigé par deux entreprises de consultation en environnement, *COWI Consulting Engineers and Planners AS*, du Danemark, et Concorde East/West, de la Belgique, *COWI* étant le gestionnaire du projet. Les principaux collaborateurs sont M. Jakob Maag de *COWI* et M. Peter Maxson de Concorde. Tous deux possèdent une expérience approfondie et ont déjà collaboré auparavant à certaines publications relatives au mercure, à l'échelle nationale et internationale. Au PNUE Substances chimiques, M^mc Aase Tuxen a coordonné les travaux et, avec M. Charles French, a contribué à la rédaction, à la révision et au parachèvement du rapport.

1.5 Raison d'être de ce rapport

156. Dans le cadre de la mise en œuvre de la décision 21/5 du CA, le PNUE a mis en place un groupe de travail pour aider à préparer les discussions du CA sur la question du mercure à sa session de février 2003. Le Groupe de travail sur l'évaluation mondiale du mercure, dont la composition n'était pas restreinte, était constitué de membres nommés par les gouvernements et par des organisations intergouvernementales et non gouvernementales. Les membres du Groupe de travail ont aidé à la rédaction et à la finalisation de ce rapport, d'abord en présentant des commentaires par courrier, puis dans le cadre d'une réunion du Groupe de travail qui a eu lieu du 9 au 13 septembre 2002 à Genève, en Suisse.

157. Le Groupe de travail a examiné l'ébauche du rapport d'évaluation et accepté certains changements et améliorations. Il a aussi fait ressortir les principales conclusions importantes et parachevé le rapport d'évaluation en vue de le soumettre au Conseil d'administration. S'appuyant sur les principales constatations de ce rapport, il a jugé les preuves des impacts négatifs importants du mercure suffisantes à l'échelle mondiale pour justifier une intervention internationale visant à réduire les risques pour la santé humaine et/ou l'environnement causés par les rejets de mercure dans l'environnement. Les membres ont défini les grandes lignes d'options possibles pour remédier à ces impacts négatifs du mercure à l'échelle mondiale, régionale, nationale et locale. Enfin, le Groupe de travail a convenu de la nécessité de soumettre au Conseil d'administration une série de mesures envisageables immédiatement au vu des conclusions sur les effets du mercure. On trouvera les conclusions du Groupe de travail au chapitre 11 du rapport.

158. Ce rapport sera envoyé au Conseil d'administration qui l'étudiera à sa 22^e session en février 2003. Ayant lancé la rédaction de ce rapport d'évaluation et la définition des options envisageables, le Conseil d'administration disposera d'une meilleure base pour décider si une action internationale visant le mercure s'impose afin de favoriser la gestion environnementale rationnelle du mercure et de ses composés. Le rapport contribuera à sensibiliser les décideurs et à leur faire mieux comprendre les questions primordiales relatives au mercure et à ses composés, facilitant ainsi le débat sur cette question à la prochaine session du Conseil d'administration.

159. Les résultats des discussions du Conseil d'administration qui auront lieu sur cette question lors de sa 22^e session seront disponibles sur le site web de l'Evaluation mondiale du mercure à l'adresse <http://www.chem.unep.ch/mercury/> dès que la session aura eu lieu.

2 Chimie

2.1 Aperçu

160. Le mercure, naturellement présent dans l'environnement, existe sous de nombreuses formes. Comme le plomb ou le cadmium, c'est un métal lourd et un constituant de la croûte terrestre. Sous sa forme pure, on l'appelle soit « mercure élémentaire », soit « mercure métallique » (symbolisé par Hg(0) ou Hg⁰). Le mercure se trouve rarement dans la nature sous forme de métal liquide pur; il y est plutôt présent sous forme de composés ou de sels inorganiques. On trouve des composés du mercure monovalent et divalent (symbolisés par Hg(I) et Hg(II) ou Hg²⁺, respectivement). Le Hg(II) forme de nombreux composés organiques et inorganiques.

161. Le mercure élémentaire est un métal luisant, blanc argenté, liquide à température ambiante; traditionnellement, il est utilisé dans les thermomètres et certains types de commutateurs électriques. S'il n'est pas confiné, le mercure métallique peut, à la température ambiante, s'évaporer en partie et former des vapeurs incolores et inodores. Plus la température est élevée, plus le mercure métallique libérera de vapeurs. Dans certains cas, les personnes ayant respiré des vapeurs de mercure signalent avoir eu un goût métallique dans la bouche.

162. Le mercure est extrait d'un minerai de sulfure de mercure, le cinabre. Depuis des siècles, les gisements de sulfure de mercure sont exploités pour le commerce du mercure métallique. La forme métallique est obtenue en chauffant le minerai de sulfure de mercure à des températures de plus de 540 °C, ce qui permet de vaporiser le mercure contenu dans le minerai; les vapeurs sont alors recueillies et refroidies pour donner du mercure métallique liquide.

163. Les composés inorganiques du mercure comprennent le sulfure de mercure (HgS), l'oxyde de mercure (HgO) et le chlorure de mercure (HgCl₂). Ces composés sont également appelés sels de mercure. La plupart des composés inorganiques du mercure se présentent sous forme de poudre ou de cristaux blancs, sauf le sulfure de mercure, qui est rouge et qui vire au noir après exposition à la lumière. Certains sels de mercure (comme le HgCl₂) sont suffisamment volatils pour être présents à l'état gazeux dans l'atmosphère. Cependant, la solubilité de ces composés gazeux inorganiques (ioniques) du mercure dans l'eau et leur réactivité chimique font qu'ils se déposent beaucoup plus rapidement, à partir de l'atmosphère, que le mercure élémentaire; leur durée de vie dans l'atmosphère est donc beaucoup plus courte que celle du mercure élémentaire à l'état gazeux.

164. Le mercure, combiné au carbone, donne des composés dits « composés organiques du mercure » ou « composés organomercuriels ». Le mercure peut former un grand nombre de composés organiques (p. ex. le diméthylmercure, le phénylmercure, l'éthylmercure et le méthylmercure); cependant, le composé le plus courant dans l'environnement, et de loin, est le méthylmercure. Comme les composés inorganiques du mercure, le méthylmercure et le phénylmercure existent tous deux sous forme de sels (p. ex. le chlorure de méthylmercure ou l'acétate de phénylmercure). À l'état pur, la plupart des formes de méthylmercure et de phénylmercure sont des solides cristallins. Le diméthylmercure, cependant, est un liquide incolore.

165. Plusieurs formes du mercure existent à l'état naturel dans l'environnement. Les formes naturelles les plus courantes dans l'environnement sont le mercure métallique, le sulfure de mercure, le chlorure de mercure et le méthylmercure. Certains micro-organismes et processus naturels peuvent faire passer le mercure présent dans l'environnement d'une forme chimique à une autre.

166. Le mercure élémentaire de l'atmosphère peut être transformé en mercure inorganique; cela constitue un important mécanisme de dépôt des émissions de mercure élémentaire.

167. Le méthylmercure est le composé organique du mercure le plus couramment généré à partir d'autres formes du mercure par les micro-organismes et les processus naturels. Il est particulièrement préoccupant car il peut se concentrer (par bioaccumulation et bioamplification) dans les tissus de nombreux poissons comestibles d'eau douce ou d'eau salée ainsi que dans les tissus des mammifères marins, où il peut atteindre des concentrations des milliers de fois supérieures à celles enregistrées dans le milieu aquatique.

168. Le méthylmercure peut être formé dans l'environnement par métabolisation microbienne (processus biotiques) ou par des processus chimiques où n'intervient aucun organisme vivant (processus abiotiques). Toutefois, on pense généralement que le méthylmercure est essentiellement formé dans la nature par des processus biotiques. À l'heure actuelle, on ne connaît pas d'importantes sources anthropiques (c.-à-d. liées à l'activité humaine) directes de méthylmercure, mais l'on sait qu'il y en a eu dans le passé. Cependant, les rejets anthropiques contribuent indirectement à la présence de méthylmercure dans l'environnement via la transformation d'autres formes de mercure en méthylmercure. On peut citer comme exemples de rejets directs de composés organiques du mercure le cas d'empoisonnement au méthylmercure survenu à Minamata dans les années 1950 lorsque des sous-produits organomercuriels de la fabrication industrielle d'acétaldéhyde ont été rejetés dans la baie du même nom, de même que les empoisonnements, en Iraq, consécutifs à l'utilisation de grains de blé traités avec un produit contenant des composés organiques du mercure pour fabriquer du pain. En outre, des recherches récentes ont montré que du méthylmercure peut être libéré directement par les décharges municipales (Lindberg *et al.*, 2001) et par les stations d'épuration (Sommar *et al.*, 1999), mais l'importance globale de ces sources demeure encore incertaine.

169. Comme le mercure est un élément, il ne peut être décomposé en substances inoffensives. Il peut passer d'un état à un autre ou d'une espèce à une autre pendant son cycle, mais sa forme la plus simple est le mercure élémentaire, qui en soi est nocif pour l'homme et l'environnement. Une fois libéré dans la biosphère à partir de minerais, de combustibles fossiles ou de gisements minéraux de la croûte terrestre, le mercure peut être très mobile et circuler entre la surface de la Terre et l'atmosphère. On pense que les sols superficiels, les étendues d'eau et les fonds sédimentaires sont les principaux puits de mercure dans la biosphère.

En conditions naturelles, le mercure existe principalement sous les formes suivantes :

- mercure métallique liquide ou vaporisé;
- composés du mercure présents dans des minerais (solides);
- ions en solution ou composés ioniques du mercure (sels inorganiques ou organiques);
- complexes ioniques solubles;
- composés organiques non ioniques, à l'état gazeux ou en solution;
- mercure lié à des particules inorganiques ou organiques par adsorption ionique, électrophile ou lipophile.

Importance de la spéciation du mercure

170. Les différentes formes du mercure (comme le mercure élémentaire en phase vapeur, le méthylmercure ou le chlorure de mercure) sont communément appelées « espèces ». Comme on l'a mentionné plus haut, les principaux groupes d'espèces du mercure sont le mercure élémentaire, ainsi que les formes inorganiques et organiques du métal. Le terme « spéciation » désigne la répartition des quantités de mercure entre les différentes espèces.

171. La spéciation joue un rôle important dans la toxicité du mercure et dans l'exposition des organismes vivants à cet élément. Entre autres choses, elle peut influencer sur :

- la disponibilité physique pour l'exposition – si le mercure est fortement lié à une matière non absorbable, il ne peut pas être intégré facilement (p. ex. au sang de l'organisme exposé);
- le transport à l'intérieur de l'organisme vers les tissus sur lesquels s'exercent les effets toxiques du mercure – par exemple, le passage du mercure à travers la membrane intestinale ou la barrière hémato-encéphalique;
- la toxicité du mercure (en partie pour les raisons ci-dessus);
- l'accumulation, la biomodification et la détoxification du mercure dans les tissus, ainsi que son excrétion;
- la bioamplification du mercure à mesure qu'il monte dans la chaîne alimentaire (facteur important, surtout dans le cas du méthylmercure).

172. La spéciation a aussi un effet sur le transport du mercure dans et entre les compartiments de l'environnement, notamment l'atmosphère et les océans. Par exemple, l'espèce est un facteur déterminant en ce qui concerne la distance que le mercure peut parcourir à partir de sa source d'émission dans l'air. Le mercure adsorbé sur des particules et les composés ioniques du mercure seront déposés sur le sol et dans l'eau à proximité de leur source (transport d'échelle locale ou régionale), tandis que le mercure élémentaire en phase vapeur sera transporté à l'échelle de l'hémisphère ou de la planète, ce qui fait des émissions de mercure un problème pour le monde entier. Un autre exemple de l'importance de la spéciation est le phénomène de « l'appauvrissement du mercure au lever du soleil polaire », dans lequel la transformation du mercure élémentaire en mercure divalent s'intensifie avec l'accroissement de l'activité solaire et avec la présence de cristaux de glace, ce qui entraîne une hausse substantielle du dépôt de mercure pendant une période de trois mois (approximativement de mars à juin).

173. De plus, la spéciation revêt une grande importance en ce qui concerne la possibilité de réduire les émissions de mercure dans l'atmosphère. Par exemple, les émissions de composés inorganiques du mercure (tels que le chlorure de mercure) sont capturées avec une relativement bonne efficacité par certains dispositifs anti-pollution (comme les dépoussiéreurs par voie humide), tandis que la plupart des dispositifs anti-pollution parviennent mal à piéger le mercure élémentaire.

2.2 Espèces du mercure et transformation dans l'atmosphère

174. La chimie atmosphérique du mercure fait intervenir plusieurs interactions :

- réactions en phase gazeuse;
- réactions en phase aqueuse (dans les gouttelettes de nuage et de brouillard et les particules d'aérosol en déliquescence);
- partage du mercure élémentaire et des espèces de mercure oxydé entre la phase gazeuse et la phase solide;
- partage entre la phase gazeuse et la phase aqueuse;
- partage entre la phase solide et la phase aqueuse dans le cas des matières particulaires insolubles piégées par les gouttelettes de brouillard et de nuage.

175. La figure 2.1 ci-dessous résume l'interaction entre les processus atmosphériques mettant en jeu le mercure et la chimie atmosphérique de cet élément. La spéciation du mercure dans l'atmosphère joue un rôle important dans le transport du mercure à grande distance ainsi que dans les mécanismes de dépôt de cette substance. Le transport atmosphérique du mercure est décrit au chapitre 6.

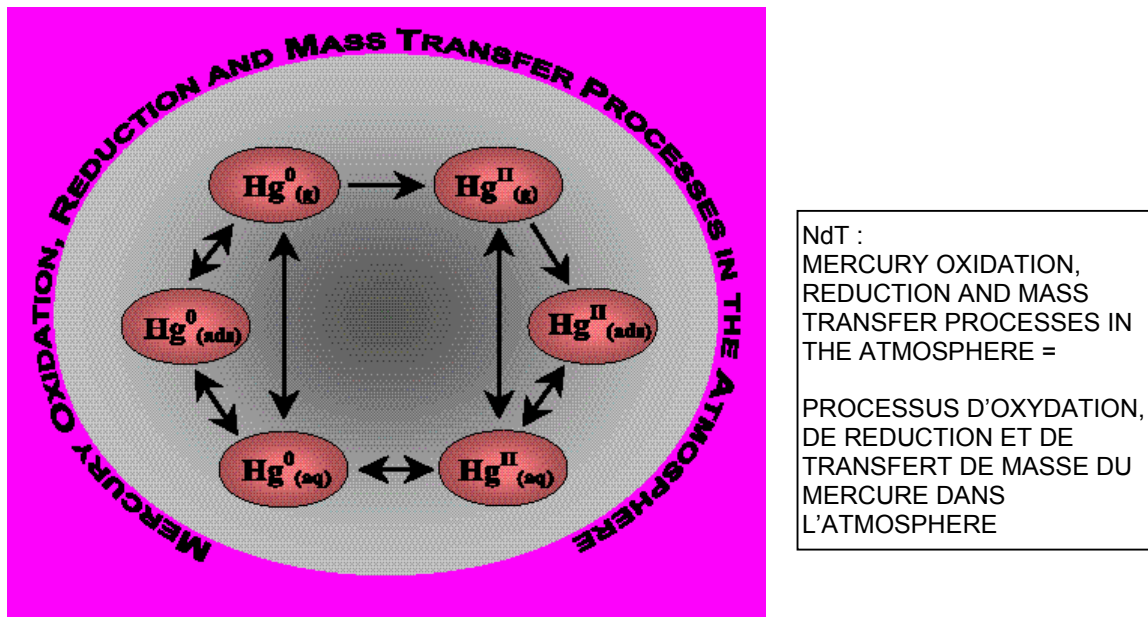


Figure 2.1 Modèle des interactions entre les espèces de mercure dans l'atmosphère. (Frontispice de l'édition spéciale d'Atmospheric Environment (vol. 35, n° 17) parue en 2001, consacrée à la recherche sur le mercure en Europe.) (Pirrone et al., 2001a)

176. Depuis la première tentative sérieuse de modélisation de la chimie et de la spéciation du mercure dans l'atmosphère, selon un modèle-boîte de la photochimie troposphérique prenant en compte la chimie du brouillard, des nuages et des matières particulaires (Pleijel et Munthe, 1995), un certain nombre d'autres paramètres des réactions du mercure dans l'atmosphère ont été mesurés, et deux revues importantes de la chimie atmosphérique du mercure ont été publiées (Schroeder et Munthe, 1998; Lin et Pekkonen, 1999).

177. La détermination de la constante de la réaction $Hg(0) + OH$ (radical hydroxyle) en phase gazeuse (Sommar *et al.*, 2001; Ariya *et al.*, 2002) et les mesures très récentes de la constante des réactions $Hg + \text{halogènes}$ (Ariya *et al.*, 2002) ont montré que l'oxydation du mercure élémentaire (dont l'on pensait auparavant qu'elle se déroulait principalement en phase aqueuse, et seulement très lentement en phase gazeuse, par réaction avec O_3) se produit en réalité assez rapidement; en conséquence, il a fallu revoir à la baisse la durée de vie du mercure élémentaire dans l'atmosphère, et la faire passer d'environ un an à quelques mois. Le taux d'oxydation du mercure élémentaire est fondamental en ce qui concerne la chimie atmosphérique du mercure, parce que les composés de mercure oxydé qu'elle produit (comme HgO et $HgCl_2$) sont plus solubles (et donc facilement piégés par les nuages), moins volatils (et donc plus rapidement piégés par les matières particulaires) et plus rapidement déposés. L'oxydation peut ainsi accélérer le dépôt sec et le dépôt humide par l'intermédiaire des matières particulaires. Le mercure oxydé peut aussi être réduit en mercure élémentaire dans les gouttelettes atmosphériques, ce qui limite le taux global d'oxydation et de dépôt. Une certaine incertitude est associée à la quantification de ces processus. (Munthe *et al.*, 1991)

178. Petersen *et al.* (1998) ont utilisé une version simplifiée de la chimie atmosphérique du mercure pour construire un modèle météorologique de dispersion à l'échelle régionale. Ce modèle permet de faire des estimations raisonnables du transport et du dépôt du mercure; cependant, les récentes découvertes mentionnées ci-dessus au sujet de la réaction du mercure élémentaire avec les halogènes et les radicaux hydroxyle montrent qu'il faut incorporer ces processus au modèle pour en accroître l'exactitude des résultats. La réaction avec les radicaux hydroxyle a été intégrée à un modèle du transport des substances chimiques (Bergan et Rohde, 2001), mais les résultats obtenus donnent à penser que la constante de la réaction établie par Sommar *et al.* (2001) est peut-être trop élevée, tandis que les résultats publiés récemment par Ariya *et al.* (2002) semblent indiquer qu'elle pourrait, au

contraire, être trop faible. De toute évidence, si les processus atmosphériques d'oxydation sont plus rapides qu'on ne le croyait, il faut, pour que les concentrations hémisphériques de fond demeurent aussi stable qu'elles le font, que l'émission (ou la réémission) de Hg(0), fort probablement à partir des océans, soit plus rapide qu'on ne le supposait.

179. La chimie troposphérique du mercure a fait l'objet de bien des discussions au cours des quatre ou cinq dernières années, depuis la publication des résultats de mesures à long terme prises dans l'Arctique (Shroeder *et al.*, 1998); ces résultats indiquaient que les phénomènes d'appauvrissement de l'ozone troposphérique, observés périodiquement après le lever de soleil polaire, s'accompagnaient d'une diminution de la concentration de Hg(0) jusqu'à des valeurs aussi faibles que 10 à 20 p. 100 de sa valeur habituelle, et ce, sur une période de trois à quatre jours. Depuis, le phénomène a été confirmé par d'autres mesures de la concentration de Hg(0) ainsi que des composés de mercure oxydé en phase gazeuse (Lindberg *et al.*, 2001) et du mercure particulaire (Lu *et al.*, 2001); on a également observé un appauvrissement du mercure en Antarctique (Ebinghaus *et al.*, 2002). Les résultats concordent avec l'oxydation du Hg(0) en phase gazeuse, probablement par les halogènes ou les radicaux halogénés (Boudries et Bottleheim, 2000), suivie de la condensation sur des particules ou du dépôt sur la neige accumulée. Naturellement, le phénomène a soulevé des préoccupations, étant donné les possibles effets toxicologiques d'un apport accru en mercure dans un écosystème fragile à un moment où l'activité biologique s'intensifie, au terme de la longue nuit polaire.

180. La couche limite marine (CLM, c.-à-d. l'air se trouvant juste au-dessus de la surface de la mer) est une autre zone qui suscite beaucoup d'intérêt au chapitre de la chimie troposphérique du mercure. Les études menées dans le cadre de projets européens ont montré que les concentrations de mercure oxydé sont aussi élevées dans le bassin méditerranéen que dans les régions plus industrialisées du nord de l'Europe (Pirrone *et al.*, 2001b; Wangberg *et al.*, 2001; édition spéciale d'*Atmospheric Environment*). C'est là un autre exemple qui montre à quel point la conception généralement admise de la chimie atmosphérique du mercure a changé au cours des dernières années. On présumait autrefois que le mercure oxydé en phase gazeuse provenait en partie, sinon entièrement, des émissions directes à partir de sources industrielles et que, compte tenu de sa solubilité et de la rapidité de son dépôt, le mercure oxydé ne se trouvait pas à très grande distance de ces sources. C'est pourquoi on ne s'attendait pas à la présence de composés de mercure oxydé en haute mer en Méditerranée dans des conditions anticycloniques, lesquelles sont peu propices au transport (Sprovieri *et al.*, 2002).

181. Les récentes études de modélisation de la chimie du mercure dans la CLM semblent indiquer que les aérosols de sels marins jouent un rôle déterminant dans le cycle du mercure (Hedgecock et Pirrone, 2001; Hedgecock *et al.*, 2002). La présence d'aérosols de sels marins en déliquescence dans la CLM fournit à la fois une phase capable de piéger les composés de mercure oxydé issus de l'oxydation de Hg(0) dans la phase gazeuse et un approvisionnement presque illimité en ions chlorure avec lesquels le mercure peut former des complexes en phase aqueuse, ce qui donne lieu à des concentrations élevées de Hg(II) en solution dans la phase aqueuse (Pirrone *et al.*, 2000). Fait intéressant : nombre des variations subites de la photochimie troposphérique observés au lever de soleil polaire se produisent chaque jour, à moindre échelle, dans la CLM, comme le montre la découverte récente de la destruction de l'ozone dans la CLM au lever du soleil (Nagao *et al.*, 1999). Il est donc fort probable que les mêmes réactions à l'origine des phénomènes d'appauvrissement du mercure aux pôles se produisent quotidiennement dans la CLM, ce qui y explique la présence de composés de mercure oxydé en concentrations notables. La variation journalière des concentrations de composés du Hg(II) (Sprovieri *et al.*, 2002; Hedgecock *et al.*, 2002) montre que l'oxydation est plus lente la nuit et que, par le dépôt, ces composés sont constamment retirés de l'atmosphère, ce qui fait que soit la mer, soit la troposphère libre doivent assurer le réapprovisionnement en mercure à un taux plus ou moins équivalent.

182. Axenfeld *et al.* (1991, tels que cités par Pirrone *et al.*, 2001) ont conclu que quelque 60 p. 100 des émissions anthropiques produites en Europe sont sous forme de mercure élémentaire à l'état gazeux, 30 p. 100, sous forme de mercure divalent à l'état gazeux, et 10 p. 100, sous forme de mercure élémentaire particulaire.

183. La plupart des émissions provenant de la combustion de combustibles (source d'émissions considérable) sont en phase gazeuse. À l'endroit de la combustion, le mercure présent dans le charbon et les autres combustibles fossiles est transformé, sous l'effet de la chaleur, en mercure élémentaire. Lorsqu'il est dans les gaz de combustion, le mercure peut être en partie oxydé, selon qu'il est ou non en présence d'éléments oxydants tels que le chlore. Les formes oxydées du mercure peuvent être piégées par les dispositifs modernes d'épuration des gaz de combustion. Le processus de formation des émissions de mercure au cours de l'incinération des déchets est similaire, sauf que l'on peut s'attendre à ce que les incinérateurs produisent davantage de mercure oxydé, puisque la teneur en chlore est plus élevée dans les déchets que dans les combustibles fossiles (PSEA, 1998).

184. Le tableau 2.1, construit par Pirrone *et al.* (2001), donne un aperçu de la spéciation du mercure dans les émissions produites par certaines sources anthropiques importantes.

Tableau 2.1 Profil des émissions de mercure provenant de sources anthropiques (fractions des émissions totales), 1995 (tableau de Pirrone *et al.*, 2001).

Espèces	Combustion de charbon Centrales électriques	Combustion de charbon Chauffage résidentiel	Combustion de pétrole	Production de ciment	Métaux non ferreux	Fonte et fer	Production de chlore	Incinération des déchets	Autres	Moyenne pour toutes les sources	Source des données
Hg ⁰ (gazeux)	0,5	0,5	0,5	0,8	0,6	0,8	0,7	0,2	0,8	0,64	Pacyna <i>et al.</i> , 2000
Hg(II)	0,4	0,4	0,4	0,15	0,3	0,15	0,3	0,6	0,15	0,285	Données modifiées par Pacyna, 1998
Hg (particulaires)	0,1	0,1	0,1	0,05	0,1	0,05	0	0,2	0,05	0,075	

185. Les récentes études de surveillance des sources industrielles effectuées aux Etats-Unis ont donné des profils d'émissions différents de ceux présentés dans le tableau ci-dessus. En ce qui concerne la production de chlore (fabrication de chlore par le procédé au mercure), les études américaines révèlent une fraction significativement plus élevée de mercure sous forme de Hg⁰ gazeux dans les émissions. Pour ce qui est de l'incinération des déchets, les résultats de ces études indiquent que la presque totalité des émissions de mercure générées par les incinérateurs de déchets médicaux sont sous forme de Hg(II) gazeux. En outre, on a constaté que les émissions directes de mercure particulaire à partir de la plupart des sources industrielles étaient négligeables, soit tout au plus quelques pourcents. Par contre, une fraction considérable des émissions de Hg(II) gazeux pourrait être adsorbée par les matières particulaires atmosphériques. On trouve des données à jour concernant la spéciation du mercure dans les émissions provenant de l'incinération des déchets et de la production de ciment dans le rapport technique de l'EPA portant le code EPA/600/R-00/102. On peut également obtenir de l'information sur la combustion du charbon en consultant la littérature scientifique et certains rapports conjoints de l'EPA et du département de l'Environnement des Etats-Unis (voir Prestbo et Bloom, 1995). Le rapport technique de l'EPA portant le code EPA/600/R-02-007a fournit des renseignements à jour sur les émissions attribuables aux usines de chlore.

2.3 Espèces du mercure et transformation en milieu aquatique

186. Le méthylmercure peut se former dans l'environnement par métabolisation microbienne (processus biotiques), par exemple chez certaines bactéries, ou par des processus chimiques où n'intervient aucun organisme vivant (processus abiotiques). La formation de méthylmercure en milieu aquatique varie en fonction d'un grand nombre de facteurs environnementaux. L'efficacité de la

méthylation microbienne du mercure repose généralement sur des facteurs tels que l'activité microbienne et la concentration de mercure biodisponible (plutôt que du bassin de mercure total), qui dépendent eux-mêmes de paramètres tels que la température, le pH, le potentiel redox et la présence d'agents complexants inorganiques et organiques (Ullrich *et al.*, 2001).

187. Certaines bactéries déméthylent quant à elles le mercure, et leur propension à la déméthylation augmente avec la concentration de méthylmercure; il s'agit là d'un facteur naturel qui limite l'accumulation de méthylmercure (Marvin-Dipasquale *et al.*, 2000, Bailey *et al.*, 2001). Étant donné qu'il existe à la fois des processus de méthylation et des processus de déméthylation, les concentrations de méthylmercure dans l'environnement reflètent le produit net de la méthylation plutôt que la vitesse de synthèse du méthylmercure en tant que telle. On connaît de nombreuses souches de bactéries, aérobies ou anaérobies, capables de déméthylmer le méthylmercure, mais il semble que la déméthylation soit surtout attribuable à des organismes aérobies. La déméthylation bactérienne a été attestée tant dans les sédiments que dans la colonne d'eau de lacs (Ullrich *et al.*, 2001).

188. La méthylation purement chimique du mercure est également possible si des donneurs de méthyle appropriés sont présents. L'importance des mécanismes abiotiques de méthylation par rapport à celle des mécanismes biotiques en milieu aquatique naturel n'a pas encore été établie, mais on s'entend généralement pour dire que la méthylation du mercure est principalement liée à des processus microbiens (Ullrich *et al.*, 2001). On peut consulter l'étude récente d'Ullrich *et al.* (2001) pour obtenir davantage de détails sur la méthylation du mercure en milieu aquatique et sur les facteurs dont elle dépend.

189. Dans les tissus des poissons, le mercure est présent principalement sous forme de méthylmercure (EPA, 2001a). L'EPA précise dans une publication récente sur le mercure que le méthylmercure représente 90 p. 100 de la teneur en mercure mesurée dans les tissus de la plupart des poissons adultes. En conséquence, l'EPA recommande que la méthode d'analyse du mercure total la moins coûteuse soit employée pour l'évaluation (par les États) du risque associé à la consommation du poisson de provenance locale, et que les résultats soient interprétés comme si 100 p. 100 du mercure mesuré était sous forme de méthylmercure, ceci afin de mieux protéger la santé humaine.

190. Mason et Fitzgerald (1996; 1997) ont étudié les étapes du cycle du mercure se déroulant dans les océans et les autres étendues d'eau. Les études en haute mer révèlent que le mercure élémentaire, le diméthylmercure et, dans une moindre proportion, le méthylmercure sont des constituants courants du bassin de mercure dissous en eaux profondes dans les océans. Au large, on ne trouve pas de diméthylmercure dans les eaux superficielles des océans, peut-être à cause de la décomposition de cette substance en présence de lumière et de son évaporation à partir de la surface de l'eau. D'après des résultats obtenus récemment, il ne semblerait pas nécessaire que les eaux soient pauvres en oxygène pour que le diméthylmercure se forme en haute mer.

191. Ces données contrastent avec les observations effectuées dans les lacs tempérés, où le méthylmercure est plus répandu que le diméthylmercure. Des études effectuées dans des milieux dulcicoles et estuariens ont montré que la méthylation du mercure se produit surtout lorsque les eaux sont pauvres en oxygène, et qu'elle est principalement le fait de bactéries sulforéductrices. Dans ce type de milieux, le méthylmercure est le produit de la méthylation du mercure ionique. La figure 2.2 présente un diagramme des principales réactions du mercure dans les océans.

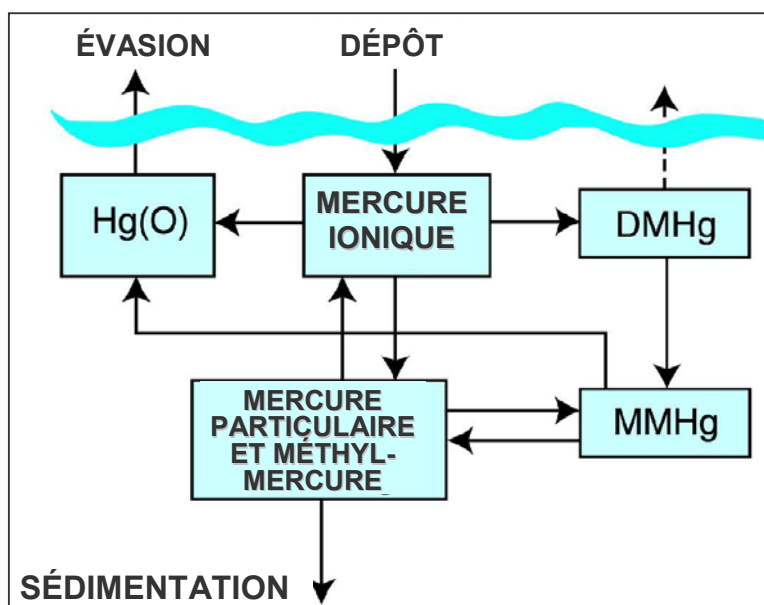


Figure 2.2 Interactions dynamiques entre les différentes espèces de mercure dans les océans (d'après Mason et Fitzgerald, 1996). Hg(0) = mercure élémentaire, DMHg = diméthylmercure, MMHg = (mono)méthylmercure.

2.4 Espèces du mercure et transformation dans les sols

192. Les conditions dans les sols sont habituellement favorables à la formation de composés inorganiques et organiques se complexant avec des anions organiques. Ce mécanisme de complexation gouverne en grande partie la mobilité du mercure dans les sols. Une bonne part du mercure présent dans les sols est lié à des matières organiques brutes et il est susceptible d'être entraîné par les eaux de ruissellement lorsqu'il est lié à des particules de sol ou de l'humus en suspension.

193. C'est pourquoi le temps de rétention du mercure dans les sols est long; il s'ensuit que le mercure accumulé dans les sols peut continuer d'être libéré dans les eaux de surface et d'autres compartiments de l'environnement pendant de longues périodes, peut-être des centaines d'années (Pirrone *et al.*, 2001).

194. Comme on l'explique au chapitre 5, des résultats obtenus en Suède semblent indiquer que le mercure s'est accumulé dans les sols forestiers organiques jusqu'à atteindre des concentrations qui pourraient réduire l'activité microbienne et, par conséquent, la base de la pyramide alimentaire terrestre.

3 Toxicologie

3.1 Aperçu

195. La toxicité du mercure varie selon sa forme chimique, et les symptômes et signes de l'intoxication diffèrent donc dans le cas d'expositions au mercure élémentaire, aux composés inorganiques ou organiques du mercure (en particulier, les composés d'alkylmercure, tels que les sels de méthylmercure et d'éthylmercure, et le diméthylmercure). Les sources d'exposition sont aussi très variées selon les différentes formes de mercure. Pour les composés d'alkylmercure, parmi lesquels le méthylmercure est de loin le plus important, l'alimentation représente la principale source d'exposition, en particulier le poisson et les autres produits de la mer. Quant aux vapeurs de mercure élémentaire, ce sont les amalgames dentaires qui constituent la source la plus importante pour le grand public, mais certaines expositions en milieu de travail peuvent être beaucoup plus importantes. Dans le cas des composés inorganiques du mercure, les aliments sont la principale source pour la plupart des personnes. Notons cependant que dans certains groupes de la population, les crèmes pour éclaircir la peau et les savons contenant du mercure, de même que l'usage du mercure dans certaines pratiques culturelles ou rituelles ou en médecine traditionnelle, peuvent également entraîner des expositions significatives au mercure inorganique ou élémentaire.

196. S'il est largement reconnu que le mercure et ses composés sont des produits hautement toxiques dont les effets potentiels doivent être examinés soigneusement, des discussions se poursuivent sur le degré de toxicité de ces produits, en particulier le méthylmercure. Les résultats d'études réalisées au cours des dix dernières années indiquent que des effets toxiques peuvent se produire à des concentrations plus faibles que ce qu'on croyait auparavant, et une proportion plus importante de la population mondiale pourrait éventuellement être touchée. Étant donné que les mécanismes qui sont à l'origine des effets toxiques subtils – et la démonstration de ces effets toxiques – sont des phénomènes assez complexes, notre compréhension de cette question importante demeure très incomplète.

Le méthylmercure

197. Parmi les composés organiques du mercure, le méthylmercure occupe une place particulière dans la mesure où des populations importantes y sont exposées et où sa toxicité est mieux caractérisée que celle d'autres composés organiques du mercure. À l'intérieur du groupe des composés organiques du mercure, on estime que les composés alkylés du mercure (surtout l'éthylmercure et le méthylmercure) auraient une toxicité assez comparable (et il en va de même de leur usage historique en tant que pesticides), tandis que d'autres composés du mercure, tels que le phénylmercure, ressemblent davantage au mercure inorganique pour ce qui est de leur toxicité.

198. Le méthylmercure est un neurotoxique bien connu qui peut en particulier avoir des effets nocifs sur le développement du cerveau. De plus, ce composé franchit aisément les barrières placentaire et hémato-encéphalique, c'est pourquoi les expositions survenant pendant la grossesse suscitent le plus d'inquiétude. En outre, quelques études laissent entendre que même de faibles augmentations de l'exposition au méthylmercure peuvent être nocives pour l'appareil cardiovasculaire et faire augmenter le taux de mortalité. Étant donné la prévalence des maladies cardiovasculaires à l'échelle mondiale, ces observations, même si elles restent à confirmer, donnent à croire que les expositions au méthylmercure doivent faire l'objet d'un examen minutieux et d'un suivi additionnel. De plus, selon une évaluation globale, les composés du méthylmercure sont considérés comme des agents potentiellement cancérogènes pour l'homme (groupe 2B) par le Centre international de recherche sur le cancer (IARC, 1993).

Le mercure élémentaire et les composés inorganiques du mercure

199. L'inhalation des vapeurs représente la principale voie d'exposition au mercure élémentaire. Environ 80 p. 100 des vapeurs inhalées sont absorbées par les tissus pulmonaires. En outre, ces vapeurs franchissent aisément la barrière hémato-encéphalique et ont des propriétés neurotoxiques bien

connues. L'absorption intestinale du mercure élémentaire est faible. Dans l'organisme, le mercure élémentaire peut être oxydé dans les tissus pour donner la forme inorganique divalente.

200. Chez l'homme, on a observé des troubles neurologiques et des troubles du comportement consécutifs à l'inhalation de vapeurs de mercure élémentaire. Parmi les symptômes particuliers figurent les tremblements, la labilité émotionnelle, l'insomnie, les pertes de mémoire, les changements neuromusculaires et les maux de tête. De plus, on a noté des effets sur les reins et la thyroïde. Des expositions élevées peuvent être mortelles. Pour ce qui est de la cancérogénicité, l'ensemble des résultats disponibles indiquent que le mercure métallique et les composés inorganiques du mercure sont inclassifiables (groupe 3), d'après le Centre international de recherche sur le cancer (IARC, 1993). Une analyse de risque pourrait donc être basée sur l'étude des effets neurotoxiques, par exemple l'induction de tremblements. Il faudrait aussi considérer les effets sur les reins (tubules rénaux); ceux-ci représentent les tissus cibles dans l'exposition à des composés inorganiques du mercure. L'effet pourrait très bien être réversible, mais comme l'exposition de la population générale a tendance à être continue, il pourrait quand même s'avérer pertinent.

Résumé des effets en fonction du niveau d'exposition

201. Ce chapitre donne un aperçu des différents effets nocifs pour la santé humaine du mercure élémentaire (et inorganique) ainsi que du méthylmercure. Afin de mettre en perspective les niveaux d'exposition au méthylmercure, rappelons que pour l'effet nocif non mortel le plus généralement admis (effet neurodéveloppemental), le *National Research Council* des États-Unis d'Amérique (NRC, 2000) a estimé la dose de référence (« *Benchmark Dose* », BMD) à 58 µg/l de mercure total dans le sang de cordon (ou 10 µg/g de mercure total dans les cheveux maternels) en utilisant des données provenant d'une étude sur les expositions humaines au mercure aux îles Féroé (Grandjean *et al.*, 1997). Cette dose de référence est la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 p. 100 pour une exposition qui entraîne le doublement d'une prévalence de 5 p. 100 des troubles neurologiques (retard de développement sur les plans de l'attention, de la mémoire verbale et du langage) chez des enfants exposés *in utero* dans l'étude des îles Féroé. Il s'agit des concentrations tissulaires qui résulteraient d'une absorption journalière moyenne d'environ 1 µg de méthylmercure par kilogramme de masse corporelle par jour (1 µg/kg de masse corporelle par jour).

202. D'autres effets nocifs ont été observés chez l'homme, mais les résultats étaient moins fiables ou les expositions, beaucoup plus élevées. Pour le méthylmercure, les effets observés concernent le système nerveux chez l'adulte, les maladies cardiovasculaires, l'incidence du cancer et la génotoxicité. Des effets ont aussi été notés sur le rythme cardiaque et la pression sanguine chez des enfants de 7 ans exposés avant la naissance et sur la mortalité due aux maladies cardiovasculaires chez les adultes. Pour le mercure élémentaire et les composés inorganiques du mercure, des effets ont été observés sur l'excrétion de protéines de faible poids moléculaire, les enzymes associées aux fonctions thyroïdiennes, les taux d'avortement spontané, la génotoxicité, l'appareil respiratoire, l'appareil digestif, le foie, le système immunitaire et la peau. Plusieurs évaluations détaillées de la réponse en fonction de l'exposition sont examinées dans le chapitre 4. Étant donné que nous n'examinons ici que sommairement la question de la toxicité du mercure, nous n'avons pas vérifié les références originales des revues, sur lesquelles reposent le présent exposé, pour nous assurer qu'elles avaient été citées correctement lors de la rédaction du présent rapport.

Aspects alimentaires

203. Le poisson représente un élément important de l'alimentation humaine dans de nombreuses régions du monde et fournit des éléments nutritifs (les protéines et les acides gras oméga-3, entre autres) qui sont difficilement remplaçables. Le mercure représente une menace importante pour cette source de nourriture. Il est clair que, toutes choses étant égales par ailleurs, le poisson contenant une faible concentration de mercure est en soi meilleur pour la santé que le poisson contenant une plus forte concentration de mercure.

204. Il existe des données de laboratoire limitées indiquant que plusieurs composantes de l'alimentation pourraient réduire (p. ex. le sélénium, la vitamine E, les acides gras oméga-3) ou

accroître (p. ex. l'alcool) la toxicité du mercure. Mais, pour l'instant, il est impossible de tirer des conclusions à partir de ces données.

Explication de certains termes médicaux utilisés dans ce chapitre

Albuminurie : L'albuminurie est une forme de protéinurie.

Anémie : Etat dans lequel le nombre de globules rouges par unité de volume de sang est inférieur à la normale, ce qui se traduit par une réduction de la capacité du sang de transporter l'oxygène.

Ataxie : Manque de coordination, démarche chancelante attribuable à l'incapacité du cerveau à contrôler la posture du corps de même que la force et la direction des mouvements des membres.

Ataxie cérébelleuse : Ataxie (voir ci-dessus) attribuable à une maladie du cervelet.

Atrophie du cerveau : Etiolement et dépérissement du cerveau.

Cardiopathie ischémique : Maladie cardiaque causée par une anémie localisée.

Cavités kystiques et foyers de spongieuse : Anomalie tissulaire caractérisée par des trous et des régions d'allure spongieuse.

Cérébrovasculaire : Se rapportant aux vaisseaux sanguins du cerveau.

Créatinine : Déchet de l'organisme qui est généré par le métabolisme musculaire et excrété dans l'urine. La concentration sérique de créatinine est utilisée comme mesure de la fonction rénale. Afin d'éliminer les variations attribuables à la teneur en eau de l'urine, on exprime parfois les concentrations de mercure mesurées dans des échantillons d'urine en fonction de la concentration en créatinine du même échantillon d'urine (μg mercure/g créatinine) – plutôt que par volume d'urine (μg mercure/l).

Dysarthrie : Difficulté d'élocution qui se caractérise par une production verbale empâtée, lente et laborieuse (qui est difficile à comprendre). La personne atteinte de dysarthrie peut aussi avoir de la difficulté à maîtriser la hauteur, la force, le rythme et les qualités vocales de son élocution.

Effet cardiovasculaire : Effet sur le système circulatoire, qui englobe le cœur et les vaisseaux sanguins.

Effet néoplasique : Qui a pour effet de créer de nouvelles cellules capable de se développer de façon autonome. Une néoplasie est la croissance de tissus nouveaux et anormaux qui peut être bénigne ou maligne (cancéreuse).

Glomérulonéphrite : Type de néphrite (inflammation du rein) qui se caractérise par l'inflammation des boucles capillaires (appelées floculus) dans les glomérules du rein. (Le glomérule est une unité fonctionnelle du rein.)

Ischémie : Anémie localisée due à l'obstruction de la circulation sanguine (c.-à-d. une constriction des artères).

Micronoyaux dans les lymphocytes périphériques : Noyaux à petites cellules dans les lymphocytes périphériques.

Néphrite : Inflammation des reins.

Néphropathie : Maladie non inflammatoire, non néoplasique du rein.

Neuropathie périphérique : Dégénérescence des nerfs périphériques (les nerfs périphériques sont tous les nerfs sauf le cerveau et la moelle épinière).

Paresthésie : Sensation anormale, à type de brûlures, de picotements, de fourmillements ou d'engourdissements qui ne semble avoir aucune cause objectivable.

Pneumonite : Inflammation des poumons secondaire à une infection bactérienne ou virale.

Pneumonite interstitielle : Forme de pneumonie qui intéresse les tissus interstitiels (tissus conjonctifs) du poumon.

Pression sanguine systolique/diastolique : La pression sanguine diastolique est la pression quand le cœur se dilate et est rempli de sang. La pression sanguine systolique est la pression quand le cœur se contracte. (Une pression sanguine de 140/90 signifie que la pression systolique est de 140 alors que la pression diastolique est de 90.)

Protéinurie : Présence dans l'urine d'une quantité de protéines supérieure à la normale (l'excrétion normale est de 150 mg de protéines par jour).

Protéinurie glomérulaire : Protéinurie (voir ci-dessous) due au mauvais fonctionnement des glomérules rénaux (unité morphologique du rein).

Protéinurie tubulaire : Présence dans l'urine d'une quantité de protéines supérieure à la normale résultant d'un mauvais fonctionnement des tubules rénaux.

Stomatite : Inflammation de la muqueuse buccale.

Syndrome néphrétique/néphrotique : Maladie rénale qui provoque une inflammation des glomérules (la partie du rein qui filtre le sang). Type de néphrite qui se caractérise par un faible taux d'albumine sérique, une protéinurie importante et un oedème.

Tachycardie : Accélération de la fréquence cardiaque, habituellement définie comme une fréquence supérieure à 100 battements par minute.

Tubule rénal : Petite structure dans les reins qui filtre le sang et produit l'urine.

3.2 Méthylmercure

205. Bien qu'elle porte essentiellement sur le méthylmercure, la présente section aborde aussi sommairement d'autres composés organiques du mercure.

206. Au cours des dernières années, le composé qui a été le plus largement étudié dans les recherches toxicologiques est le méthylmercure. À l'instar des autres composés alkylés du mercure, le méthylmercure est beaucoup plus toxique que le mercure inorganique. Le méthylmercure est un neurotoxique puissant, c'est pourquoi l'exposition humaine à cette substance est nettement contre-indiquée et devrait être une source d'inquiétude. Le méthylmercure est présent à l'échelle mondiale dans le poisson et les mammifères marins consommés par les humains. Il est formé naturellement (par le mercure résultant des activités humaines et le mercure libéré naturellement dans l'environnement) par l'activité biologique dans les environnements aquatiques et l'on assiste à une bioamplification dans la chaîne alimentaire, d'où les concentrations beaucoup plus élevées mesurées chez les poissons et les mammifères prédateurs supérieurs que dans l'eau et dans les organismes inférieurs. Dans le poisson, c'est le méthylmercure qui représente la plus grande partie des concentrations totales de mercure (près de 100 p. 100 dans le cas des poissons plus âgés). Le méthylmercure a aussi été utilisé de façon délibérée comme pesticide ou biocide (p. ex. dans le traitement des graines de semence), et cet usage a été à l'origine d'incidents d'intoxications sévères en Iraq avant 1960 et de nouveau au début des années 1970 (US EPA, 1997).

207. La consommation de poissons et de mammifères marins contaminés représente la principale source d'exposition humaine au méthylmercure (WHO/IPCS, 1990; US EPA, 1997). Les concentrations les plus élevées sont mesurées dans les gros poissons prédateurs comme le requin, le thazard, l'espadon et certains thons de grande taille (par opposition aux thons plus petits dont la chair est mise en conserve), de même que dans certains poissons d'eau douce comme le brochet, le doré jaune, l'achigan, la perche et l'anguille et dans les mammifères comme le phoque et la baleine. À cause du transport des émissions atmosphériques sur de longues distances et des courants marins, le méthylmercure est aussi retrouvé dans l'environnement à de grandes distances des sources locales ou régionales de mercure. Cela signifie que les populations dont l'alimentation repose largement sur ce type de nourriture, comme les Inuits de l'Arctique, et toutes les autres populations qui dépendent du poisson de mer et du poisson d'eau douce courent un risque particulier à cause de leur exposition au méthylmercure.

208. Le méthylmercure est hautement toxique, et c'est le système nerveux qui constitue le principal tissu cible dans l'organisme. Chez les adultes, ses premiers effets sont des symptômes non spécifiques comme des paresthésies, un malaise et un flou visuel; si l'exposition est importante, certains signes font leur apparition, comme une réduction concentrique du champ visuel, une surdité, une dysarthrie, une ataxie et, finalement, le coma et la mort (Harada, 1995). Le système nerveux central du nourrisson est plus sensible au méthylmercure que celui de l'adulte. Lorsqu'un fœtus est exposé à des concentrations élevées de méthylmercure pendant la grossesse, le tableau clinique peut être semblable à celui d'une paralysie motrice cérébrale imputable à d'autres facteurs, les principales manifestations étant la microcéphalie, une hyperréflexie, des troubles de la motricité globale et une déficience intellectuelle, qui s'accompagne parfois de cécité ou de surdité (Harada, 1995; Takeuchi et Eto, 1999). Dans les cas bénins, les effets peuvent ne se manifester que plus tard au cours du développement, sous forme de déficience psychomotrice et mentale et de réflexes anormaux persistants (WHO/IPCS, 1990; NRC, 2000). Des études réalisées auprès d'une population exposée au méthylmercure par le poisson laissent également entrevoir l'existence d'un lien avec une surincidence des maladies cardiovasculaires (Salonen *et al.*, 1995; Rissanen *et al.*, 2000). Des recherches animales ont mis en évidence une génotoxicité et des effets sur le système immunitaire et l'appareil reproducteur.

209. Le texte descriptif contenu dans la présente section est largement fondé sur Pirrone *et al.* (2001) ainsi que, mais dans une moindre mesure, sur un mémoire présenté par le Conseil Nordique des Ministres (sub84gov). Pirrone *et al.* (2001) indiquent que leur exposé s'inspire en grande partie de revues antérieures réalisées par l'OMS (WHO/IPCS 1990; 1991), le CIRC (IARC, 1993) et l'EPA des États-Unis (US EPA, 1997; 2001b).

3.2.1 Effets neurologiques

210. Dans les évaluations rigoureuses les plus récentes des effets toxicologiques du méthylmercure (WHO/IPCS, 1990; NRC, 2000), les auteurs ont conclu que ce sont les fœtus et les nouveau-nés, dont le système nerveux central n'est pas encore pleinement développé, qui sont les plus sensibles aux effets du méthylmercure, et que ces effets sont bien documentés par des études humaines et animales. Ces effets peuvent survenir même à des niveaux d'exposition où la mère (qui est à l'origine de l'exposition des enfants) demeure en bonne santé et ne présente que de légers symptômes causés par l'exposition au mercure (WHO/IPCS, 1990; Davis *et al.*, 1994, cité par Pirrone *et al.*, 2001).

211. Le méthylmercure dans notre alimentation est rapidement absorbé dans l'appareil digestif et pénètre facilement dans le cerveau. Les épisodes d'intoxication au méthylmercure survenus au Japon et en Iraq nous ont appris que les effets les plus marqués se manifestent sur le développement du cerveau et du système nerveux de l'enfant à naître (fœtus), mais des effets importants ont aussi été observés chez les adultes. Une série d'études épidémiologiques de grande envergure a récemment révélé que le méthylmercure contenu dans l'alimentation à base de produits de la mer de femmes enceintes – même si les concentrations de mercure étaient faibles (environ 1/10 à 1/5 des concentrations avec effet observé chez les adultes) – semble avoir sur le développement intellectuel des enfants des effets subtils mais persistants qui sont observés vers le début de l'âge scolaire (ce qu'il est convenu d'appeler des déficits cognitifs; NRC, 2000).

212. La population des îles Féroé a été exposée au méthylmercure surtout par la consommation de viande de globicéphale contenant des concentrations relativement élevées de méthylmercure, soit environ 2 mg/kg (US EPA, 2001b). L'étude menée auprès d'environ 900 enfants féroïens a montré que l'exposition prénatale au méthylmercure était à l'origine de déficiences neuropsychologiques à l'âge de 7 ans (Grandjean *et al.*, 1997). Les fonctions mentales qui apparaissent le plus vulnérables sont l'attention, la mémoire et le langage, alors que la motricité, la fonction visuospatiale et la capacité d'exécution affichaient des baisses moins marquées à des niveaux d'exposition supérieurs. La concentration de mercure dans le sang de cordon semblait être le meilleur indicateur du risque d'effets nocifs, qui ne paraissent que légèrement influencés par un grand nombre de covariables examinées. Les chercheurs ont exprimé des inquiétudes particulières relativement aux effets des BPC présents dans l'alimentation (dans la graisse de baleine) des mères féroïennes. Les résultats demeuraient à peu près inchangés, cependant, lorsque les concentrations de BPC étaient prises en compte, et une exposition prénatale accrue au méthylmercure semblait augmenter la toxicité des BPC (Grandjean *et al.*, 2001). Les retards de développement étaient liés de façon significative aux expositions au méthylmercure, même si l'on excluait les enfants dont la mère avait une concentration de mercure dans les cheveux supérieure à 10 µg/g. Dans la gamme des expositions faibles, chaque doublement du niveau d'exposition prénatale au méthylmercure était associé à un retard de développement de 1 à 2 mois. S'il est vrai qu'à l'échelle individuelle ces doses peuvent sembler avoir des effets négligeables, elles peuvent néanmoins avoir de graves conséquences à l'échelle de la population.

213. Si l'on veut mettre en perspective les niveaux d'exposition au méthylmercure, précisons que pour l'effet non léthal le plus largement accepté (effet neurodéveloppemental), la dose de référence (DR) est calculée à 58 µg/l de mercure total dans le sang de cordon (ou 10 µg/g de mercure total dans les cheveux maternels) d'après les données de l'étude réalisée aux îles Féroé sur les expositions humaines au mercure (NRC, 2000; Budtz-Jorgensen *et al.*, 2000). Cette dose de référence est la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 p. 100 du niveau d'exposition qui cause un doublement d'une prévalence de 5 p. 100 des troubles neurologiques (retards de développement sur les plans de l'attention, de la mémoire verbale et du langage) chez les enfants exposés *in utero* dans l'étude des populations des îles Féroé. Ce niveau de dose est estimé à partir d'observations expérimentales réelles et d'une analyse de ces observations dans laquelle on a fait certains choix scientifiques, dont le modèle statistique et l'effet spécifique ou la vérification de l'effet utilisé pour l'évaluation. Les 58 µg/l de mercure total contenu dans le sang de cordon et les 10 µg/g de mercure total dans les cheveux maternels représentent les concentrations dans les tissus qui résulteraient d'un apport quotidien moyen d'environ 1 microgramme de méthylmercure par kilogramme de masse corporelle par jour (1 µg/kg masse corporelle par jour). En utilisant un coefficient d'incertitude de 10, on a utilisé cette dose de référence

pour estimer les niveaux d'exposition sans danger pour les humains (US EPA, 2001b; NRC, 2000; Pirrone *et al.*, 2001).

214. Une autre étude prospective est en cours aux Seychelles, où les expositions au méthylmercure sont comparables. La consommation de poisson des femmes enceintes aux Seychelles est élevée, généralement de 10 à 15 repas par semaine (Shamlaye, 1995), alors que les concentrations de mercure dans le poisson de mer consommé sont plus basses (que les concentrations de mercure dans la viande de globicéphale consommée par les populations des îles Féroé), la moyenne s'établissant à 0,2 à 0,3 mg/kg (Cernichiari *et al.*, 1995). Selon les chercheurs, aucun effet sur les tests de développement jusqu'à l'âge de 5,5 ans n'était associé à l'exposition au méthylmercure, mesurée par la concentration de mercure dans les cheveux des femmes enceintes (Davidson *et al.*, 1998; Crump *et al.*, 2000; Myers *et al.*, 2000; Axtell *et al.*, 2000; Palumbo *et al.*, 2000). La principale étude longitudinale a débuté en 1989-1990 et portait sur 700 couples mères-enfants. Les chercheurs ont utilisé les cheveux des mères (moyenne d'environ 7 µg/g) et les cheveux des enfants, mais non les concentrations dans le sang de cordon à titre de marqueurs de l'exposition au méthylmercure dans cette étude. Une nouvelle analyse portant sur les scores bruts plutôt que sur les scores standardisés selon l'âge a donné des résultats analogues (Davidson *et al.*, 2001).

215. En outre, une étude menée en Nouvelle-Zélande a laissé entrevoir un effet sur le développement mental des enfants aux âges de 4 et de 6 à 7 ans. Dans un groupe où l'exposition était élevée, la concentration moyenne de mercure dans les cheveux maternels était de l'ordre de 9 µg/g, tandis qu'on a choisi des groupes ayant une exposition plus faible à titre de groupes témoins. En tout, les chercheurs ont examiné environ 200 enfants âgés de 6 à 7 ans et ont observé une association négative entre le mercure dans le lait maternel et le développement neuropsychologique des enfants. Bien qu'elle ait été réalisée dix ans avant les études des Seychelles et des îles Féroé (qui ont été publiées sous forme de rapports de l'agence suédoise de protection de l'environnement (Kjellstrom *et al.*, 1986; 1989)), l'EPA des États-Unis a jugé qu'il y avait lieu d'inclure les résultats de cette étude dans son évaluation récente (US EPA, 2001b) étant donné les similitudes dans les plans d'étude et les critères considérés, et après une évaluation ultérieure des données réalisée par Crump au moyen de la méthode de la « dose de référence » (Crump *et al.*, 1998).

216. Certaines études transversales qui ont fait appel aux tests neuropsychologiques chez des enfants plus âgés dans des contextes différents (comme dans les populations d'Amazonie et de l'île de Madère) ont également mis au jour des associations significatives avec l'exposition au mercure (pour une revue, voir US EPA, 2001b). Étant donné que la relation entre les concentrations de mercure dans les cheveux maternels et le sang de cordon ombilical et les concentrations dans l'alimentation humaine est relativement bien décrite (avec une certaine variation biologique), il est possible d'estimer les doses correspondantes de méthylmercure dans l'alimentation humaine qui sont considérées comme sans danger. Voir à 4.2.1 l'utilisation d'un instrument d'évaluation des risques.

217. Le premier rapport épidémiologique d'intoxication au méthylmercure concernait 628 cas humains survenus à Minamata, au Japon, entre 1953 et 1960. Le taux de prévalence global des troubles neurologiques et mentaux dans la région de Minamata s'établissait à 59 p. 100. Dans ce groupe, on a dénombré 78 décès, et les concentrations de mercure dans les cheveux variaient de 50 à 700 µg/g. Les signes cliniques les plus courants observés chez les adultes étaient les paresthésies, l'ataxie, les troubles sensoriels, les tremblements, les troubles auditifs et des difficultés à la marche. L'examen du cerveau des patients gravement atteints qui sont décédés a révélé une atrophie cérébrale importante (55 p. 100 du volume et de la masse normale) accompagnée de cavités kystiques et de foyers de spongieuse. À la microscopie, des régions entières étaient dépourvues de neurones, de grains dans le cervelet, de cellules de Golgi et de cellules de Purkinje. Des études approfondies de la maladie de Minamata congénitale (enfants des femmes exposées) ont été réalisées, et 20 cas survenus sur une période de 4 ans ont été dénombrés. Tous les cas congénitaux avaient une incidence supérieure de symptômes que ceux où l'exposition était survenue à l'âge adulte. Des perturbations très marquées des fonctions neurologiques ont été décrites, et les enfants concernés accusaient un retard important dans l'atteinte des grandes étapes du développement. Les concentrations de mercure dans les cheveux des nourrissons atteints variaient de 10 à 100 µg/g (Harada, 1995; 1997; Tsubaki et Takahashi, 1986; WHO/IPCS, 1990). En outre, les auteurs d'études ultérieures réalisées auprès de patients atteints de la maladie de

Minamata ont signalé une élévation des seuils de la douleur (un effet indésirable) dans l'organisme et les extrémités distales (Yoshida *et al.*, 1992).

Symptômes de la maladie de Minamata et effets sur la santé

Les symptômes de la maladie de Minamata englobent :

- troubles sensoriels dans les quatre extrémités (perte de sensibilité dans les mains et les pieds);
- ataxie (difficultés de coordination des mouvements des mains et des pieds);
- rétrécissement du champ visuel;
- troubles auditifs;
- troubles de l'équilibre;
- troubles d'élocution;
- tremblements des mains et des pieds; et
- troubles des mouvements oculaires.

Dans les cas très graves, les victimes sombrent dans un état de démence, perdent conscience et peuvent même mourir. Dans les cas relativement bénins, l'atteinte est difficile à distinguer d'autres troubles comme les maux de tête, la fatigue chronique et une incapacité généralisée de distinguer les goûts et les odeurs.

Lorsque sont survenues les premières éclosions de la maladie Minamata, la plupart des patients affichaient l'éventail complet de symptômes graves. Dans 16 cas, le patient était décédé dans les 6 mois suivant l'apparition des symptômes, et en 1965, la mortalité s'élevait à 44,3 p.100. Depuis lors, un grand nombre de cas bénins ou incomplets qui n'affichaient qu'une partie des symptômes ont également été recensés. (Ville de Minamata, 2000)

218. Plusieurs signes et symptômes neurologiques font partie des manifestations cardinales d'une exposition à de fortes doses de méthylmercure chez les adultes. Etant donné qu'il n'existe aucun test médical qui permette de confirmer le diagnostic de la maladie de Minamata, les cas ont été recensés d'après une combinaison caractéristique de symptômes (Harada, 1997; Uchino *et al.*, 1995). Ceux-ci englobent des neuropathies périphériques, une dysarthrie, des tremblements, une ataxie cérébelleuse, des troubles de la marche, un rétrécissement du champ visuel et des troubles des mouvements oculaires, une perte auditive, des troubles de l'équilibre, de même que certains symptômes subjectifs comme les céphalées, des myalgies et des arthralgies, une distraction et des troubles de l'équilibre. Selon l'évaluation réalisée par l'OMS/PISSC (1990), chez cinq pour cent de la population adulte, des paresthésies se manifesteraient à des concentrations de mercure dans les cheveux supérieures à 50 µg/g ou à des concentrations sanguines supérieures à 200 µg/l (WHO/IPCS, 1990). Des recherches ultérieures ont conclu que des effets se produisaient à des concentrations inférieures chez les adultes, voir Lebel *et al.* (1998) ci-dessous.

219. Le symptôme prédominant observé chez les adultes dans le cas des empoisonnements survenus en Iraq en 1971 était les paresthésies, qui se manifestaient habituellement après une période de latence de 16 à 38 jours. Chez les adultes, les symptômes étaient fonction de la dose et, parmi les adultes les plus exposés, une ataxie, un flou visuel, une dysarthrie et des troubles auditifs ont été notés (Bakir *et al.*, 1973). Les signes observés chez les nourrissons exposés durant la vie intra-utérine englobaient une paralysie motrice cérébrale, une anomalie du tonus musculaire et des réflexes tendineux profonds, de même qu'un retard dans l'atteinte des grands étapes du développement. Les mères éprouvaient des paresthésies et d'autres troubles sensitifs, mais à des doses plus élevées que celles auxquelles avaient été leurs enfants *in utero* (durant la grossesse; Bakir *et al.*, 1973; WHO/IPCS, 1990; Al-Mufti *et al.*, 1976).

Intoxication au méthylmercure dans la baie de Minamata, Japon

Durant les années 1960 et 1970, le problème de la pollution par le mercure de la baie de Minamata a fait l'objet d'une couverture médiatique mondiale, ce qui a mis en lumière les effets nocifs pour la santé du méthylmercure et a contribué à sensibiliser le public à l'importance de la protection de l'environnement.

Il y a plus de quarante ans, la baie de Minamata, au Japon, était gravement polluée par des eaux usées contenant du méthylmercure, un sous-produit de la synthèse de l'acétaldéhyde par une usine locale de produits chimiques. Entre 70 et 150 tonnes métriques, ou peut-être plus encore, de mercure mélangé aux effluents de l'usine ont été rejetées dans la baie sur une période de quelques années. La pollution a été à l'origine d'une intoxication par le méthylmercure, appelée « maladie de Minamata », qui se caractérisait par des dommages au système nerveux central chez les personnes qui consommaient de grandes quantités de poisson et de fruits de mer provenant de la baie de Minamata. En outre, on a observé des cas de maladie de Minamata congénitale, dans laquelle les bébés atteints présentaient à la naissance un état ressemblant à une infirmité motrice cérébrale causé par une intoxication du fœtus par le méthylmercure qui traversait la barrière placentaire lorsque la mère consommait des produits de la pêche contaminés durant sa grossesse. La maladie, qui a été reconnue officiellement le 1^{er} mai 1956, a frappé lourdement la communauté locale et constitué un grand fardeau pour la ville. De nombreuses personnes ont perdu la vie ou été atteintes de difformités physiques et doivent vivre depuis avec les séquelles physiques ou émotives de la « maladie de Minamata ».

Une fois que la cause de la maladie a finalement été connue, les autorités ont graduellement mis en place un train de mesures destinées à résoudre les problèmes causés par la pollution par le mercure. Ces mesures allaient du contrôle des effluents de l'usine aux restrictions volontaires de la pêche du poisson et des mollusques dans la baie, à l'installation de filets-barrières afin de circonscrire l'embouchure de la baie et de prévenir la propagation du poisson contaminé, au dragage des sédiments chargés de mercure dans la baie et au dépôt de ceux-ci de façon appropriée afin de contenir les boues contaminées par le mercure. Enfin, en octobre 1997, les filets-barrières qui avaient circonscrit la baie pendant 23 ans ont été retirés. Après plusieurs études confirmant que les concentrations de mercure dans le poisson étaient inférieures aux seuils réglementaires depuis trois ans, la baie de Minamata a retrouvé sa vocation de zone de pêche générale, et la coopérative de pêche de Minamata a recommencé à alimenter le marché en poisson (Ville de Minamata, 2000).

L'Institut national pour la maladie de Minamata a été constitué pour étudier les effets de la contamination par le mercure et, depuis, a largement contribué aux connaissances en matière de toxicologie du mercure et d'exposition au mercure tant au Japon qu'ailleurs dans le monde.

Dans son rapport de 1997 intitulé : « Nos efforts intensifs pour surmonter la tragique histoire de la maladie de Minamata », le ministère de l'Environnement du Japon conclut ce qui suit :

[Traduction] « *De la maladie de Minamata, le Japon a appris une leçon très importante, à savoir que les activités qui privilégient l'économie au détriment de l'environnement peuvent causer de graves dommages à la santé et à l'environnement et qu'il est difficile de réparer ces dommages par la suite. Du point de vue strictement économique, il faut énormément d'argent et beaucoup de temps pour réparer ces dommages et, lorsqu'on compare les coûts encourus à ceux des mesures qui auraient permis de prévenir la pollution, permettre une telle pollution n'est certainement pas une option économique viable. Notre pays a subi des dommages catastrophiques à cause de la pollution, dont la maladie de Minamata, qui a été à l'origine du virage observé, et les mesures destinées à protéger l'environnement ont permis de réaliser des progrès considérables. Mais il est vrai que les sacrifices que nous avons dû nous imposer ont été énormes. Nous espérons sincèrement que l'expérience du Japon servira de leçon salutaire à d'autres pays, qu'on reconnaitra l'importance de l'environnement et qu'on prévient la pollution sans jamais avoir à subir ce type d'événement tragique causé par la pollution.* »

Intoxications par le mercure en Iraq

Des intoxications par le méthylmercure et l'éthylmercure sont survenues en Iraq chez des personnes qui avaient consommé des semences de céréales traitées avec des fongicides contenant ces composés alkylés du mercure. Les premières éclosions ont été causées par l'éthylmercure et sont survenues en 1956 et en 1959-1960, et environ 1 000 personnes ont été touchées. La deuxième éclosion a été causée par le méthylmercure et s'est produite en 1972. Le nombre de personnes hospitalisées lors de la deuxième éclosion a été estimé à environ 6 500, dont 459 sont décédées. Des semences importées qui avaient été traitées au mercure sont arrivées après la saison des semailles et ont donc servi à la fabrication de farine utilisée pour faire du pain. Contrairement aux expositions prolongées survenues au Japon, l'épidémie d'intoxication par le méthylmercure en Iraq a été de courte durée, mais l'ampleur de l'exposition a été importante. Puisque de nombreuses personnes ainsi exposées au méthylmercure vivaient dans de petits villages dans des régions très rurales (et certains étaient nomades), on ignore toujours le nombre total de personnes exposées à ces semences contaminées par le mercure.

220. Lebel *et al.* (1998) ont établi qu'une performance anormale à un test de la motricité (*Branches Alternate Movement Task* [BAMT]) était liée de façon significative à toutes les mesures d'exposition au mercure chez les adultes d'un village de l'Amazonie, et que des anomalies du champ visuel étaient associées aux concentrations moyennes et maximales de mercure dans les cheveux. Les auteurs ont déclaré que des baisses dose-dépendantes des fonctions visuelles et motrices étaient liées à des concentrations de mercure dans les cheveux inférieures à 50 µg/g, un seuil en deçà duquel les signes cliniques de l'intoxication au mercure ne sont pas apparents.¹

3.2.2 Cancer (effets néoplasiques)

221. Des études ont été menées sur les causes de décès dans les populations de Minamata, au Japon, ayant subi de fortes expositions au méthylmercure. La seule indication claire d'une augmentation du risque de cancer a été fournie par la plus instructive de ces études, dans laquelle les chercheurs ont noté dans la région où l'exposition était le plus élevée une surmortalité due au cancer du foie et de l'œsophage, ainsi qu'un risque accru d'hépatopathie chronique et de cirrhose. On sait que la consommation d'alcool était supérieure à la moyenne dans cette région (IARC, 1993).

222. Une étude de cohorte réalisée en Suède et portant sur des personnes titulaires d'un permis de désinfection des semences au moyen de composés mercuriels et d'autres agents n'a mis au jour aucune surincidence de cancer du cerveau. Sur les trois études cas/témoins portant sur l'exposition aux produits mercuriels utilisés pour l'enrobage des semences et les sarcomes des tissus mous, une seule a mis au jour un rapport de cotes supérieur à un. Dans les trois études, les intervalles de confiance englobaient la valeur un. Pour ce qui est des lymphomes malins, les chercheurs ont noté un rapport de cotes légèrement élevé, sans que cette élévation n'atteigne le seuil de signification pour l'exposition aux produits mercuriels utilisés dans l'enrobage des semences, mais d'autres expositions avaient des rapports de cotes plus élevés et, par conséquent, représentaient des facteurs de confusion potentiels (IARC, 1993).

223. Le chlorure de méthylmercure a causé des tumeurs rénales dans plusieurs études sur des souris exposées par voie alimentaire mais non chez des rats. Le CIRC considère qu'il existe suffisamment de preuves de la cancérogénicité du chlorure de méthylmercure chez des animaux de laboratoire. Dans son évaluation globale des composés de méthylmercure, après avoir pris en considération d'autres données

¹ Dans les commentaires sur la première ébauche de ce rapport (comm-24-gov), les États-Unis ont déclaré que dans la population de l'Amazonie, une exposition simultanée et antérieure aux vapeurs de mercure métallique ne pouvait être complètement écartée et qu'il existait d'autres problèmes de nutrition, de parasitisme et de carences nutritionnelles éventuelles dans la population. Aussi, selon les commentaires américains, d'autres facteurs auraient pu contribuer aux déficits neurologiques observés, et les concentrations de mercure dans les cheveux seraient peut-être un indicateur inapproprié qui n'explique pas pleinement la neurotoxicité observée.

pertinentes, le CIRC a conclu que les composés de méthylmercure sont potentiellement cancérogènes pour les humains (groupe 2B) (IARC, 1993).

3.2.3 Effets rénaux

224. La toxicité rénale a rarement été signalée par suite de l'exposition humaine à des formes organiques de mercure. Les seules données en faveur d'effets rénaux résultant de l'ingestion de poisson contaminé par le mercure proviennent d'un examen systématique des certificats de décès effectué par Tamashiro *et al.* (1986). Ces chercheurs ont évalué les causes de décès des résidents d'un petit quartier de la ville de Minamata qui affichait la plus forte prévalence de la maladie de Minamata en utilisant comme norme les taux par âge dans l'ensemble de la ville. Entre 1970 et 1981, le nombre de décès attribués aux affections rénales était plus élevé que prévu chez les femmes habitant ce quartier (taux de mortalité « RSM », 2,77; IC à 95 %, 1,02 – 6,02), mais se trouvait à l'intérieur de la plage des valeurs prévues (taux de mortalité « RSM », 0,80; IC à 95 %, 0,17 – 2,36) chez les hommes de la région.

3.2.4 Effets cardiovasculaires (cœur et système sanguin)

225. Jalili et Abbasi (1961) ont décrit des anomalies de l'ECG (fonction cardiaque) chez des patients fortement intoxiqués qui ont été hospitalisés durant l'épidémie d'intoxications dues à la contamination des semences par l'éthylmercure en Iraq, et des résultats semblables ont été signalés chez quatre membres d'une famille qui avaient mangé du porc contaminé à l'éthylmercure (Cinca *et al.*, 1979). Salonen *et al.* (1995) ont comparé l'apport alimentaire de poisson et les concentrations capillaires et urinaires de méthylmercure à la prévalence de l'infarctus aigu du myocarde (IAM) et aux décès liés aux coronaropathies ou aux cardiopathies dans une cohorte de 1833 hommes finlandais. L'apport alimentaire en mercure s'échelonnait de 1,1 à 95,3 µg par jour (moyenne 7,6 µg par jour). Sur une période d'observation de 7 ans, les hommes faisant partie du tertile le plus élevé (2 µg/g ou plus) de concentrations capillaires de mercure couraient un risque deux fois plus élevé (1,2 – 3,1) d'avoir un IAM que les hommes faisant partie des deux tertiles les plus bas. Une étude de suivi ultérieure (Rissanen *et al.*, 2000) a mis au jour un effet protecteur des acides gras oméga-3 contre les coronaropathies aiguës, mais cet effet était moins évident chez ceux dont la concentration capillaire de mercure était égale ou supérieure à 2 µg/g. Les auteurs ont conclu qu'une concentration élevée de mercure dans le poisson pouvait réduire l'effet protecteur de ces acides gras. Une étude récente de Sørensen *et al.* (1999) a montré l'existence d'une association entre l'exposition prénatale au méthylmercure et la fonction cardiovasculaire à l'âge de 7 ans chez les enfants des îles Féroé, malgré le fait que cette étude ait été fondée sur une seule mesure de la pression artérielle par sujet, d'où l'incertitude de ces résultats. Les pressions systolique et diastolique augmentaient de 13,9 et 14,6 mmHg, respectivement, lorsque les concentrations de mercure dans le sang de cordon s'élevaient de 1 à 10 µg/l. Chez les garçons, la variabilité du rythme cardiaque, un marqueur du contrôle cardiaque autonome, chutait de 47 p. 100 lorsque les concentrations sanguines de mercure augmentaient de 1 à 10 µg/l.

226. Ces études laissent entendre que même de faibles augmentations des expositions au méthylmercure peuvent avoir des effets nocifs sur l'appareil cardiovasculaire, ce qui se traduit par une hausse de la mortalité. Étant donné l'importance des maladies cardiovasculaires à l'échelle mondiale, ces observations doivent faire l'objet d'une attention minutieuse et d'un suivi additionnel.

3.2.5 Génotoxicité

227. Skervfing (1974) n'a trouvé que des preuves limitées en faveur d'une association entre certaines aberrations chromosomiques et la présence de mercure dans les globules rouges chez des sujets qui ingèrent de grandes quantités de poisson d'eau douce contaminé. Wulf *et al.* (1986) ont signalé une prévalence accrue d'échange de chromatides sœurs chez les humains qui consommaient de la viande de phoque contaminée par le mercure. Notons cependant qu'aucune information sur l'usage du tabac ni sur l'exposition à des métaux lourds n'a été fournie concernant ces personnes, ce qui rend difficile l'interprétation de l'étude. Aucune augmentation de la fréquence des échanges de chromatides sœurs ou du nombre d'aberrations chromosomiques n'a été décelée chez 16 sujets qui mangeaient du poisson provenant d'un endroit contaminé par le méthylmercure en Colombie, comparativement à

14 sujets-témoins (Monsalve et Chiappe, 1987). Plus récemment, Franchi *et al.* (1994) ont fait état d'une corrélation entre la prévalence de micronoyaux dans les lymphocytes périphériques et les concentrations sanguines de mercure dans des populations de pêcheurs qui avaient mangé des poissons et fruits de mer contaminés par le mercure.

3.3 Mercure élémentaire et inorganique

228. Il existe de nombreuses sources de mercure élémentaire, les amalgames dentaires représentant une source d'exposition importante au mercure élémentaire. On considère que les autres expositions à ce type de mercure connaissent une baisse générale en Europe et vraisemblablement dans de nombreux autres pays de l'OCDE. Dans ces régions, le méthylmercure est toujours considéré comme l'exposition la plus importante pour les humains. Les rapports nationaux soumis au PNUE dans le cadre de cette évaluation indiquent toutefois que l'exposition au mercure élémentaire et inorganique attribuable à la pollution locale, à une exposition professionnelle, à certaines pratiques culturelles et rituelles et à certains médicaments traditionnels peut varier considérablement d'un pays et d'une région à l'autre du monde et que ces expositions sont importantes à certains endroits.

229. Les paragraphes qui suivent sur les effets toxiques du mercure élémentaire et inorganique sont fondés sur un exposé préparé par Pirrone *et al.* (2001), qui a été légèrement modifié pour le présent rapport. Pirrone *et al.* (2001) indiquent que leur exposé a été largement inspiré de revues antérieures effectuées par l'OMS (WHO/IPCS, 1990; 1991), le CIRC (IARC, 1993) et l'EPA des États-Unis (US EPA, 1997; 2001b). En outre, certaines informations sont tirées du récent rapport du PISSC (WHO/IPCS, 2002).

230. Les signes et symptômes observés dans les intoxications par les vapeurs de mercure diffèrent selon le niveau et la durée de l'exposition. La plupart des études ont été menées auprès de sujets exposés au travail, mais il existe aussi des données sur des accidents survenus dans la population générale et sur de faibles expositions attribuables aux amalgames dentaires. Cette dernière question a fait l'objet de nombreuses discussions et revues (Public Health Service des États-Unis, 1993; Clarkson, 2002; WHO/IPCS, 2002).

3.3.1 Effets neurologiques

231. Selon la revue réalisée par l'EPA des États-Unis (1997), les comptes rendus d'expositions accidentelles à de fortes concentrations de vapeurs de mercure (Aronow *et al.*, 1990; Fagala et Wigg, 1992; Taueg *et al.*, 1992), ainsi que les études sur des populations exposées de façon chronique à des concentrations potentiellement élevées (Ehrenberg *et al.*, 1991; Roels *et al.*, 1982; Sexton *et al.*, 1978) ont mis au jour des effets sur une grande variété de fonctions cognitives, sensorielles et motrices de même que sur la personnalité. En général, les symptômes rétrocédaient lorsqu'on supprimait l'exposition. Des effets persistants (tremblements, déficits cognitifs) ont cependant été observés entre 10 et 30 ans après la cessation de l'exposition chez des sujets exposés au travail (Albers *et al.*, 1998; Kishi *et al.*, 1993; Mathiesen *et al.*, 1999; Letz *et al.*, 2000).

232. Des études sur des travailleurs exposés à des vapeurs de mercure élémentaire ont montré une augmentation nette des symptômes de dysfonction du système nerveux central à des niveaux d'exposition supérieurs à 0,1 mg/m³ (Smith *et al.*, 1970) et des symptômes patents d'intoxication par le mercure à des niveaux entraînant un taux urinaire de mercure supérieur à 300 µg dans un échantillon d'urine de 24 heures (Bidstrup *et al.*, 1951). Plusieurs études ont toutefois noté des signes de neurotoxicité à des concentrations entre deux et quatre fois inférieures. Les travailleurs exposés de façon prolongée à une concentration atmosphérique estimée à 0,025 mg/m³ (ce qui correspond approximativement à des concentrations urinaire et sanguine de 25 µg/g et 10 µg/l) ont signalé des troubles mnésiques, des perturbations du sommeil, de la colère, de la fatigue et/ou des tremblements des mains (Langworth *et al.*, 1992), mais tel n'était pas le cas dans une étude récente où les niveaux d'exposition étaient un peu plus faibles et où la concentration de mercure urinaire se chiffrait à 10 à 15 µg/g (Ellingsen *et al.*, 2001).

233. Des mesures objectives des fonctions cognitives ou motrices dans des populations exposées ont fait ressortir des différences significatives par rapport à des sujets témoins non exposés (Ehrenberg *et al.*, 1991; Liang *et al.*, 1993; Roels *et al.*, 1982). Dans l'étude de Langworth *et al.* (1992), les chercheurs n'ont relevé aucune différence objective dans les tests neuropsychologiques non plus que dans les enregistrements des tremblements. Tel était aussi essentiellement le cas dans l'étude de Ellingsen *et al.* (2001), bien qu'il y ait peut-être eu certains effets liés à l'exposition. Des tremblements ont été signalés après des expositions prolongées à des concentrations relativement faibles de vapeurs de mercure (Fawer *et al.*, 1983; Chapman *et al.*, 1990) et les tremblements légers pourraient constituer un effet nocif précoce (Biernat *et al.*, 1999; Netterstrøm *et al.*, 1996). Plusieurs chercheurs ont toutefois échoué à mettre au jour une augmentation des tremblements à de faibles niveaux d'exposition (Roels *et al.*, 1989; Langworth *et al.*, 1992; Ellingsen *et al.*, 2001).

234. Dans une évaluation récente de toutes les études sur la relation exposition-réponse entre l'inhalation de vapeurs de mercure et les effets néfastes sur la santé, le PISSC a conclu que plusieurs études démontrent systématiquement des effets subtils sur le système nerveux central par suite d'expositions professionnelles prolongées à des vapeurs de mercure à des niveaux d'exposition d'environ 20 µg/m³ ou plus (WHO/IPCS, 2002).

3.3.2 Effets rénaux

235. À l'instar du système nerveux central, le rein représente un organe critique dans le cas de l'exposition aux vapeurs de mercure. Le mercure élémentaire peut être oxydé dans les tissus de l'organisme en sa forme divalente inorganique. Le rein accumule davantage ce mercure inorganique que la plupart des autres tissus, et les concentrations dans les groupes non exposés professionnellement se situent en général entre 0,1 et 0,3 µg/g (Drasch *et al.*, 1996; Barregard *et al.*, 1999; Hac *et al.*, 2000; Falnoga *et al.*, 2000). La concentration rénale critique est inconnue, mais les concentrations relevées chez les personnes subissant une exposition professionnelle prolongée peut être d'environ 25 µg/g (Kazantzis *et al.*, 1962; Borjesson *et al.*, 1995; Barregard *et al.*, 1999).

236. Une forte exposition peut causer une glomérulonéphrite avec protéinurie (médiée par des complexes immuns). Ce phénomène a été observé chez des travailleurs ayant subi une exposition professionnelle (Kazantzis, 1962; Tubbs *et al.*, 1982) et chez des personnes qui ont utilisé des onguents renfermant du mercure ou de crèmes destinées à pâlir la peau (Becker *et al.*, 1962; Kibukamusoke *et al.*, 1974), mais les cas signalés sont relativement peu nombreux. Par conséquent, on peut penser que la néphrite n'apparaît qu'en présence d'une susceptibilité génétique particulière. Voir Eneström et Hultman (1995) pour une revue sur cette question.

237. La protéinurie glomérulaire (albumine) et tubulaire (protéines de faible poids moléculaire) est une entité clinique qui survient plus souvent quand les expositions sont élevées. Par contre, l'albuminurie n'est généralement pas observée à des niveaux d'exposition donnant des taux urinaires de mercure inférieurs à 100 µg/g de créatinine (Buchet *et al.*, 1980; Roels *et al.*, 1982; 1989; Langworth *et al.*, 1992; Barregard *et al.*, 1997; Ellingsen *et al.*, 2000).

238. Des effets sur les tubules rénaux, qui se manifestent par l'excrétion accrue de protéines de faible poids moléculaire, ont été observés à de faibles niveaux d'exposition et pourraient constituer le premier effet biologique. Cet effet avait déjà été noté dans des expositions professionnelles où le taux urinaire de mercure s'établissait à environ 35 µg/g de créatinine, ce qui équivaut à une exposition prolongée à des concentrations atmosphériques de 25 à 30 µg/m³ (Barregard *et al.*, 1988; Langworth *et al.*, 1992; Cardenas *et al.*, 1993). Dans un rapport récent publié par Ellingsen *et al.* (2000), un effet semblable a également été démontré chez des travailleurs dont la concentration urinaire de mercure se chiffrait à environ 10 µg/g de créatinine. Des recherches en cours (Wastensson G, communication personnelle, 2001, propos cités par Pirrone *et al.*, 2001) semblent étayer la conclusion selon laquelle il y aurait des effets à de faibles niveaux d'exposition chez des travailleurs suédois d'usines de chlore à des concentrations de l'ordre de 5 µg/g de créatinine, ce qui n'est que légèrement plus élevé que la concentration mesurée dans la population générale. On ignore toutefois les effets à long terme éventuels de la protéinurie tubulaire (Jarup *et al.*, 1998). Ellingsen *et al.* (1993a), par exemple, ont avancé l'hypothèse que certaines atteintes rénales pouvaient être réversibles après une période assez longue,

tandis que Frumkin *et al.* (2001) ont conclu de leurs recherches qu'il n'existait pas de lien étroit avec les fonctions neurologique ou rénale non plus qu'avec l'excrétion de la porphyrine.

239. Des chercheurs ont observé une élévation de la mortalité due à la néphrite et au syndrome néphrotique chez des travailleurs du mercure en Europe (taux de mortalité « RSM » 1,55; IC à 95 %, 1,13-2,06) (Boffetta *et al.*, 2001), alors que ce phénomène n'a pas été observé parmi les travailleurs des usines de chlore (Barregard *et al.*, 1990; Ellingsen *et al.*, 1993).

240. Le PISSC a récemment conclu (WHO/IPCS, 2002), en se fondant sur les études existantes, que les effets délétères sur le rein surviennent habituellement à des expositions supérieures à celles qui induisent des effets neurophysiologiques. De plus, bien que de nombreuses intoxications graves et même mortelles (souvent des suicides ou des tentatives de suicide) aient été décrites chez des personnes qui avaient ingéré des composés de mercure inorganique, les données humaines ne permettent pas de définir la plus faible dose nocive non plus que la dose sans effet nocif observé, surtout dans le cas d'expositions prolongées. Les études animales ont permis de définir une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 0,23 mg/kg par jour (ATSDR des États-Unis, 1999; WHO/IPCS, 2002).

3.3.3 Cancer (effets néoplasiques)

241. Les données sur la cancérogénicité du mercure métallique et de ses composés inorganiques proviennent surtout d'études sur la prévalence du cancer dans des populations exposées au travail, y compris les dentistes, les fabricants d'armes nucléaires, les travailleurs des usines de chlore et les mineurs. Les données antérieures sont résumées dans des revues de la littérature (IARC, 1993; Boffetta *et al.*, 1993).

242. En 1993, le CIRC a évalué le mercure métallique et les composés inorganiques du mercure et a établi que les études sur des animaux de laboratoire ne fournissaient pas de preuves suffisantes de la cancérogénicité du mercure métallique tandis que les preuves de la cancérogénicité du chlorure de mercure chez des animaux de laboratoire sont limitées. Dans son évaluation globale, il a conclu que le mercure métallique et les composés inorganiques du mercure sont inclassifiables (groupe 3) pour ce qui est de la cancérogénicité chez les humains (IARC, 1993).

243. Citant un certain nombre d'études sur l'exposition professionnelle au mercure, y compris des études réalisées après l'évaluation du CIRC en 1993, Pirrone *et al.* (2001) concluent que le cancer du poumon est la seule forme de cancer dont le taux semble systématiquement élevé dans divers groupes de travailleurs exposés au mercure métallique et inorganique. La principale difficulté soulevée par l'interprétation des données sur le cancer du poumon est la coexposition à d'autres agents cancérogènes pour le poumon, en particulier l'arsenic (dans l'industrie de la fourrure), le radon et la silice (chez les mineurs). Une autre limite est le manque quasi-universel de données sur le tabagisme. Le fait qu'aucune augmentation n'ait été notée dans un grand groupe de mineurs de mercure européens non exposés au quartz (Boffetta *et al.*, 1998) milite contre l'hypothèse selon laquelle les vapeurs de mercure peuvent causer le cancer du poumon. Rien ne laisse croire qu'il y aurait une augmentation systématique de quelque autre type de tumeur, y compris les tumeurs du cerveau et du rein, dans ces populations.

3.3.4 Effets sur l'appareil respiratoire

244. Chez les humains, la toxicité pour l'appareil respiratoire de l'exposition aux vapeurs de mercure élémentaire se manifeste par un œdème et une congestion pulmonaire, une toux, une pneumonite interstitielle et une insuffisance respiratoire (Bluhm *et al.*, 1992; Taueg *et al.*, 1992; WHO/IPCS, 1991). Barregard *et al.* (1990) et Ellingsen *et al.* (1993) n'ont noté aucun lien entre la mortalité liée aux maladies respiratoires et l'exposition au mercure parmi les travailleurs exposés au mercure dans l'industrie du chlore, mais la puissance de ces études était faible. Merler *et al.* (1994) n'ont relevé aucune surmortalité imputable aux maladies respiratoires chez des hommes (taux de mortalité « RSM », 0,67; IC à 95 %, 0,35 – 1,14) exposés au mercure dans l'industrie des chapeaux de fourrure. Cette conclusion s'appliquait aussi aux mineurs de mercure, sauf pour ce qui est de la pneumoconiose (Boffetta *et al.*, 2001).

3.3.5 Effets cardiovasculaires (cœur et système sanguin)

245. Les signes de la toxicité cardiovasculaire chez les humains après une exposition au mercure élémentaire englobent la tachycardie, l'hypertension artérielle et les palpitations cardiaques (Bluhm *et al.*, 1992; Snodgrass *et al.*, 1981; Soni *et al.*, 1992; Wossmann *et al.*, 1999). Une exposition de durée intermédiaire aux vapeurs de mercure élémentaire produisait des effets semblables (c.-à-d. une tachycardie et une hypertension artérielle) (Fagala et Wigg, 1992; Foulds *et al.*, 1987). Piikivi (1989) a démontré l'existence d'une corrélation positive entre les palpitations cardiaques et les taux urinaires de mercure chez les travailleurs d'une usine de chlore, mais il a également noté qu'il tend à se produire uniquement une diminution subtile des réflexes cardiovasculaires et une légère augmentation des symptômes subjectifs sans aucune dysfonction du système nerveux autonome cardiaque aux faibles niveaux d'exposition. Malgré tout, la littérature scientifique disponible ne permet pas d'établir si les effets sur la fonction cardiovasculaires sont attribuables à la toxicité cardiaque directe ou indirecte (p. ex. attribuable aux effets sur le contrôle neurologique de la fonction cardiaque) du mercure élémentaire. Barregard *et al.* (1990) ont montré que les travailleurs de l'industrie suédoise du chlore affichaient une surmortalité due aux cardiopathies ischémiques et aux maladies vasculaires cérébrales. Notons toutefois que des résultats semblables n'ont pas été obtenus chez les travailleurs norvégiens de cette industrie (Ellingsen *et al.*, 1993a). Néanmoins, le PISSC (2003) et l'ATSDR des États-Unis (1999) ont récemment signalé que l'exposition aiguë par inhalation de fortes concentrations de vapeurs de mercure élémentaire dégagées lors du chauffage du mercure élémentaire/inorganique provoquait une élévation de la tension artérielle et des palpitations. Les expositions de durée supérieure qui résultent de déversements ou d'expositions professionnelles provoquent également une élévation de la tension artérielle et une accélération du rythme cardiaque (WHO/IPCS, 2002; ATSDR des États-Unis, 1999).

246. Des chercheurs ont signalé chez les mineurs de mercure européens une surmortalité due à l'hypertension (RSM 1,46; IC à 95 %, 1,08-1,93) et aux cardiopathies (autres que les cardiopathies ischémiques) (taux de mortalité « RSM », 1,36; IC à 95 % 1,20-1,53), et ces effets s'amplifiaient avec le temps écoulé depuis le premier emploi et l'exposition cumulative estimée au mercure. Mais les résultats ne concordaient pas dans tous les pays. En outre, aucune augmentation n'a été notée dans le cas des cardiopathies ischémiques ou des maladies vasculaires cérébrales (Boffetta *et al.*, 2001).

247. Des augmentations statistiquement significatives d'environ 5 mmHg des pressions sanguines systolique et diastolique ont été observées chez 50 volontaires porteurs d'amalgames dentaires comparativement à des sujets témoins appariés selon l'âge et le sexe (âge approximatif : environ 22 ans) non porteurs d'amalgames dentaires au mercure. Les différences entre les deux groupes qui pourraient être une source de confusion, comme les habitudes de vie et la masse corporelle, n'ont pas été abordées. Les chercheurs ont aussi noté une baisse significative de l'hémoglobine et de l'hématocrite et une augmentation de la concentration globulaire moyenne en hémoglobine comparativement aux témoins non porteurs d'amalgames dentaires (Siblerud, 1990, tel que cité dans WHO/IPCS, 2002).

3.3.6 Effets gastro-intestinaux (appareil digestif) et hépatiques (foie)

248. Le signe le plus courant d'une intoxication franche au mercure est la stomatite qui est habituellement observée après une exposition aiguë à de fortes concentrations de vapeurs de mercure

élémentaire (Bluhm *et al.*, 1992; Snodgrass *et al.*, 1981). Les autres effets gastro-intestinaux souvent présents sont les nausées, les vomissements, les diarrhées et les crampes abdominales (Bluhm *et al.*, 1992; Lilis *et al.*, 1985; Sexton *et al.*, 1978; Snodgrass *et al.*, 1981; Vroom et Greer, 1972). Notons cependant qu'aucune surmortalité liée à une atteinte de l'appareil digestif n'a été observée chez des mineurs de mercure en Europe (Boffetta *et al.*, 2001).

3.3.7 Effets sur la glande thyroïde

249. La glande thyroïde peut accumuler le mercure avec une exposition continue au mercure élémentaire (Kosta *et al.*, 1975; WHO/IPCS, 1991; Falnoga *et al.*, 2000). Il a été établi qu'une exposition professionnelle modérée agit sur un système enzymatique particulier dans la glande thyroïde à des taux urinaires de mercure de 15 à 30 µg/g de créatinine – soit les mêmes taux que ceux qui ont été liés à des effets mineurs sur le système nerveux central et les reins (Barregard *et al.*, 1994; Ellingsen *et al.*, 2000). Dans une étude récente (Ellingsen *et al.*, 2000), les chercheurs ont comparé la fonction thyroïdienne de 47 travailleurs d'usines de chlore exposés à des vapeurs de mercure pendant une période moyenne de 13,3 ans avec celle de 47 sujets de référence. La concentration sérique médiane de triiodothyronine inverse (T3) affichait une élévation statistiquement significative dans le groupe exposé par rapport au groupe de référence. De plus, le rapport thyroxine (T4) libre / T3 libre était plus élevé dans le sous-groupe le plus exposé comparativement au groupe de référence. L'enzyme déiodinase, qui est responsable de la déiodination de la thyroxine (T4) qui se transforme en triiodothyronine (T3), une sélénoenzyme, semble toutefois affectée. Ellingsen *et al.* (2000) ont aussi indiqué que la fonction générale de la glande thyroïde, qui est évaluée par la mesure de la TSH et des hormones thyroïdiennes, semble maintenue chez les travailleurs exposés à de faibles concentrations de mercure élémentaire.

3.3.8 Effets sur le système immunitaire

250. La capacité du mercure d'induire des maladies à médiation immunitaire a été étudiée à fond chez des souris et des rats de laboratoire exposés à des composés de mercure inorganique; dans la plupart des études, il s'agissait de mercure divalent, mais on a étudié aussi les vapeurs de mercure. Le type de réponse dépend de la souche, certaines étant prédisposées aux maladies auto-immunes alors que d'autres y sont résistantes. On suppose donc que le génotype joue probablement aussi un rôle important du point de vue des effets immunologiques potentiels sur les humains. Pour une revue de cette question, voir Eneström et Hultman (1995) et Sweet et Zelikoff (2000). Dans des études menées auprès d'humains exposés à des doses modérées de mercure élémentaire, les chercheurs ont signalé des changements dans la biochimie du système de réponse immunitaire (voir Pirrone *et al.*, 2001).

3.3.9 Effets sur la peau (dermiques)

251. Une exposition aiguë aux vapeurs de mercure élémentaire de même qu'une exposition pendant une période intermédiaire peuvent entraîner une réponse connue sous le nom d'acrodyne, qui se caractérise par une desquamation de la paume des mains et la plante des pieds, une sudation excessive, un prurit, une éruption, des arthralgies et une faiblesse, une hypertension artérielle et une tachycardie (Fagala et Wigg, 1992; Karpathios *et al.*, 1991; Schwartz *et al.*, 1992). En outre, une éruption et une stomatite ont été signalés après de fortes expositions par inhalation (Bluhm *et al.*, 1992; Barregard *et al.*, 1996).

3.3.10 Effet sur l'appareil reproducteur et sur le développement

252. Une étude des grossesses chez des professionnelles de la médecine dentaire en Pologne a mis au jour une fréquence élevée de malformations d'une nature non spécifique (Sikorski *et al.*, 1987), tandis qu'une étude des professionnelles de la médecine dentaire en Suède n'a relevé aucune augmentation des malformations, des avortements ou de la mortinatalité (Ericsson et Källén, 1989). Une hausse du taux d'insuffisance pondérale à la naissance a été observée chez les enfants d'infirmières dentaires (Ericsson et Källén, 1989); mais, dans cette même étude, aucun effet semblable n'a été noté chez les dentistes ni chez les techniciennes dentaires, et certains facteurs socio-économiques pourraient avoir contribué aux effets observés.

253. Les études sur l'exposition professionnelle indiquent que l'exposition au mercure élémentaire pourrait avoir des effets sur la reproduction humaine. Parmi les effets éventuels figurent une augmentation des avortements spontanés, des malformations congénitales et une baisse de la fécondité chez les femmes.

254. Dans les études sur l'exposition professionnelle, l'exposition paternelle au mercure métallique ne semble pas causer l'infécondité ou des malformations (Alcser *et al.*, 1989; Lauwerys *et al.*, 1985). Une étude de l'issue de la grossesse chez les épouses de 152 hommes exposés au mercure a toutefois révélé une élévation de l'incidence des avortements spontanés (Cordier *et al.*, 1991). Des concentrations urinaires de mercure supérieures à 50 µg/l avant la conception chez les pères étaient associées à un doublement du risque d'avortement spontané. Elghancy *et al.* (1997) ont comparé l'issue de la grossesse de 46 travailleuses exposées au mercure à celle de 19 femmes qui travaillaient dans des zones de l'usine où il n'y avait pas d'activités de production. On notait un taux plus élevé de malformations congénitales chez les bébés des femmes exposées au mercure inorganique. Les concentrations augmentaient de 0,6 mg/m³.

255. Les chercheurs n'ont cependant pas relevé de différences significatives dans les taux de mortinatalité ou d'avortement entre les deux groupes de femmes. En outre, aucune augmentation des avortements spontanés n'a été observée parmi les assistantes dentaires (potentiellement exposées à des vapeurs de mercure) dans une étude prospective historique de l'issue de la grossesse chez les femmes appartenant à douze groupes professionnels (Heidam, 1984). De même, aucune relation entre le nombre d'amalgames dentaires préparés par semaine et le taux d'avortements spontanés ou de malformations congénitales n'a été relevé dans une enquête postale réalisée en Californie (Brodsky *et al.*, 1985). Aucune surincidence de la mortinatalité ou des malformations congénitales n'a été notée chez 8157 bébés de dentistes, d'assistantes ou de techniciennes dentaires, et les taux d'avortements spontanés ne s'écartaient pas non plus des valeurs prévues (Ericsson et Källén, 1989). Rowland *et al.* (1994) ont toutefois découvert que, chez les hygiénistes dentaires qui préparaient plus de 30 amalgames dentaires par semaine et comptaient au moins cinq mauvaises pratiques d'hygiène lorsqu'elles manipulaient du mercure, la probabilité de concevoir ne s'établissait qu'à 63 p. 100 du taux de sujets témoins non exposés. Notons cependant que les femmes dont l'exposition était plus faible étaient plus fécondes que des témoins non exposés. Une vaste étude menée en Norvège a comparé le succès reproducteur de 558 chirurgiennes dentistes à celui de 450 enseignantes au secondaire (Dahl *et al.*, 1999). Les chercheurs ont conclu que l'exposition au mercure, au benzène et au chloroforme n'étaient pas associées à une baisse de la fécondité, mais il y avait un effet possible du mercure sur la dernière grossesse de chirurgiennes dentistes multipares.

3.3.11 Génotoxicité

256. Deux études sur l'exposition professionnelle (Anwar et Gabal, 1991; Popescu *et al.*, 1979) ont examiné le cas de travailleurs qui inhalaient du mercure inorganique; les données n'étaient pas concluantes en ce qui concerne l'activité clastogène du mercure inorganique. Les travailleurs des usines de fabrication de fulminate de mercure (Hg[OCN]₂) affichaient une augmentation significative de l'incidence des aberrations chromosomiques et de micronoyaux dans les lymphocytes périphériques comparativement à des sujets témoins non exposés (Anwar et Gabal, 1991). Il n'y avait aucune corrélation entre les taux urinaires de mercure ou la durée de l'exposition et la fréquence accrue des effets; les auteurs de l'étude ont conclu que le mercure n'était peut-être pas l'agent clastogène dans le procédé de fabrication. Dans une étude menée par Popescu *et al.* (1979), 18 travailleurs exposés à un mélange de chlorure de mercure, de chlorure de méthylmercure et de chlorure d'éthylmercure affichaient des hausses significatives de fragments acentriques. Barregard *et al.* (1991) ont mis en lumière une corrélation entre l'exposition cumulative au mercure et l'induction de micronoyaux dans un groupe de travailleurs d'usines de chlore, ce qui évoque la possibilité d'un effet génotoxique. D'autres études n'ont pas observé d'effet génotoxique chez des travailleurs exposés à des vapeurs de mercure (Vershaeve *et al.*, 1976, 1979; Mabilille *et al.*, 1984).

3.4 Interactions – confusion possible engendrée par certains éléments nutritifs

257. Les données relatives aux effets possibles de divers éléments nutritifs sur la toxicité du mercure sont incertaines et non concluantes. Des données limitées laissent néanmoins croire que l'alimentation et la nutrition pourraient éventuellement réduire ou accroître la toxicité du mercure, selon les habitudes alimentaires et la présence ou l'absence de certaines substances spécifiques dans l'alimentation. Il est donc envisageable que l'état nutritionnel et les interactions alimentaires influent sur les résultats des études sur le mercure, que ce soit en agissant sur la toxicité du mercure ou en influant sur les valeurs mesurées. Certaines données limitées évoquent la possibilité que les effets protecteurs de certains éléments nutritifs (comme le sélénium, la vitamine E, les acides gras oméga-3) pourraient éventuellement atténuer les effets nocifs du mercure. D'autres composantes de l'alimentation (comme l'éthanol) pourraient accroître la toxicité du mercure. En outre, la mauvaise nutrition pourrait modifier les résultats de l'étude, que ce soit en réduisant directement la sensibilité d'un paramètre évalué ou en exacerbant les effets du mercure, ce qui accroîtrait la sensibilité à la toxicité du mercure. D'autres facteurs nutritionnels, comme les carences en fer et en acide folique qui perturbent le développement neuronal, pourraient aussi moduler les effets du mercure.

258. Qui plus est, dans les études sur la toxicité du mercure pour les humains, d'autres polluants présents dans l'alimentation (comme les BPC) pourraient empêcher d'obtenir des informations claires sur la toxicité du mercure. C'est notamment le cas lorsqu'on étudie des effets toxiques plus subtils à de faibles niveaux d'exposition, et beaucoup d'efforts ont été déployés pour éliminer les erreurs d'interprétation des résultats imputables à ces « facteurs de confusion » présumés. Le lecteur pourra trouver d'autres renseignements sur les interactions éventuelles des éléments nutritifs et d'autres composantes des aliments dans les références suivantes : Block, 1985; Bulat *et al.*, 1998; Chalon *et al.*, 1998; Chapman et Chan, 2000; Drasch *et al.*, 1996; Falnoga *et al.*, 2000; Goyer, 1997; Kling *et al.*, 1987; McNeil *et al.*, 1988; NRC, 2000; Petridou *et al.*, 1998; Rowland *et al.*, 1986; Rumbeiha *et al.*, 1992; Turner *et al.*, 1981 et WHO/IPCS, 1990.

4 Expositions actuelles au mercure et évaluation des risques pour l'homme

4.1 Aperçu

259. Comme nous l'avons déjà mentionné, l'exposition de la population au méthylmercure se fait surtout par l'alimentation (le poisson principalement) et les vapeurs de mercure élémentaire provenant des amalgames dentaires. Selon l'importance locale de la pollution par le mercure, l'eau et l'air peuvent aussi contribuer fortement à l'exposition au mercure. De plus, l'exposition humaine peut être fortement accrue en raison de l'utilisation de crèmes et de savons pour éclaircir la peau; de l'utilisation de mercure pour des motifs religieux, culturels ou rituels; de la présence de mercure dans certains médicaments traditionnels (tels que certains remèdes traditionnels asiatiques) et de la présence de mercure à la maison ou sur les lieux de travail. Les niveaux élevés relevés dans l'air de certaines maisons, par exemple, sont le résultat de fuites de mercure à partir de vieux compteurs à gaz ou d'autres types de fuite. De plus, des niveaux élevés de mercure ont été signalés sur des lieux de travail, par exemple dans des fabriques de chlore, des mines de mercure, des fabriques de thermomètres, des raffineries et des cliniques dentaires (OMS/PISSC), de même que lors de l'extraction et du traitement de l'or à l'aide de mercure. Des expositions supplémentaires peuvent résulter de l'utilisation du thimerosal/thiomersal (le thiosalicylate d'éthylmercure) comme agent de conservation dans certains vaccins et autres produits pharmaceutiques. Selon les mémoires nationaux déposés devant le PNUE dans le cadre de la présente évaluation, les effets relatifs du mercure venant de la pollution locale, de l'exposition sur les lieux de travail, des coutumes culturelles et rituelles, et de certains médicaments traditionnels peuvent varier énormément d'un pays et d'une région à l'autre, et sont importants dans certaines régions.

260. La section 4.4 contient des exemples de données sur l'exposition au mercure total et au méthylmercure due surtout à l'ingestion de poisson, mais provenant aussi d'autres sources dans diverses régions du monde : Suède, Finlande, E.-U., Arctique, Japon, Chine, Indonésie, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Thaïlande, République de Corée, Philippines, Amazonas et Guyane française. Par exemple, dans une étude réalisée en 1999 et 2000 aux Etats-Unis et portant sur un groupe représentatif de 1 700 femmes de 16 à 49 ans, on a relevé des concentrations de mercure supérieures à la dose de référence (une dose estimée inoffensive; voir section 4.2.1) fixée par l'EPA dans le sang et les cheveux d'environ 8 p. 100 des femmes. Comme on le verra dans le présent chapitre, les données indiquent que l'exposition est généralement plus grande au Groenland, au Japon et dans certaines autres régions qu'aux E.-U. Il existe d'autres exemples d'exposition humaine; ils ont d'ailleurs été soumis pour figurer dans le présent rapport mais, malheureusement, il est impossible de faire état de tous les exemples fournis.

261. Dans certains de ces pays et régions, les dépôts de mercure locaux et régionaux ont eu avec le temps un effet sur la contamination par le mercure et des mesures ont été prises des dernières décennies pour réduire les émissions nationales. Toutefois, les émissions de mercure se déplacent sur de longues distances dans l'atmosphère et dans les océans. Ainsi, même les pays où les émissions de mercure sont minimales et les régions situées loin de toute activité humaine importante peuvent être touchés par ces émissions. On a observé, par exemple, de fortes expositions au mercure dans l'Arctique, pourtant situé fort loin de toute importante source de rejet.

262. Un certain nombre de nations et d'organisations internationales ont présenté des chiffres sur la concentration de mercure dans le poisson. De plus, les résultats de nombreuses études portant sur le niveau de mercure contenu dans le poisson ont été publiés dans la littérature. Les données présentées, accompagnées d'exemples de concentration de mercure dans le poisson de diverses régions du monde, sont résumées à titre indicatif au tableau 4.5. La concentration de mercure dans les diverses espèces de poisson se situe généralement entre 0,05 à 1,4 mg/kg environ, et varie selon des facteurs tels que le pH et le potentiel redox de l'eau, de même que l'espèce, l'âge et la taille des poissons. En raison du processus de bioamplification du mercure dans le réseau trophique aquatique, plus un poisson se situe à

un niveau élevé de la chaîne alimentaire (niveau trophique élevé), plus il a tendance à avoir un taux élevé de mercure. Ainsi, les grands poissons prédateurs, comme le thazard, le brochet, le requin, l’espadon, le doré jaune, le barracuda, le grand thon (par opposition au petit thon qu’on trouve généralement en conserve), le sabre et le marlin, de même que les phoques et les cétacés à dents, sont ceux qui accusent les plus grandes concentrations de mercure. Selon les données disponibles, le mercure est présent sur toute la planète (particulièrement dans le poisson) à des concentrations qui ont des effets nocifs sur les humains et sur la faune. C’est pourquoi les dirigeants d’un certain nombre de pays ont formulé des recommandations (concernant le poisson, mais parfois aussi les mammifères marins), conseillant aux gens, et particulièrement aux sous-groupes vulnérables (comme les femmes enceintes et les jeunes enfants), de limiter ou d’éviter la consommation de certains types de poissons provenant de divers plans d’eau. La consommation modérée de poisson (d’espèces contenant de faibles taux de mercure) ne devrait pas entraîner d’exposition inquiétante au mercure; toutefois, les gens qui consomment de plus grandes quantités de poissons ou de mammifères marins contaminés peuvent être grandement exposés au mercure et sont donc considérés comme à risque.

4.2 Evaluation des degrés d’exposition entraînant des risques

4.2.1 Méthylmercure

263. Comme nous l’avons déjà mentionné, l’absorption de méthylmercure via l’ingestion de poisson et autres aliments d’origine marine est considérée comme l’effet général du mercure le plus néfaste pour l’homme. En se fondant sur des évaluations du risque et autres considérations sociétales, plusieurs pays et organisations internationales ont créé des outils d’évaluation des risques, comme la prise quotidienne ou hebdomadaire de méthylmercure ou de mercure considérée comme inoffensive (dose de référence et dose hebdomadaire admissible provisoire), des limites ou des lignes directrices concernant les concentrations maximales de mercure dans le poisson, et des recommandations concernant la consommation de poisson.

264. Le tableau 4.1 donne un aperçu des exemples de concentration maximale de mercure permise ou recommandée par divers pays (selon les données présentées au PNUE, sauf avis contraire). Des exemples de doses admissibles de mercure ou de méthylmercure sont également donnés.

Tableau 4.1 Exemples de concentration maximale de mercure (Hg) permise ou recommandée par divers pays et par l’OMS/FAO (selon les données présentées au PNUE, sauf avis contraire).

Pays/ Organisation	Type de poisson	Concentration maximale permise/ recommandée *1	Type de mesure	Dose admissible*1
Australie	Poissons connus pour avoir une grande concentration de mercure, tel que espadon, thon rouge du sud, perche barramundi, lingue, hoplostète orange, raie, requin. Toutes les autres espèces de poissons, crustacés et mollusques.	1,0 mg Hg/kg 0,5 mg Hg/kg	<i>Australian Food Standards Code</i>	Dose hebdomadaire admissible : 2,8 µg Hg/kg de masse corporelle pour les femmes enceintes.
Canada	Tous les poissons, sauf requin, espadon et thon frais ou congelé (exprimé sous forme de mercure total dans la portion comestible de poisson) Limite maximale admissible pour ceux qui consomment de grandes quantités de poisson, comme les Autochtones.	0,5 ppm Hg total 0,2 ppm Hg total	Lignes directrices/doses admissibles de divers contaminants chimiques au Canada	Dose quotidienne admissible provisoire : 0,47 µg Hg/kg de masse corporelle pour la majorité de la population et 0,2 µg Hg/kg de masse corporelle pour les femmes en âge d’enfanter et les jeunes enfants.
Chine	Poissons d’eau douce	0,30 mg/kg	Normes de salubrité des aliments	

Pays/ Organisation	Type de poisson	Concentration maximale permise/ recommandée *1	Type de mesure	Dose admissible*1
Croatie	<i>Frais</i> Espèces prédatrices (thon, espadon, mollusques, crustacés) Toutes les autres espèces de poissons <i>En conserve</i> Espèces prédatrices (thon, espadon, mollusques, crustacés) Toutes les autres espèces	1,0 mg Hg/kg 0,8 mg méthylHg/kg 0,5 mg Hg/kg 0,4 mg méthylHg/kg 1,5 mg Hg/kg 1,0 mg méthylHg/kg 0,8 mg Hg/kg 0,5 mg méthylHg/kg	Règles sur la quantité de pesticides, toxines, mycotoxines, métaux, histamines et substances similaires qui peuvent se trouver dans les aliments...	
Communauté européenne *2	Produits de la pêche, sauf les suivants : baudroie, loup atlantique, bar, lingue bleue, bonite, anguille, flétan, thonine, marlin, brochet, palomette, niger princeps, raie, sébaste, voilier, sabre, requin (toutes les espèces), escolier noir, esturgeon, espadon et thon.	0,5 mg Hg/kg poids frais 1,0 mg Hg/kg poids frais	Diverses décisions, réglementations et directives de la Commission.	
Géorgie	Poissons (eau douce) et produits de la pêche Poissons (mer Noire) Caviar	0,3 mg Hg/kg 0,5 mg Hg/kg 0,2 mg Hg/kg	Normes géorgiennes de qualité des aliments 2001	
Inde	Poissons	0,5 ppm Hg total	Lignes directrices concernant les doses admissibles	
Japon	Poissons	0,4 ppm Hg/kg total 0,3 ppm méthylHg (à titre de référence)	Loi sur la salubrité des aliments – Norme d'application de la réglementation provisoire applicable aux poissons et aux mollusques	Dose hebdomadaire admissible provisoire : 0,17 mg méthylHg (0,4 µg/kg de masse corporelle) (Nakagawa <i>et al.</i> , 1997).
République de Corée	Poissons	0,5 mg Hg/kg	Loi sur les aliments 2000	
Maurice	Poissons	1,0 ppm Hg	Loi sur les aliments 2000	
Philippines	Poissons (sauf prédateurs) Poissons prédateurs (requin, thon, espadon)	0,5 mg méthylHg/kg 1,0 mg méthylHg/kg	Codex Alimentarius	
Slovaquie	Poissons d'eau douce non prédateurs et produits connexes Poissons d'eau douce prédateurs Poissons de mer non prédateurs et produits connexes Poissons de mer prédateurs	0,1 mg Hg/kg total 0,5 mg Hg/kg total 0,5 mg Hg/kg total 1,0 mg Hg/kg total	Code alimentaire slovaque	
Thaïlande	Fruits de mer Autres aliments	0,5 µg Hg/g 0,02 µg Hg/g	Norme sur les aliments contenant des contaminants	
Royaume-Uni	Poissons	0,3 mg Hg/kg (poids frais)	Norme législative européenne	
Etats-Unis	Poissons, mollusques et autres animaux aquatiques (FDA)	1 ppm méthylHg	Seuil d'intervention de la FDA	Dose de référence de l'EPA : 0,1 µg

Pays/ Organisation	Type de poisson	Concentration maximale permise/ recommandée *1	Type de mesure	Dose admissible*1
	Les Etats, tribus et territoires sont responsables de la publication d'avis concernant la consommation de poisson pêché localement; niveau de déclenchement de nombreux départements de la Santé américains	0,5 ppm méthylHg	Niveau de déclenchement local	méthylHg/kg de masse corporelle par jour
OMS/FAO	Toutes les espèces sauf les prédateurs Poissons prédateurs (requin, espadon, thon, brochet et autres)	0,5 mg méthylHg/kg 1,0 mg méthylHg/kg	Recommandation de la Commission FAO/OMS du Codex Alimentarius	Dose hebdomadaire admissible provisoire de la JECFA : 3,3 µg méthylHg/kg de masse corporelle.

Nota : 1 Unités telles qu'utilisées dans les documents de référence. « mg/kg » équivaut à « µg/g » et à ppm (partie par million). On présume que, dans les cas où la quantité maximale n'est pas indiquée par rapport au poids frais, elle est probablement fondée aussi sur le poids frais, puisque c'est la façon courante de faire dans les analyses portant sur le poisson de consommation.

2 La Commission européenne a révisé récemment (février 2002) la limite maximale de mercure fixée pour un petit nombre d'espèces de poissons de consommation (Règlement 221/2002 de la Commission du 6 février 2002). Ces changements ne figurent pas dans le tableau.

Démarche récente d'évaluation des risques aux E.-U.

265. Trois évaluations approfondies du risque ont été réalisées récemment aux E.-U. sur le méthylmercure par l'*Environmental Protection Agency* (EPA), l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) et le *National Research Council* (NRC). Toutes les trois sont résumées ici; celle de l'EPA l'est de manière plus détaillée, puisqu'il s'agit d'une évaluation approfondie très récente qui constitue un exemple de démarche scientifique pour évaluer le niveau d'exposition sans danger.

266. L'évaluation du NRC a été entreprise par l'EPA à la demande du Congrès des E.-U. et a fait partie d'une grande initiative de l'EPA pour passer en revue les conclusions toxicologiques disponibles sur le méthylmercure, revue qui devait servir de fondement à la réévaluation de la dose de référence de l'EPA. La dose de référence est généralement définie comme une « estimation (avec incertitude pouvant atteindre un ordre de grandeur) de l'exposition quotidienne à laquelle peut être soumise une population humaine (y compris les sous-groupes vulnérables) pendant toute sa vie sans risques appréciables d'effets nocifs sur la santé ». L'EPA utilise la dose de référence de méthylmercure pour évaluer les effets potentiellement néfastes de l'exposition au méthylmercure pour la santé humaine et pour fixer des lignes directrices pour les avis concernant la consommation de poisson (NRC, 2000; NIEHS, 1998; EPA, 1997).

267. Une dose quotidienne de méthylmercure inférieure ou égale à la dose de référence devrait être inoffensive. Les risques entraînés par une exposition supérieure à la dose de référence sont mal connus, mais on sait qu'ils augmentent (EPA, 1997). En 1995, l'EPA déterminait la dose de référence en fonction des effets neurologiques observés chez des enfants exposés au méthylmercure durant leur vie intra-utérine lors de l'intoxication survenue en Iraq (données épidémiologiques sur la concentration de mercure observée dans les cheveux des mères, transformées par calcul en doses quotidiennes, divisées par un facteur de sécurité de 10 pour tenir compte de la variabilité biologique et du manque de données sur les effets sur la reproduction chez les adultes). Le comité d'évaluation du NRC concluait en 2000 que la dose de référence fixée par l'EPA pour le méthylmercure, soit 0,1 microgramme par kilogramme de masse corporelle, « est un niveau scientifiquement justifiable suffisant pour protéger la santé publique ». Toutefois, le Comité recommandait que l'EPA utilise pour fixer une nouvelle dose de référence les résultats mentionnés plus haut, tirés de l'étude sur les îles Féroé, plutôt que les données tirées de l'étude sur l'Iraq (NRC, 2000). Le NRC recommandait un facteur d'incertitude égal ou supérieur à 10 pour tenir compte des différences dans la cinétique humaine (c.-à-d. pharmacocinétique) et de la sensibilité du cerveau du fœtus au méthylmercure. L'examen et les études du NRC ont été passés en revue encore une fois par un groupe d'experts indépendants, et l'évaluation de l'EPA a ensuite été présentée en 2001 (EPA, 2001b), dans le cadre de la définition des critères de qualité de l'eau.

268. L'évaluation de l'EPA comprend une analyse approfondie des études pertinentes, en particulier de celles qui ont été réalisées sur des enfants des îles Féroé et des Seychelles. Etant donné que les résultats de ces deux études ne concordent pas, l'EPA en décrit les points forts et les points faibles et envisage des raisons qui pourraient expliquer cette divergence. Les deux études sont considérées comme étant de grande qualité, et aucune faille importante n'y a été décelée. Devant cet état de choses, l'EPA a décidé de se fonder sur l'étude des îles Féroé (qui montre que l'exposition au méthylmercure a un effet négatif sur le développement neurologique) pour calculer la dose de référence. Des résultats comparables provenant d'une étude plus restreinte réalisée en Nouvelle-Zélande, de même que ceux d'autres études transversales réalisées ultérieurement dans d'autres régions du monde, ont contribué à cette conclusion.

269. La dose de référence actuelle a été calculée à partir d'une dose repère divisée par un facteur d'incertitude de 10. Dans l'analyse de la dose repère, on se fondait sur la limite de confiance inférieure de 95 p. 100 pour un effet de 5 p. 100 (au-delà de la concentration naturelle), et on appliquait un modèle linéaire aux données dose-effet fondées sur le mercure contenu dans le sang ombilical. Les données sur le sang ombilical ont été converties en prises maternelles. Plusieurs des tests neuropsychologiques utilisés, de même qu'une analyse intégrée, ont donné des résultats comparables respectivement aux doses de référence. La plupart de ces résultats finaux donnaient des doses de référence d'environ 0,1 µg/kg de masse corporelle par jour (comm-24-gov). De manière générale, la dose de référence définie par l'EPA se fonde surtout sur un certain nombre de résultats neurologiques finaux et sur le poids de la preuve apportée par les études menées aux îles Féroé et sur la Nouvelle-Zélande, et par une analyse intégrée de ces deux études, de même que sur l'étude portant sur les Seychelles. Il existe d'autres modèles pour analyser la dose repère (Budtz-Jørgensen *et al.*, 2000), lesquels ont donné des doses repères inférieures, mais le modèle linéaire est considéré comme le plus approprié (Pirrone *et al.*, 2001). L'EPA a appliqué un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la variabilité pharmacocinétique entre les individus, du manque de connaissance sur les effets à long terme possibles et de l'incertitude concernant la relation entre les concentrations de mercure dans le sang ombilical et le sang maternel, pour finalement fixer, comme nous l'avons déjà mentionné, la dose de référence actuelle à 0,1 µg/kg de masse corporelle par jour (EPA, 2001b, et Pirrone *et al.*, 2001). On estime qu'une prise quotidienne moyenne de 0,1 µg de méthylmercure par kg de masse corporelle chez une femme adulte entraîne une concentration de mercure d'environ 1 µg/g dans les cheveux, d'environ 5 à 6 µg par litre de sang ombilical et d'environ 4-5 µg par litre de sang. Toutefois, ces estimations sont sujettes à limitations, incertitudes et variabilité. Elles sont calculées à partir de données et de méthodes présentées dans ATSDR, 1999; NRC, 2000; EPA, 2001b et EPA, 1997.

270. À partir d'une dose quotidienne moyenne de 17,5 grammes de poisson, l'EPA a aussi calculé une limite de résidus dans les tissus, fixée à 0,3 mg de méthylmercure par kg de poisson (0,3 mg/kg). Cette limite est pondérée pour tous les poissons et fruits de mer consommés. Pour les prises plus importantes, il faudrait définir une limite plus faible. De plus, l'EPA a formulé un ensemble de recommandations concernant les limites de consommation de poisson en se fondant sur l'évaluation des risques mentionnée ci-dessus (voir tableau 4.2) (EPA, 2001b).

271. Les limites de consommation ont été calculées en tant que nombre admissible de repas de poisson par mois, en fonction des quantités de méthylmercure contenues dans les tissus des poissons consommés. Lorsque le méthylmercure atteint une concentration de 0,4 mg/kg de tissus de poisson, par exemple, on peut consommer sans danger deux repas de 0,23 kg de poisson par mois. Les limites de consommation ont été calculées à partir des hypothèses suivantes :

- consommateur adulte ayant une masse corporelle de 72 kg (on recommande moins de repas si le consommateur est d'un poids moindre);
- portion moyenne de poisson de 0,23 kg;
- période moyenne de 1 mois (30,44 j);
- dose de référence applicable au méthylmercure (0,1 µg/kg de masse corporelle par jour) tirée du document de l'EPA *Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury* (EPA, 2001b).

Tableau 4.2 Limites de consommation mensuelle de poisson (concernant le méthylmercure) définies par l’EPA (EPA, 2001b).

Nombre maximal de repas de poisson/mois	Concentration dans les tissus de poisson (ppm = mg/kg, poids frais)
16	> 0,03–0,06
12	> 0,06–0,08
8	> 0,08–0,12
4	> 0,12–0,24
3	> 0,24–0,32
2	> 0,32–0,48
1	> 0,48–0,97
0,5	> 0,97–1,9
Aucune (<0,5)*	> 1,9

* Aucune = La consommation n’est pas recommandée.

> signifie « plus de » (p. ex. « > 0,06–0,08 » signifie « plus de 0,06 à 0,08 »)

272. En utilisant une autre méthode, l’ATSDR a calculé le niveau de risque minimum (NRM) courant, fixé à 0,3 µg de méthylmercure par kg de masse corporelle par jour, en se fondant sur les données concernant le développement des enfants aux Seychelles (ATSDR, 1999). Le NRM est une estimation du niveau d’exposition de l’organisme humain à une substance chimique qui n’entraîne pas de risque appréciable d’effets nocifs non cancérogènes sur la santé. Il est destiné aux responsables de la santé publique, qui pourront l’utiliser pour déterminer s’il faut procéder à de nouvelles évaluations des dépôts de déchets dangereux pour connaître les risques qu’ils représentent pour la santé humaine.

Europe

273. Les lignes directrices concernant la concentration maximale de mercure dans le poisson et la consommation de poisson varient quelque peu d’un pays à l’autre. En 2001, un groupe de scientifiques européens a évalué les risques causés par l’exposition au mercure en Europe et a présenté son opinion à ce sujet dans un document intitulé « *Position Paper on Mercury* » (Déclaration de principe sur le mercure) (Pirrone *et al.*, 2001). En ce qui concerne le méthylmercure, ils recommandaient d’appliquer la dose de référence de l’EPA en Europe :

[Traduction] « Nous sommes d’accord avec les résultats des récentes évaluations réalisées par l’EPA et le NRC des Etats-Unis. Aucune nouvelle information n’est venue modifier l’évaluation des risques. En outre, les éléments pris en considération aux E.-U. valent également pour la population européenne. Par conséquent, nous considérons que la dose de référence de 0,1 µg par kg de masse corporelle par jour fixée par l’EPA est appropriée pour l’Europe. Il faut souligner que cette dose est surtout pertinente pour les femmes en âge de procréer et qu’elle tient compte d’un facteur d’incertitude.

La dose de référence sera dépassée si on ingère une quantité importante de poisson contaminé au mercure. Si, par exemple, la prise hebdomadaire est d’environ 100 g de poisson (ce qui correspond à un repas de poisson par semaine, en général) contenant > 0,4 mg/kg, la dose de référence sera dépassée. Cela laisse entendre que la concentration de mercure dans le poisson devrait être inférieure à cette limite.

Toutefois, le poisson est un élément important du régime alimentaire, chez les adultes comme chez les enfants, et une source de protéines, de vitamine E, de sélénium et d’acides gras oméga 3. Avec une grande consommation de poisson contenant de faibles quantités de mercure, comme aux Seychelles, les avantages de l’un peuvent contrebalancer les inconvénients de l’autre, et vice versa. Etant donné les effets bénéfiques de la consommation de poisson, le but à long terme n’est pas de remplacer le poisson par d’autres aliments, mais de réduire la concentration de méthylmercure dans le poisson. Si ce n’est pas possible, il faudrait publier des avis concernant la consommation de poisson à haute teneur en mercure chez les femmes enceintes. »

274. On trouve un aperçu supplémentaire de certaines doses de référence toxicologiques (et de l’information sur le contexte présidant à leur définition) d’un certain nombre de pays, applicables à

quelques autres composés du mercure, dans le document « Compilation of toxicological and environmental data on chemicals – mercury and its derivatives » (Compilation des données toxicologiques et environnementales sur les produits chimiques – mercure et dérivés) (INERIS, 2000) soumis par la France (on peut le consulter à partir de la page d'accueil du Programme sur le mercure du PNUE : <http://www.chem.unep.ch/mercury/2001-gov-sub/Sub49govatt18.pdf>).

275. Dans l'UE, à l'heure actuelle, les limites de mercure dans le poisson peuvent être resserrées par chacun des pays membres pour des raisons sanitaires. Ainsi, dans certains Etats membres, les limites sont inférieures à celles définies dans la directive. En raison d'une forte concentration de mercure dans le poisson, la pêche sportive est interdite dans certains lacs et cours d'eau, comme en Suède. De plus, certains Etats membres, comme le Danemark, la Finlande, la Suède et le Royaume-Uni, formulent des recommandations expressément pour certaines populations vulnérables, comme les femmes enceintes, celles qui prévoient l'être, celles qui allaitent et les enfants, leur conseillant d'éviter de consommer certaines espèces de poisson, ou d'en limiter la consommation, lorsque la limite de 1 mg/kg fixée par l'UE s'applique (Finnish National Authority for Foodstuff, 2002).

Organisations de l'ONU

276. En 1978, le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA) a fixé une dose hebdomadaire admissible provisoire de 200 µg (équivalent à 3,3 µg/kg de masse corporelle) pour le méthylmercure, et a confirmé cette dose en 1988. En 1999, le Comité a évalué les résultats des études réalisées aux îles Féroé et aux Seychelles, de même que ceux d'études sur la toxicité pour le développement neurologique d'enfants dont la mère ingérait des quantités de méthylmercure entraînant une concentration de 20 µg/g ou moins dans les cheveux. Le Comité n'a pu évaluer les risques relatifs aux résultats neurologiques complexes utilisés dans ces études et qui seraient associés à des doses inférieures. En l'absence d'indication claire d'un risque important dans ces études récentes, le Comité a recommandé qu'on évalue de nouveau le méthylmercure lorsque seront disponibles les résultats de l'étude sur les Seychelles, échelonnée sur 96 mois, de même que d'autres données pertinentes. Par conséquent, le Comité n'a pas révisé la dose hebdomadaire admissible provisoire de 3,3 µg/kg de masse corporelle.

4.2.2 Vapeur de mercure élémentaire et composés inorganiques du mercure

277. En ce qui concerne la vapeur de mercure, les études sur l'exposition humaine en milieu de travail ont révélé de légers effets nocifs sur le système nerveux central et sur les reins à une concentration atmosphérique de longue durée de 25-30 µg/m³, l'équivalent d'une quantité de mercure excrétée dans l'urine de 30-35 µg/g de créatinine. En se fondant sur la concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) sur le système nerveux central, l'EPA a fixé la concentration de référence (CRf) à 0,3 µg de vapeur de mercure par m³ pour la population en général (EPA, 1997). Pour déterminer cette CRf, on a tenu compte de la conversion de l'exposition professionnelle à une exposition continue de la population en général, du manque de données sur les effets sur la reproduction, de l'utilisation de la CMENO au lieu de la concentration sans effet nocif observé (CSENO), et des sous-groupes vulnérables. L'ATSDR a établi un niveau de risque minimum (NRM) de 0,2 µg/m³, en se fondant aussi sur les données professionnelles². À partir du document de l'ATSDR et en complétant l'information avec les données d'autres études portant sur les effets nocifs observés chez les travailleurs exposés à la vapeur de mercure, et avec celles d'études sur la relation entre la concentration de mercure dans l'urine ou le sang des travailleurs exposés et celle qu'on trouve dans l'air de la zone de travail, le PISSC a fixé à 0,2 µg/m³ la limite repère pour l'exposition à long terme du grand public à la vapeur de mercure métallique (OMS/PISSC, 2002).

² Les E.-U., dans leurs commentaires sur le présent rapport (comm-24-gov), ont formulé la remarque suivante relative à l'évaluation des risques présentée par Pirrone *et al.*, (2001) : « Le gouvernement des Etats-Unis a utilisé les meilleures données disponibles pour déterminer le niveau d'exposition inoffensif. Ce niveau est bien supérieur à celui de 0,05 µg/m³ dont on parle dans le présent paragraphe (note : en référence à l'évaluation des risques de Pirrone *et al.*); nous croyons néanmoins qu'il est suffisant pour protéger la santé. »

278. Dans leur déclaration de principe sur le mercure (Pirrone *et al.*, 2001), les responsables de l'UE concluaient que, dans les conditions européennes, l'exposition humaine au mercure élémentaire dans l'air ambiant est généralement négligeable. Comme nous l'avons déjà mentionné, la situation peut être différente dans les régions où la charge de polluants atmosphériques directs est plus élevée. L'évaluation suivante des risques a été présentée :

[Traduction] « En ce qui concerne la vapeur de mercure, les études sur l'exposition humaine en milieu de travail ont révélé de légers effets nocifs sur le système nerveux central, les reins et probablement aussi la thyroïde, à une concentration atmosphérique de longue durée de 25-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, l'équivalent d'une quantité de mercure excrétée dans l'urine de 30-35 $\mu\text{g}/\text{g}$ de créatinine. L'EPA a fixé la concentration de référence (CRf) à 0,3 μg de vapeur de mercure par m^3 pour la population en général (EPA, 1997). Des études récentes suggèrent que la concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) chez les sujets exposés en milieu de travail peut être inférieure aux valeurs indiquées ci-dessus. Il n'y a pas de consensus quant aux facteurs d'incertitude à appliquer. Dans une initiative permanente sur la déclaration de principe de l'UE sur l'arsenic, le cadmium et le nickel, on applique des facteurs de 5-10 pour des conversions comparables de l'exposition professionnelle à une exposition continue; des facteurs de 5-10 pour l'utilisation d'une CMNEO et un facteur de 10 pour la différence de vulnérabilité. Le facteur total est de 500. Une méthodologie comparable donnerait une quantité limite de mercure élémentaire de 0,05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nous proposons d'utiliser la limite de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme point de départ, un facteur de 10 pour l'exposition continue de la population en général pendant toute la durée de vie, et des facteurs d'incertitude de 5 pour l'utilisation d'une CMNEO et de 10 pour la vulnérabilité individuelle. La limite repère proposée serait donc une moyenne annuelle de 0,05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En Europe, toutefois, cette concentration dans l'air ambiant est rarement dépassée. Une dose quotidienne typique serait de 0,6-0,8 μg de mercure chez les adultes. L'exposition au mercure élémentaire provenant des amalgames dentaires représente dans la majorité des cas une dose quotidienne beaucoup plus élevée que celle qu'entraînerait une telle limite. » (OMS/PISSC, 1991).

279. Les études sur l'exposition humaine ne fournissent pas suffisamment d'information pour qu'on puisse calculer des doses admissibles pour les composés inorganiques du mercure. Toutefois, en se fondant sur la concentration sans effet nocif observé et sur la concentration minimale avec effet nocif observé dans des expériences à moyen et à long termes réalisées sur des animaux, l'ATSDR et le PISSC ont calculé une limite repère de 0,2 μg de composés inorganiques de mercure par kg de masse corporelle par jour (ATSDR, 1999; OMS/PISSC, 2002).

4.3 Voies d'exposition au mercure – Aperçu général

280. Comme nous l'avons déjà mentionné, la population en général est avant tout exposée au méthylmercure par l'alimentation (le poisson, principalement), et aux vapeurs de mercure élémentaire par les amalgames dentaires.

281. Le tableau 4.3 (section 4.3.1) résume l'exposition humaine aux trois principales formes de mercure présentes dans l'environnement. Bien que le choix des valeurs données soit quelque peu arbitraire, il donne tout de même une idée de l'ampleur relative de l'intoxication par les diverses sources d'exposition. Les êtres humains peuvent être exposés à des quantités additionnelles de mercure sur leurs lieux de travail et dans les régions fortement polluées, de même qu'à d'autres formes de mercure, par exemple les composés d'aryle et d'alkoxyaryle, qui sont encore utilisés comme fongicides dans certains pays. Les paragraphes ci-dessous décrivent de manière un peu plus détaillée l'intoxication générale provenant de diverses sources d'exposition au mercure chez les humains, telle que revue par Pirrone *et al.* (2001), exception faite du texte sur l'exposition professionnelle.

Vapeur de mercure élémentaire provenant de l'air ambiant et des amalgames dentaires

282. En ce qui concerne la vapeur de mercure métallique, les amalgames dentaires et, dans une moindre mesure, l'air ambiant sont les deux grandes sources d'exposition pour la population en général. Chez les adultes, la quantité quotidienne de mercure absorbée dans la circulation sanguine en respirant l'air ambiant se situe à environ 32 ng dans les régions rurales et à 160 ng dans les régions urbaines, si

on considère que la concentration en région rurale est de 2 ng/m^3 , et de 10 ng/m^3 en région urbaine (taux d'absorption de 80 p. 100).

283. La contamination locale par le mercure en suspension dans l'air varie grandement selon le volume d'émission des sources locales. En ce qui concerne l'Inde, par exemple, les rapports soumis (sub71govatt1) font état d'une exposition élevée au mercure dans une région lourdement touchée par des émissions provenant de centrales thermiques. Un autre exemple est la Slovaquie, qui déclare une concentration de mercure dans l'air ambiant de $1,7 - 20 \text{ ng/m}^3$ (moyenne géométrique de $4,57 \text{ ng/m}^3$) dans les régions urbaines, et de $1,5-40 \text{ ng/m}^3$ (moyenne géométrique de $5,28 \text{ ng/m}^3$) dans les régions industrielles, les niveaux les plus élevés étant observés dans les régions où se pratiquent la métallurgie et la combustion de charbon (Hladiková *et al.*, 2001, tel que soumis dans le document sub10gov). Des concentrations atmosphériques élevées peuvent aussi être observées sous le vent de certains types de sources d'émission, comme les fabriques de chlore.

284. Les rejets de mercure des amalgames dentaires ont été examinés par Clarkson *et al.* (1988). Les chercheurs concluent que la surface des amalgames rejette des vapeurs de mercure dans la bouche, ce qui constitue la principale source d'exposition humaine au mercure élémentaire dans la population en général. Selon le nombre d'amalgames, on estime que l'absorption quotidienne moyenne de vapeur de mercure varie de 3 à $17 \mu\text{g}$ de mercure (OMS/PISSC, 1991; Clarkson *et al.*, 1988; Skare et Engqvist, 1994). Dans de rares cas, le niveau de mercure sanguin dû aux amalgames dentaires peut s'élever à $20 \mu\text{g/l}$ (Barregard *et al.*, 1995, cité dans Pirrone *et al.*, 2001). Les effets de l'exposition au mercure causée par les amalgames dentaires ont fait l'objet de nombreuses discussions et études (US Public Health Service, 1993, cité dans Pirrone *et al.*, 2001; et autres). Toutefois, le groupe de travail chargé de la présente évaluation, conformément à son mandat, s'est concentré sur l'exposition au mercure dans l'environnement et sur ses effets nocifs sur la santé, sans examiner ni évaluer les effets potentiels de l'exposition aux vapeurs de mercure provenant des amalgames dentaires ni la conversion possible en d'autres formes de mercure dans le corps. En outre, il n'a tiré aucune conclusion quant au fait que les amalgames dentaires aient ou non des effets nocifs.

Exposition non professionnelle à l'air intérieur

285. On dispose de très peu d'information sur l'exposition humaine non professionnelle aux vapeurs de mercure dans l'air intérieur. Toutefois, on connaît des cas de décès et de graves empoisonnements causés par le chauffage de mercure métallique et d'objets contenant du mercure à la maison. On s'est aperçu également que les incubateurs utilisés pour les bébés prématurés contiennent des quantités de vapeur de mercure approchant les valeurs limites d'exposition professionnelle; la source de cette vapeur était des gouttelettes de mercure s'échappant de thermostats au mercure brisés. De plus, l'utilisation de mercure métallique dans des pratiques religieuses, ethniques ou rituelles peut entraîner une exposition importante. L'exposition peut survenir pendant les pratiques ou après, en raison de la contamination de l'air intérieur. Parmi les activités déclarées qui entraînent une exposition humaine au mercure figurent les suivantes : aspersion de mercure élémentaire dans la maison ou la voiture; mélange de mercure dans l'eau du bain ou le parfum; ajout de mercure à des chandelles (ATSDR, 1999).

286. Le niveau de mercure dans l'air intérieur peut aussi augmenter en raison de fuites des thermostats de chauffage central et de l'utilisation de l'aspirateur pour nettoyer un bris de thermomètre ou autre déversement. Une autre source d'exposition aux vapeurs de mercure est le rejet provenant de peintures contenant des composés de mercure utilisés pour prolonger la durée de vie des peintures intérieures au latex, dont le niveau de mercure déclaré est de $0,3-1,5 \mu\text{g Hg/m}^3$ (Beusterien *et al.*, 1991). Toutefois, comme nous l'expliquons dans d'autres sections du présent rapport, l'utilisation de mercure dans les peintures a beaucoup diminué dans de nombreux pays, et cette source d'exposition peut être moins courante aujourd'hui qu'il y a 10 ou 30 ans.

Eau potable

287. L'eau potable contient généralement de 0,5-100 nanogrammes de mercure par litre (ng Hg/l), la moyenne se situant à environ 25 ng Hg/l . Les formes de mercure présentes dans l'eau potable n'ont pas été bien étudiées, mais il est probable que le Hg(II) soit la forme prédominante, sous forme de complexes et de chélates liés à des ligands. Il s'ensuit une absorption via l'eau potable d'environ 50 ng

de mercure par jour, surtout du Hg(II); une petite fraction seulement est absorbée. Certains rapports font état de présence de méthylmercure dans l'eau potable, dans certaines conditions. On considère toutefois que c'est une situation plutôt exceptionnelle (USA; comm-24-gov).

Absorption par voie alimentaire

288. Dans la majorité des produits alimentaires, la concentration de mercure se situe souvent sous le seuil de détection (généralement de 20 ng Hg par gramme de poids frais) (EPA, 1997). Le poisson et les mammifères marins en sont les principales sources, contenant surtout des composés de méthylmercure (70-90 p. 100 ou plus du total). La concentration normale de mercure dans le tissu comestible de diverses espèces de poisson couvre une large gamme, allant généralement de 0,05 à 1,400 mg/kg de poids frais, et dépend de facteurs comme le pH et le potentiel redox de l'eau, l'espèce, l'âge et la taille du poisson (voir sections 4.4 et 4.5). Les grands poissons prédateurs comme le thazard, le brochet, le requin, l'espadon, le doré jaune, le barracuda, le sabre et le marlin, de même que les phoques et les cétacés à dents, sont les espèces qui contiennent les plus grandes concentrations moyenne de mercure. Le grand thon contient généralement un niveau de mercure comparable à celui des autres grands poissons prédateurs, mais les données indiquent que la concentration de mercure généralement observée dans le thon en conserve est beaucoup moindre. Cela s'explique par le fait qu'on utilise à l'heure actuelle du thon de plus petite taille pour la conserve.

289. L'absorption de mercure dépend non seulement de la quantité de mercure dans le poisson, mais aussi de la quantité de poisson consommé. Ainsi, de nombreux gouvernements ont publié des avis recommandant aux consommateurs de limiter leur consommation de poisson contenant beaucoup de mercure. Ces avis prennent généralement en compte la concentration de mercure soupçonnée, de la quantité de poisson (ou de poisson en conserve) consommé et des habitudes de consommation.

290. L'absorption moyenne hebdomadaire ou mensuelle de poisson et de produits de la pêche entraîne une absorption quotidienne moyenne de méthylmercure estimative (dans les années 1970) de 2 à 4,7 µg de mercure (OMS/PISSC, 1976). L'absorption de mercure inorganique à partir des produits alimentaires est difficile à estimer parce que le niveau de mercure total se situe près du seuil de détection dans de nombreux aliments, et que les espèces chimiques et liaisons aux ligands du mercure n'ont généralement pas été identifiées. L'absorption quotidienne moyenne de mercure alimentaire total a été mesurée sur un certain nombre d'années dans divers groupes d'âge. Selon une étude sur le régime alimentaire total réalisée en 1984-1986 par la *Food and Drug Administration* (FDA) aux E.-U. (OMS/PISSC, 1990), l'absorption de mercure alimentaire total (µg/jour), par groupe d'âge, est la suivante : 0,31 µg (6-11 mois); 0,9 µg (2 ans) et 2-3 µg chez les adultes. En Belgique, deux études ont conclu que la prise de mercure total à partir des aliments se situait entre 6,5 µg et 13 µg (Fouasuin et Fondu, 1978; Buchet *et al.*, 1983).

Exposition professionnelle

291. L'environnement de travail peut causer une forte exposition au mercure. Comme on l'a vu au chapitre 3 à propos de la toxicologie pour l'homme, une bonne partie de notre connaissance des effets toxiques du mercure et de ses composés vient d'études portant sur l'exposition en milieu de travail. Selon le type d'activité professionnelle et l'importance des mesures de protection adoptées, les effets vont de légères perturbations à de graves dommages, voire la mort. Tous les milieux de travail faisant intervenir du mercure peuvent, à toutes fins utiles, entraîner une exposition à ce métal, qu'il soit produit, utilisé dans des procédés ou incorporé à d'autres produits. L'exposition professionnelle a été rapportée notamment dans les fabriques de chlore, les mines de mercure, l'extraction de l'or au moyen de mercure, son traitement et sa vente, les fabriques de thermomètres, les cliniques dentaires où l'on ne prend pas toutes les précautions nécessaires pour manipuler le mercure, et la production de produits chimiques à base de mercure (ATSDR, 1999).

292. Dans de nombreux pays, il y a eu ces dernières décennies une amélioration générale des mesures de protection contre l'exposition professionnelle, notamment avec l'adoption de toute une gamme de mesures comme des systèmes de fabrication plus isolés, une meilleure ventilation, des méthodes de manipulation plus sécuritaires, de l'équipement de protection individuelle et le

remplacement des technologies à base de mercure. Toutefois, ce progrès ne semble pas être universel et de nombreux travailleurs pourraient toujours être exposés à des niveaux de mercure dangereux.

293. Zavaris (1994) donne un exemple de l'amélioration que de telles mesures peuvent apporter dans certaines industries : chlore, ampoules électriques, piles, instruments de commande. Au départ, environ 17 p. 100 des travailleurs avait un taux de mercure urinaire qui excédait les limites permises. Après l'amélioration de l'environnement de travail et, dans certains cas, le remplacement des technologies à base de mercure, le taux de mercure urinaire était revenu à un niveau normal dans plus de 98 p. 100 des cas (résumés des études sur l'exposition professionnelle, les mesures de protection et le remplacement des technologies à base de mercure dans les industries présentées par le Brésil, sub66govatt6).

294. Une étude de l'ONUDI fait état des effets de l'intoxication au mercure dans la région aurifère de Diwalwal, dominée par le mont Diwata (aussi connu sous le nom de mont Diwalwal), sur l'île de Mindanao, une des principales îles des Philippines. À l'époque où l'étude a été réalisée, plus de 70 p. 100 (73 sur 102) de la population exposée au mercure sur les lieux de travail souffrait d'une intoxication chronique au mercure. Dans le sous-groupe professionnel des affineurs d'amalgames, le pourcentage était encore plus élevé, soit 85,4 p. 100. Chez la population de la région du mont Diwata et de la région en aval qui n'est pas exposée au mercure sur les lieux de travail, le tiers environ (55 sur 163) montrait des signes d'intoxication chronique au mercure, notamment les symptômes classiques tels que perte de mémoire, agitation, perte de poids, fatigue, tremblements, troubles sensoriels et décoloration bleuâtre des gencives (Böse-O'Reilly *et al.*, 2000).

Autres expositions

295. L'utilisation de crèmes éclaircissantes pour la peau, de médicaments traditionnels, de pratiques rituelles et de certains produits pharmaceutiques contenant du mercure (ATSDR, 1999; Pelclova *et al.*, 2002) peut entraîner une exposition au mercure organique, au mercure inorganique et au mercure élémentaire. Le thimerosal (éthylmercuri-thiosalicylate), par exemple, aussi connu sous le nom de thiomersal, est utilisé comme agent de conservation dans certains types de vaccins et immunoglobulines dans certaines régions du monde. Certains médicaments traditionnels chinois ou asiatiques (Ernst et Coon, 2001; Koh et Woo, 2000; Garvey *et al.*, 2001) peuvent aussi entraîner une importante exposition au mercure.

4.3.1 Expositions moyennes estimatives

296. Le tableau 4.3 donne l'absorption quotidienne de chaque forme de mercure estimée par l'OMS en 1990. On trouvera les détails sur la méthodologie et les hypothèses employées dans le document d'origine. Ce tableau donne l'absorption moyenne estimée pour diverses voies d'exposition. Toutefois, cette exposition varie considérablement entre les divers groupes de population. Les gens qui consomment de grandes quantités de poisson contaminé au mercure, par exemple, seront évidemment exposés à des taux de méthylmercure plus élevés que ceux indiqués dans le tableau.

297. Pour les absorptions de mercure indiquées au tableau 4.3, il faut se rappeler que l'effet toxique des diverses formes de mercure varie³. Il n'est donc pas contradictoire que l'absorption de méthylmercure soit inférieure à celle d'autres formes de mercure, tout en constituant généralement l'effet nocif le plus important des composés de mercure.

³ Une certaine conversion du mercure élémentaire s'opère dans le corps; par conséquent, les formes de mercure auxquelles les humains sont exposés ne sont pas nécessairement celles qui sont à l'origine des mécanismes toxicologiques en question.

Tableau 4.3 Absorption quotidienne moyenne estimative et rétention dans le corps (entre parenthèses) de diverses formes de mercure, dans un scénario applicable à la population en général non exposée au mercure sur les lieux de travail; les valeurs sont données en µg/jour (OMS/PISSC, 1991; pour de plus amples détails, consulter le document d’origine).

Exposition	Vapeur Hg élémentaire	Composés inorganiques Hg	Méthylmercure
Air	0,03 (0,024)*	0,002 (0,001)	0,008 (0,0069)
Amalgames dentaires	3,8-21 (3-17)	0	0
Aliments			
- poisson	0	0,60 (0,042)	2,4 (2,3)**
- autre	0	3,6 (0,25)	0
Eau potable	0	0,050 (0,0035)	0
Total	3,9-21 (3,1-17)	4,3 (0,3)	2,41 (2,31)

Nota : Les chiffres entre parenthèses représentent la portion du mercure absorbé que les adultes conservent dans le corps.

* Si on tient pour acquis que la concentration est de 15 ng/m³ en zone urbaine, les chiffres devraient être 0,3 (0,24) µg/jour.

** Pour une consommation hebdomadaire de 100 g de poisson avec une teneur en mercure de 0,2 mg/kg.

4.3.2 Aspects généraux de l’absorption alimentaire de mercure

298. Les absorptions quotidiennes de mercure dans les aliments et la rétention du mercure dans le corps sont difficiles à estimer avec exactitude. Dans la majorité des produits alimentaires, la concentration de mercure est inférieure à 20 µg/kg. On sait que le mercure est sujet à bioconcentration dans les organismes aquatiques et à bioamplification dans le réseau trophique aquatique. La concentration de mercure dans les petits poissons qui se situent au bas du réseau trophique (comme les anchois) est inférieure à 0,085 mg/kg, tandis que chez l’espadon, le requin et le thon, on rapporte souvent une concentration supérieure à 1,2 mg/kg (OMS/PISSC, 1991). En Scandinavie, chez les poissons prédateurs d’eau douce (perche et brochet), la concentration moyenne de mercure est d’environ 0,5 mg/kg.

299. La farine de poisson utilisée pour nourrir la volaille et d’autres animaux d’élevage destinés à la consommation humaine peut entraîner une hausse du niveau de mercure. En Allemagne, la volaille en contient 0,03 – 0,04 mg/kg. Les bovins peuvent déméthylmer le mercure dans le rumen; c’est pourquoi la viande de bœuf et le lait ne contiennent que de très faibles concentrations de mercure.

300. Une des grandes difficultés qui empêchent d’évaluer avec exactitude l’apport alimentaire des diverses formes de mercure est que, dans les études nationales, on signale surtout les concentrations de mercure total et qu’on ne connaît donc pas le pourcentage de mercure absorbé sous forme de méthylmercure. Le tableau 4.4 donne l’absorption alimentaire quotidienne de mercure déclarée dans divers pays. Dans certaines études nationales, le pourcentage de mercure provenant du poisson est précisé. On présume que, dans ce produit alimentaire (poisson), le pourcentage de méthylmercure se situe entre 60 et 90 p. 100. Par conséquent, le poisson et les produits de la pêche constituent la principale source de méthylmercure. On peut conclure que, dans les régions où le poisson est un élément important de l’alimentation, l’exposition au mercure pourrait être considérablement supérieure à la dose de référence de l’EPA.

Tableau 4.4 Quelques estimations sélectionnées de l’absorption alimentaire quotidienne typique de mercure dans certains pays (telles que présentées par Pirrone *et al.*, 2001).

Pays	Prise (µg/jour)	Références
Belgique	Tous les aliments : 13, dont 2,9 provenant du poisson Tous les produits alimentaires : 6,5	Fouassin et Fondu, 1978 Buchet <i>et al.</i> , 1983
Pologne	5,08 (groupe d’âge : 1-6 ans) 5,43 (groupe d’âge : 6-18 ans) 15,8 chez les adultes Poisson : 7 % de l’absorption alimentaire totale	Szprengier-Juszkiewicz, 1988 Nabrzyski et Gajewska, 1984
Allemagne	0,8 provenant du poisson 0,2 provenant des aliments (exception faite du poisson et des légumes)	LAI, 1996
Croatie	Poisson : 27,7 (total Hg) 20,8 (MeHg)	Buzina <i>et al.</i> , 1995
Espagne	4-8 (60-90 % provenant des fruits de mer) À Valence, 27 % seulement provient des produits de la mer 18, dont 10 environ provenant du poisson (Pays basque)	Moreiras <i>et al.</i> , 1996 Urieta <i>et al.</i> , 1996
Suède	1,8 (étude du panier d’épicerie)	Becker et Kumpulainen, 1991
Royaume-Uni	2	MAFF, 1994
Finlande	2	Kumpulainen et Tahvonen, 1989
Pays-Bas	0,7	Van Dokkum <i>et al.</i> , 1989
République tchèque	0,7	Ruprich, 1995
Brésil	315 – 448 (Amazonie, rivière Madeira)	Boishio et Henshel, 2000
Japon	10 6,9 –11,0 24 (18 sous forme de MeHg)	Tsuda <i>et al.</i> , 1995 Ikarashi <i>et al.</i> , 1996 Nakagawa <i>et al.</i> , 1997

301. Pirrone *et al.* (2001) tirent la conclusion suivante au sujet des conditions générales d’exposition en Europe :

[Traduction] « L’importance du risque que représentent les vapeurs de mercure diminue en Europe, où l’on élimine petit à petit les thermomètres et autres instruments contenant du mercure, et où les émissions provenant des fabriques de chlore ont diminué. De plus, il ne reste plus qu’une mine de mercure en activité en Europe aujourd’hui. Les percées dans les technologies dentaires ont mené à la création de nouveaux matériaux d’obturation qui peuvent remplacer les amalgames dans de nombreuses applications.

Le risque de contamination au méthylmercure dépend des habitudes alimentaires et des sources locales de poisson et de fruits de mer contaminés. La forte exposition signalée aux îles Féroé, au Groenland et dans d’autres populations nordiques s’explique surtout par la consommation de mammifères marins. L’étendue de ce problème en Europe est donc limitée. Toutefois, une étude réalisée sur l’île de Madère indique que la consommation de sabre noir local entraîne une exposition moyenne au méthylmercure supérieure à celle qu’on observe aux îles Féroé. De même, les données sur le mercure présent dans les produits de la mer de la mer Tyrrhénienne indiquent une concentration qui excède celle qu’on observe dans la chair du globicéphale. Ainsi, on observe en Europe des expositions excessives qui peuvent atteindre, voire dépasser celles des populations où l’on a observé et documenté des effets nocifs sur le développement cérébral. »

302. Cette conclusion peut sans doute s’appliquer à une grande partie du monde occidental.

4.4 Exposition provenant de la consommation de poisson et de mammifères marins

303. Nous présentons dans les sections qui suivent des exemples de données sur l’exposition au méthylmercure due à la consommation de poisson dans différentes régions du monde : Suède, Finlande, E.-U., Arctique, Japon, Chine, Indonésie, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Thaïlande, République de Corée, Amazonas et Guyane française. Dans certains de ces pays et régions, les dépôts de mercure locaux et régionaux ont eu avec le temps un effet sur le niveau de contamination au mercure et des mesures ont été prises ces dernières décennies pour réduire les émissions nationales. Toutefois, les émissions de mercure se déplacent sur de longues distances dans l’atmosphère et dans les océans. Ainsi, même les pays où les émissions de mercure locales et nationales sont minimales et les régions situées loin de toute activité humaine importante peuvent être touchés par ces émissions. On a observé, par exemple, de fortes expositions au mercure dans l’Arctique, pourtant situé fort loin de toute importante source de rejet.

304. Un certain nombre de nations et d’organisations internationales ont présenté des chiffres sur la concentration de mercure dans le poisson. De plus, les résultats de nombreuses études sur le niveau de mercure contenu dans le poisson sont publiés dans la littérature. Les données présentées, accompagnées d’exemples de concentration de mercure dans le poisson dans diverses régions du monde, sont exposées dans le présent chapitre. L’aperçu illustre le fait que le mercure est présent partout sur la planète à des concentrations qui peuvent avoir des effets nocifs sur les êtres humains et sur la faune.

4.4.1 Exposition provenant de la consommation de poisson en Suède et en Finlande

305. Selon von Rein et Hylander (2000), le poisson est depuis toujours un élément important de l’alimentation des Suédois, les côtes du pays étant longues, et ses lacs et cours d’eau très nombreux. Aujourd’hui, en raison de la teneur en mercure du poisson, le gouvernement publie des recommandations détaillées sur la consommation de poissons d’eau douce comme le brochet, la perche, le doré jaune, la lotte et l’anguille. On recommande aux femmes en âge de procréer de ne pas manger du tout de ces poissons provenant des lacs suédois, et au reste de la population de n’en manger qu’une fois par semaine. En se fondant sur des ensembles complets de données, on a estimé que, dans environ 50 p. 100 des quelque 100 000 lacs du pays, le brochet (de 1 kg) contient du mercure à un niveau supérieur à la limite internationale fixée par l’OMS/FAO de 0,5 mg/kg de poids frais et que, dans 10 p. 100 des lacs, il en contient plus de 1 mg/kg de poids frais (Lindquist *et al.*, 1991). On a calculé que les dépôts de mercure en Suède devront décroître de 80 p. 100 par rapport au niveau observé à la fin des années 1980 pour ramener la teneur en mercure des poissons suédois sous la limite de 0,5 mg/kg de poids frais. Les émissions atmosphériques à partir de sources ponctuelles dans le pays ont diminué pour atteindre environ 1 tonne métrique par an, alors qu’elles atteignaient des quantités records à la fin des années 1960, à environ 30 tonnes métriques par an; les rejets dans l’eau ont connu une diminution comparable (Naturvårdsverket, 1991). Aujourd’hui, la majorité des dépôts de mercure proviennent d’autres pays, transportés sur de longue distance dans l’atmosphère (Andersson, 1990; Iverfeldt *et al.*, 1995). Cela implique que, pour que soit atteint l’objectif de réduction de 80 p. 100, les émissions provenant d’Europe et d’autres régions de l’hémisphère Nord doivent aussi être réduites. Il y a des indications que les dépôts ont diminué récemment et, au cours des dernières décennies, on a observé une baisse générale d’environ 20 p. 100 des concentrations de mercure dans le poisson en Suède (Johansson *et al.*, 2001).

306. En Finlande, on étudie depuis plusieurs décennies l’accumulation de mercure dans le poisson (Louekari *et al.*, 1994). À la fin des années 1960, environ 10-15 p. 100 des lacs et des eaux côtières du pays accusaient de fortes concentrations de mercure, causées surtout par des rejets directs dans l’eau provenant de l’industrie des pâtes et papiers et de la production (connexe) de chlore à base de mercure. La concentration moyenne de mercure dans le brochet du Nord présent en eau douce et dans les eaux côtières saumâtres pouvait alors atteindre 1,52 mg/kg de poids frais. Depuis l’abandon en 1968 des composés de mercure dans les fongicides employés dans la production du papier en Finlande, et le déclin de la demande de chlore pour la même industrie, les rejets de mercure ont grandement chuté. En 1990, la concentration moyenne de mercure dans le brochet provenant de ces eaux était passée à 0,60 mg/kg de poids frais (la concentration était généralement plus élevée chez le brochet d’eau douce

que chez le brochet des eaux saumâtres). Louekari *et al.* (1994) ont combiné ces constatations avec les études portant sur les habitudes alimentaires et ont estimé l’absorption quotidienne de mercure dans différents segments de la population, de même que l’influence relative de la consommation de brochet ou autre poisson. En 1967-68, l’absorption de mercure chez les agriculteurs, qui dépendent surtout du poisson pris localement, était estimée à 22 µg par jour dans les régions où la contamination au mercure est élevée. En 1990, dans des conditions comparables, elle était estimée à 15 µg par jour. Dans le cas des employés de bureau, qui consomment moins de poissons locaux, elle se situait à 13 et 8 µg par jour.

307. La concentration limite de 0,5 mg de mercure par kg de poids frais recommandée par l’OMS/FAO est dépassée pour le brochet du Nord (*Esox lucius*) de 1 kg dans 85 p. 100 des lacs du sud et du centre de la Finlande (22 000 lacs) (Lindquist *et al.*, 1991; Verta 1990; le tout dans Pirrone *et al.*, 2001).

4.4.2 Exposition provenant de la consommation de poisson aux E.-U.

308. Au milieu des années 1990, l’EPA a utilisé des études nationales approfondies portant sur les habitudes alimentaires pour conclure que jusqu’à 5 p. 100 des femmes en âge de procréer (15-44 ans) aux E.-U. consommaient 100 grammes de poisson et de mollusques et crustacés par jour, ou plus. L’OMS formule des recommandations spéciales relatives à l’exposition au mercure chez les personnes qui consomment plus de 100 g de poisson par jour. En outre, l’EPA, toujours à partir de ces études sur les habitudes alimentaires, combinées à la concentration moyenne de mercure total dans les espèces de poisson consommées, a calculé que 7 p. 100 des femmes en âge de procréer, aux E.-U., pouvaient absorber une quantité de mercure supérieure à la dose de référence fixée par l’EPA (voir section 4.2.1). Une étude récente (réalisée par le *Centers for Disease Control and Prevention* des E.-U.) portant sur la concentration de mercure dans le sang et dans les cheveux d’un groupe représentatif de femmes âgées de 16 à 49 ans aux E.-U. (environ 1 700 femmes) confirme ces chiffres, puisqu’environ 8 p. 100 des femmes montraient des niveaux de mercure dans le sang et dans les cheveux supérieurs aux niveaux correspondant à la dose de référence définie par l’EPA (CDC, 2001; Schober *et al.*, 2003). Le CDC a également pris des échantillons de cheveux et de sang en 2002, mais les résultats ne sont pas encore disponibles. De plus, le CDC prévoit continuer à mesurer le taux de mercure sanguin au cours des prochaines années, mais pas le taux de mercure dans les cheveux.

309. L’EPA a observé que les résultats obtenus sont le reflet des espèces de poisson généralement consommées, et que la consommation de poisson à teneur en mercure plus élevée que la moyenne peut constituer une source importante d’exposition au méthylmercure pour ceux qui consomment ces poissons (on a mesuré des concentrations élevées de mercure dans le poisson d’un bon nombre de plans d’eau douce aux E.-U.). L’EPA conclut dans son évaluation des risques que, aux E.-U., la majorité des consommateurs n’ont pas à s’inquiéter de l’exposition au mercure mais, chez ceux qui mangent régulièrement et fréquemment de grandes quantités de poissons (particulièrement des espèces à haute teneur en mercure), l’exposition peut être sujet de préoccupation (EPA, 1997).

310. Aux E.-U., 41 Etats ont publié des recommandations relatives à la consommation de poisson et au mercure applicables à un ou plusieurs plans d’eau douce, et 13 ont publié des avis applicables à l’ensemble de leur territoire. Le mercure est le motif le plus fréquent de tels avis aux E.-U., avec 79 p. 100 de tous les avis (au mois de décembre 2000; EPA, 2001a). L’EPA a formulé un ensemble de recommandations originales concernant la consommation de poisson. Le poisson contenant, par exemple, une concentration de mercure allant de 0,48 à 0,97 mg de méthylmercure par kg de poids frais ne devrait pas être consommé plus d’une fois par mois; celui qui en contient de 0,97 à 1,9 mg par kg de poids frais ne devrait être consommé qu’une fois tous les deux mois, tandis que celui qui en contient plus de 1,9 mg par kg de poids frais ne devrait pas être consommé du tout (EPA, 2001a); voir le tableau 4.2 dans la section 4.2.1 ci-dessus.

311. Le poisson vendu sur le marché américain relève de la *Food and Drug Administration* (FDA), qui définit des seuils d’intervention applicables à la concentration de mercure dans le poisson et dans les mollusques et crustacés. Le seuil d’intervention de la FDA actuellement en vigueur (depuis 1998) est de 1 ppm (1 mg/kg) de mercure total et se fonde sur l’étude des effets sur la santé. Comme on peut le constater au tableau 4.5, section 4.5, le poisson d’eau douce aux E.-U. peut renfermer des niveaux de

mercure supérieurs au seuil d'intervention de 1 ppm de la FDA. Dans certaines espèces marines, comme le requin, l'espadon et le thazard, le taux de mercure est généralement élevé. La concentration moyenne de méthylmercure dans les espèces marines très présentes sur le marché est près de 10 fois inférieure au seuil d'intervention de la FDA. Le *National Marine Fisheries Service* surveille le niveau de mercure dans les poissons marins depuis au moins 20 ans. Les données dont on dispose pour diverses espèces de poissons de mer font état d'un niveau de mercure relativement stable au cours de cette période. Nous ne disposons pas de données comparables sur les poissons d'eau douce, bien qu'il existe des données sur des sites côtiers et estuariens (EPA, 1997).

312. Voir aussi la section 5.3 qui décrit les expériences canadiennes relatives au mercure dans les écosystèmes aquatiques, y compris une carte illustrant la concentration de mercure dans le poisson dans les diverses régions du pays.

4.4.3 Exposition provenant de la consommation de produits de la mer dans l'Arctique

313. Le rapport d'évaluation approfondi du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA) (1998) sur les problèmes de pollution dans l'Arctique décrit le haut niveau d'exposition de la population arctique. Le PSEA et d'autres activités du Conseil de l'Arctique relatives au mercure concernent toute la région arctique, et le mercure est la substance prioritaire visée par les évaluations et les mesures de réduction. On donnera ici quelques exemples d'exposition au mercure tirés d'observations faites au Groenland.

314. Comme c'est le cas pour une grande partie de la population de la région, le régime alimentaire des habitants du Groenland, élément très important de la culture et de l'identité de la population, se compose surtout de viande de mammifères marins et de poisson.

315. On a étudié en profondeur la concentration et la distribution du mercure chez les habitants du Groenland dans les 15 dernières années. On a mené des études sur les adultes, les femmes enceintes et les nouveau-nés de la majorité des régions du Groenland, y compris dans les zones de chasse et dans les zones plus densément peuplées. Pour toutes les régions à l'étude, le facteur déterminant de l'exposition au mercure était l'absorption quotidienne ne provenant de la viande de mammifères marins. À l'échelle régionale, la concentration de mercure dans le sang était directement proportionnelle au nombre déclaré de phoques pris (et consommés), ce qui indique que la concentration de mercure dans la viande est probablement comparable dans toutes les régions du Groenland (Hansen, 1990). Chez les adultes, la concentration de mercure dans le sang total est plus faible dans le sud-ouest, et augmente au fur et à mesure qu'on se dirige vers le nord, où la prise de mammifères marins est plus importante (voir figure 4.1).

316. Dans le nord du Groenland, 16 p. 100 de la population adulte à l'étude présentait une concentration de mercure dans le sang supérieure à 200 µg/l, soit la limite considérée par l'OMS comme la concentration sanguine toxique minimale chez les adultes (sauf femmes enceintes) (PSEA, 1998). Plus de 80 p. 100 de la population du nord du Groenland a un taux sanguin supérieur à 50 µg/l (Hansen et Pedersen, 1986), ce qui correspond presque à la dose repère indiquée dans le rapport du NRC (2000). Un niveau sanguin de 200 µg/l est environ celui auquel on s'attend avec une absorption quotidienne moyenne d'environ 4 µg de méthylmercure par kg de masse corporelle. De même, une absorption quotidienne d'environ 1 µg de méthylmercure par kg de masse corporelle devrait entraîner une concentration de mercure dans le sang d'environ 50 µg/l, et dans les cheveux d'environ 10 µg/g (EPA, 1997; ATSDR, 1999).

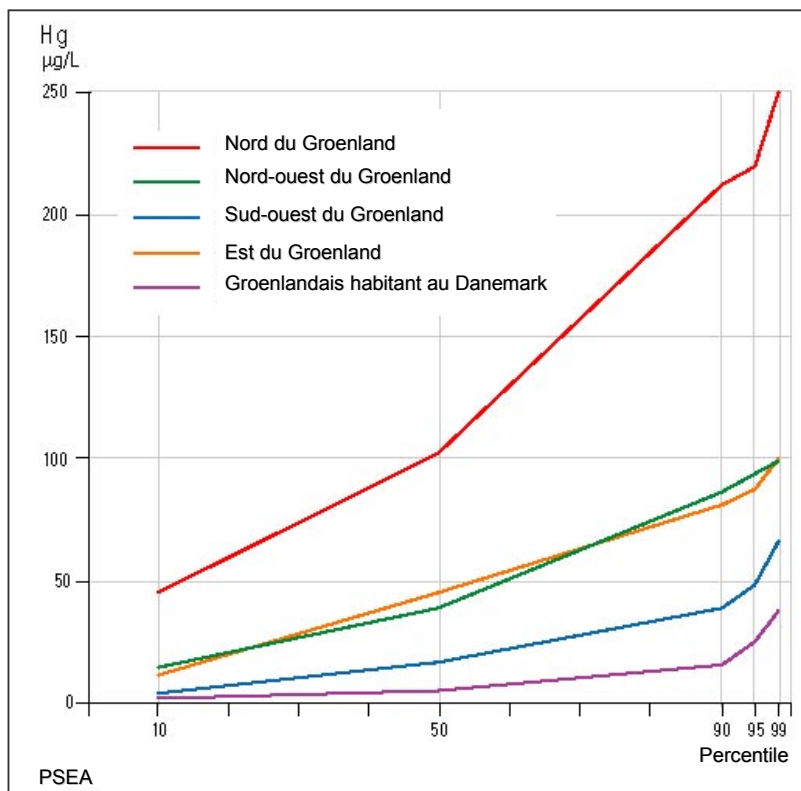


Figure 4.1 Distribution (en percentile) des concentrations de mercure dans le sang total des habitants de quatre régions du Groenland et de Groenlandais habitant au Danemark (PSEA, 1998, selon des chiffres de 1988). Chiffres originaux présentés avec la permission des responsables du PSEA, Norvège.

317. Dans un petit ensemble de 20 échantillons appariés de sang maternel et ombilical prélevés dans le cadre du PSEA, la concentration moyenne se situait à 24,2 et 53,8 µg/l, respectivement. Ce niveau est très proche de la dose repère définie en 2000 par le NRC (58 µg/l) à partir de son évaluation des résultats des études portant sur les îles Féroé (voir section 3.2.1).

318. Selon les données de 1997, aucun des symptômes et maladies enregistrés ne pourrait être relié sans équivoque à l’exposition à un contaminant de l’environnement au Groenland (PSEA, 1998). Toutefois, il faut souligner qu’il est généralement impossible de le faire en raison de la complexité des contaminants environnementaux, sauf dans les cas d’exposition extrêmement forte ou extrêmement faible. En outre, à cette époque, on n’avait pas encore entrepris de mesurer les effets plus subtils des contaminants sur le système neurologique et sur le système reproducteur au Groenland. Une étude récente suggère que des déficits de comportement neurologique observés chez des enfants inuits de Qaanaaq, Groenland, pourraient être liés à une exposition aux contaminants, mais l’étude n’était pas assez importante pour donner une solide signification statistique aux associations qu’on pourrait faire (Weihe *et al.*, 2002).

319. Le régime alimentaire traditionnel des habitants du Groenland et des régions arctiques du Canada, reposant sur des produits marins, a de très grandes qualités nutritives et n’est pas facile à remplacer par d’autres aliments. Le gouvernement du Canada, dans ses avis sur la consommation, affirme que les avantages du régime alimentaire traditionnel du Nord pour la santé l’emportent sur les risques connus associés à la consommation de ces aliments. Toutefois, il est clair que les risques associés à ce régime alimentaire augmentent avec le niveau de contamination au méthylmercure. Il importe également de souligner que, au-delà des avantages du régime alimentaire traditionnel pour la santé physique, celui-ci joue aussi un rôle important dans la vie sociale et culturelle des communautés autochtones du Nord.

320. Comme on l'a déjà mentionné, une étude approfondie de l'exposition au mercure et de ses effets sur les habitants des îles Féroé, en bordure de la région arctique, a montré des effets neurologiques subtils sur les enfants exposés à de faibles niveaux de mercure pendant la vie intra-utérine (voir section 3.2.1).

321. Le Conseil de l'Arctique et la vaste portée de son programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), de même que son plan d'action courant (PACA), sont décrits à la section 9.5.1.

4.4.4 Exemples pour l'Asie

Chine, Japon et Indonésie

322. Feng *et al.* (1998) ont analysé la concentration de mercure total et de méthylmercure dans les cheveux de 243 hommes de trois régions de la préfecture de Tokushima, Japon, de 64 hommes de la ville de Harbin, en Chine, et de 55 hommes de la ville de Medan, en Indonésie (tous les sujets, des hommes de 40 à 49 ans, ont été choisis au hasard). Ils ont relevé la plus grande concentration chez les sujets habitant dans une région côtière connue pour être exempte de contamination anthropique locale directe. Les concentrations de mercure total relevées vont de 1,7 à 24 µg/g de cheveux (moyenne de 6,2 µg/g, 78 sujets), et se situent donc près ou au-dessus de la dose repère d'environ 10 µg/g de cheveux maternels tirée des études sur les îles Féroé (voir section 3.2). La concentration moyenne dans les trois régions d'étude au Japon était seulement légèrement inférieure, soit 4,6 µg/g de cheveux (243 sujets).

323. Au Japon, où le régime alimentaire est relativement riche en poisson, mollusques et crustacés, le méthylmercure constituait une large part du mercure total mesuré, et on a observé une forte corrélation entre la concentration de méthylmercure et le mercure total, ce qui met en lumière le fait qu'un régime alimentaire axé sur les produits de la mer est un facteur important de l'exposition au mercure. Feng *et al.* (1998) citent des études du ministère des Affaires générales du Japon portant sur le régime alimentaire et qui estiment que la consommation nationale moyenne de poissons, mollusques et crustacés est de 107 g par jour par personne, ce qui en fait la troisième en importance parmi les 23 pays à l'étude.

324. Dans les villes industrielles de Harbin, en Chine, et de Medan, en Indonésie, Feng *et al.* (1998) ont relevé des concentrations moyennes de mercure total inférieures (moyenne : 1,7 µg/g et 3,1 µg/g de cheveux respectivement). Dans ces deux villes, la concentration de méthylmercure était inférieure (même chez les sujets présentant une concentration élevée de mercure total) et la corrélation entre la concentration de méthylmercure et la concentration de mercure total était faible, ce qui indique que ces sujets étaient surtout exposés à du mercure élémentaire ou inorganique provenant d'autres sources.

Papouasie-Nouvelle-Guinée

325. Feng *et al.* (1998) citent les chiffres de Suzuki (1991) relatifs à la concentration de mercure dans les cheveux relevés chez les résidents de trois villages de Papouasie-Nouvelle-Guinée non touchés par la contamination anthropique locale directe. Les concentrations les plus élevées ont été relevées dans le village côtier de Dorogi, avec une concentration moyenne de 4,1 et de 4,4 µg/g de cheveux chez les hommes et chez les femmes, respectivement. Les concentrations étaient légèrement plus faibles dans un village riverain situé à 6 km de la côte, et plus faibles encore dans un village situé à 25 km de la côte.

Thaïlande

326. Dans le cas de la Thaïlande, le mémoire national (sub53gov) cite Menasveta (1993) relativement à la consommation nationale moyenne de poisson de 61 g/jour par personne chez les Thaïlandais (avec un poids moyen de 60 kg). Il n'existe aucune étude sur les dangers de l'exposition au méthylmercure pour la population thaïlandaise.

Philippines

327. La consommation nationale moyenne de poisson est estimée à 75 g par personne par jour et le poids moyen des gens est de 60 kg. De plus, l'exposition décrite dans l'étude de l'ONUDI (voir section 4.3) sur l'intoxication au mercure dans l'île de Mindanao (région où l'on extrait de l'or) est

probablement due en partie à l'alimentation, particulièrement en ce qui concerne la population vivant en aval du mont Divalwal, qui n'est pas exposée au mercure sur les lieux de travail, et dont le tiers environ (55 sur 163) présente une intoxication (Groupe de travail sur l'évaluation mondiale du mercure – Délégation des Philippines, 2002).

République de Corée

328. Selon le mémoire national présenté par la République de Corée, la consommation de poisson atteignait dans ce pays de 74 à 94 g par jour par personne dans les années 1996-1999 (mémoire de la République de Corée, sub76govatt2).

4.4.5 Exposition provenant de la consommation de poisson dans l'Etat d'Amazonas et en Guyane française, Amérique du Sud

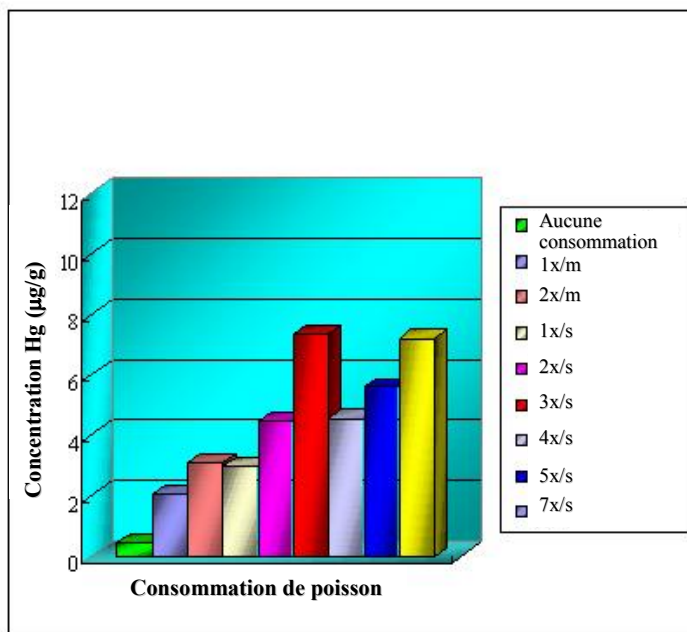
329. Plusieurs études réalisées dans l'Etat d'Amazonas ont fait état d'expositions élevées au méthylmercure et au mercure total chez les populations qui dépendent du poisson et qui vivent dans les régions où l'on utilise du mercure pour extraire de l'or.

330. Certaines études réalisées dans l'Amazonas signalent des effets nocifs de l'exposition au mercure chez les humains. Dans la communauté de la rivière Tapajós, par exemple, au Brésil, on a observé récemment des déficits intellectuels chez des enfants de sept ans qui avaient été exposés, pendant la vie intra-utérine, à des niveaux de mercure correspondant, chez leur mère, à moins de 10 µg/g de cheveux (Malm *et al.*, 1999, cité dans le mémoire du Brésil, sub66govatt2A). Un bon nombre d'études portent sur l'exposition au mercure et ses effets toxiques dans des régions où l'on extrait de l'or, dans l'Amazonas. Le ministère de la Santé du Brésil explique qu'il procède à l'examen des données sur l'exposition en Amazonie, en s'intéressant particulièrement à la consommation du poisson et à la concentration de mercure dans le poisson (sub66govatt2A). Le ministre a également présenté une longue liste de références sur les effets du mercure en Amazonie (sub66govatt2B).

331. Akagi et Naganuma (2000) ont utilisé des mesures distinctes du méthylmercure et du mercure total pour faire la distinction entre l'exposition causée par un régime alimentaire basé sur les produits aquatiques, et l'exposition directe au mercure élémentaire causée par l'extraction de l'or. Ils ont observé des concentrations de méthylmercure qui dépassent le niveau entraînant des effets néfastes chez l'adulte, soit 50 µg/g de cheveux, chez 3,2 p. 100 des 559 habitants à l'étude. Le sujet le plus exposé accusait un taux de 132 µg par gramme de cheveux. Ces valeurs sont beaucoup plus élevées que la dose repère de 10 µg/g de cheveux maternels tirée des études sur les îles Féroé (voir section 3.2.1).

332. Vasconcellos *et al.* (1998) ont déterminé la concentration de mercure total dans les cheveux des membres de 13 des 17 tribus habitant le parc Xingu dans l'Amazonie brésilienne. Dans six des groupes à l'étude, la concentration de méthylmercure dans les cheveux a également été mesurée. La moyenne géométrique des concentrations de mercure total variait, parmi les tribus, de 3,2 à 21 µg/g de cheveux, mais la moyenne se situait entre 10 et 20 µg/g pour la majorité des groupes. Dans les tribus chez lesquelles on a aussi mesuré le méthylmercure, celui-ci contribuait pour la presque totalité au mercure relevé dans les échantillons capillaires. Dans la même étude, trois groupes d'habitants de l'Etat brésilien d'Amapá ont aussi été examinés. La figure 4.2 montre la quantité de mercure total contenu dans les cheveux, comparativement au nombre de repas de poisson consommés par semaine, d'abord pour une région qui n'est pas touchée directement par l'extraction de l'or (figure 4.2 a), puis pour une autre région qui, elle, est touchée par les activités d'extraction de l'or (figure 4.2 b).

a) Concentration de mercure total dans les cheveux comparativement à la consommation de poisson – région de Serra do Navio, Etat d’Amapá, Brésil (non directement touchée par l’extraction de l’or)



b) Concentration de mercure total dans les cheveux comparativement à la consommation de poisson – région de Vila Nova, Etat d’Amapá, Brésil (directement touchée par l’extraction de l’or)

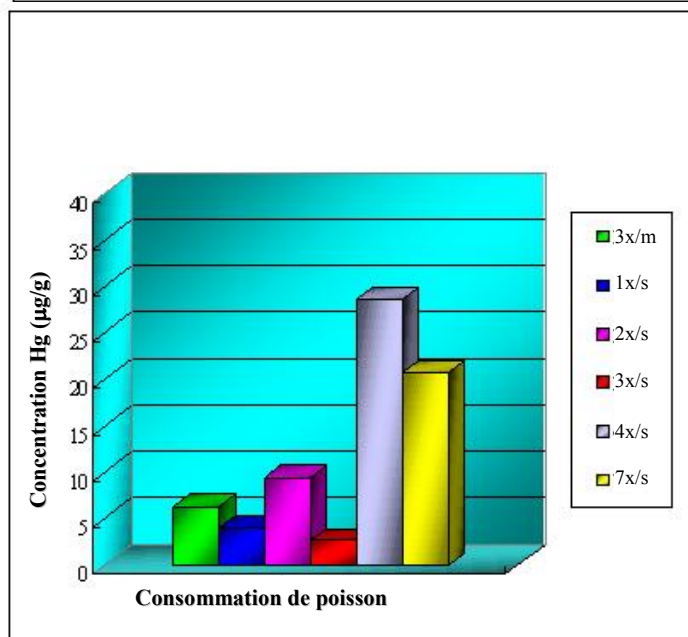


Figure 4.2 Concentration de mercure total dans les cheveux comparativement à la consommation de poisson dans deux régions de l’Etat d’Amapá, Brésil (tiré de Vasconcellos et al., 1998, présenté par le Brésil, sub68govatt1)

333. Certains chercheurs ont tenté de déterminer si l’extraction de l’or pouvait à elle seule expliquer les niveaux de contamination au mercure observés en Amazonas. Parmi les autres sources de contamination au mercure mentionnées figuraient les émanations volcaniques et une assimilation accrue en raison de la déforestation et d’autres sources d’érosion du sol (d’après le mémoire des E.-U., comm-24-gov, 2002).

Guyane française

334. Une étude entreprise par Fréry *et al.* (1999) chez les Wayana, dans le secteur amont du Maroni, en Guyane française, dont le régime alimentaire se compose principalement de poisson, confirme l’exposition au mercure causée par la consommation de poissons de rivière contaminés par le mercure

utilisé dans l'extraction de l'or. Sur 242 échantillons de poisson analysés, 14,5 p. 100 contenaient un taux de mercure supérieur à 0,5 mg/kg (le taux le plus élevé se situant à 1,62 mg/kg). En se fondant sur les habitudes de consommation de poisson des Wayana, on a déterminé que les adultes consommaient de 40 à 60 µg de mercure total par jour; les nourrissons environ 3 µg par jour; les enfants âgés de 1 à 3 ans 7 µg par jour; ceux âgés de 3 à 6 ans environ 15 µg par jour; et enfin, ceux âgés de 10 à 15 ans en consommaient de 28 à 40 µg par jour. Plus de la moitié de la population présente un taux de mercure dans les cheveux supérieur à la dose recommandée par l'OMS de 10 µg de mercure total par g, la moyenne se situant à 11,4 µg/g (le taux de mercure dans la population de la Guyane est d'environ 3 µg/g, et de 1,7 µg/g en région urbaine).

4.5 Données présentées sur la concentration de mercure dans le poisson

335. L'information sur la concentration de mercure dans le poisson de diverses régions du monde a été choisie dans le présent rapport comme indicateur de la présence de ce métal dans l'environnement mondial. Un certain nombre de nations et d'organisations internationales ont présenté des chiffres sur la concentration de mercure dans le poisson. De plus, les résultats de nombreuses études sur le niveau de mercure contenu dans le poisson ont été publiés dans la littérature. Les données présentées, accompagnées d'exemples de concentration de mercure dans le poisson dans diverses régions du monde, sont exposées au tableau 4.5. Les données disponibles illustrent le fait que le mercure est présent partout sur la planète à des concentrations qui peuvent avoir des effets nocifs sur les êtres humains et sur la faune.

336. Pour illustrer le lien entre les concentrations observées et l'importance des effets nocifs, **les concentrations égales ou supérieures à 0,3 mg/kg de poids frais** – ce qui correspond à la limite de résidus dans les tissus définie par l'EPA (avec un apport quotidien de 17,5 grammes de poisson) et à la directive japonaise (voir section 4.2.1) – **figurent en caractères gras dans le tableau ci-dessous**. Ces chiffres sont ceux des plus récentes évaluations approfondies du risque portant sur l'exposition au mercure provenant des régimes alimentaires à base de poisson. Comme nous l'avons vu au tableau 4.1, les lignes directrices du Codex Alimentarius de l'OMS/FAO fixent à 0,5 mg/kg de poids frais la quantité maximale de mercure dans les poissons qui n'appartiennent pas aux espèces prédatrices, et à 1 mg/kg de poids frais dans le cas des poissons prédateurs (requin, espadon, thon, brochet et autres).

Tableau 4.5 Exemples de concentration de mercure dans le poisson ou les mollusques et crustacés de différentes régions du monde, tirés des mémoires présentés dans le cadre de l'évaluation mondiale du mercure. La méthodologie employée pour recueillir, traiter et analyser les échantillons peut varier d'un pays à l'autre et a pu influencer sur les résultats. Pour de plus amples renseignements à cet égard, consulter les documents de référence.

Région géographique	Espèces de poissons et de mollusques ou crustacés	Concentration (-niveau) *3 pf : poids frais *4 ps : poids sec *5	Année d'échantillonnage	Niveau trophique *1	Niveau de contamination de l'habitat *2	Références
Arctique	Poissons marins	0,01 – 0,1 mg/kg pf Sommets : 0,1 – 0,9 mg/kg pf	Diverses			PSEA, 1998
	Moules marines	<0,009 – 0,033 mg/kg pf	Diverses			
Australie (sud-ouest de la Tasmanie)	Anguille d'Australie (lac Gordon)	0,86 – 2,15 mg/kg (moyenne 1,40 mg/kg, 9 échantillons)	1994			Bowles, 1998, mémoire de l'Australie, sub63gov
	Truite de mer (lac Pedder)	0,06 – 0,3 mg/kg (moyenne 0,16 mg/kg, 20 échantillons)	1993			
	Truite de mer (lac Gordon)	0,1 – 1,4 mg/kg (moyenne 0,35 mg/kg, 20 échantillons)	1994			
	Truite de mer (rivière Gordon)	0,3 – 2,35 mg/kg (moyenne 1,09 mg/kg, 25 échantillons)	1993			
	Perche (lac Gordon)	0,12 – 1,3 mg/kg (moyenne 0,52 mg/kg, 20 échantillons)	1993			

Brésil	46 espèces de six niveaux trophiques :		1991-1993			Boischio et Henshel, 2000
	Herbivores/détritivores Planctophages/ omnivores I omnivores II/piscivores	0,10/0,15 mg/kg (pf) 0,36/0,21 mg/kg (pf) 0,55/0,64 mg/kg (pf)				
Brésil (Amazonas)	Poissons de rivière de régions vierges Poissons prédateurs de régions contaminées (principal bassin exploité de l’Amazone)	Inférieure à 0,2 mg/kg pf Peut atteindre 2 – 6 mg/kg ou plus, Moyennes supérieures à 0,5 mg/kg	1990	Pré	Nat Con	Malm, tiré du forum NIMD, 2001, mémoire national du Japon (sub6govatt1)
Chypre	Espadon	0,20 – 2,00 mg/kg pf (moyenne 0,54 sur 21 échantillons)	1993-1997	Pré	Gén	Mémoire national de Chypre (environ 15 espèces déclarées en tout)
	Sparidés	0,00 – 2,00 mg/kg pf (moyenne 0,38 sur 42 échantillons)			Gén	
	Rouget	0,00 – 0,70 mg/kg pf (moyenne 0,11 sur 15 échantillons)		Non	Gén	
	Denté (dentex dentex)	0,00 – 2,00 mg/kg pf (moyenne 0,51 sur 20 échantillons)			Gén	
Côte d’Ivoire	Espèces de thon, albacore (Thunnus Albacares)	0,30 – 0,36 mg/kg pf 0,8 mg/kg pf (muscle)	1991	Pré	Gén	Mémoire national de la Côte d’Ivoire (sub72gov)
	Sujets de grosse taille (80-91 kg) :					
	Sole, hareng	0,064 – 0,090 mg/kg pf 0,037 – 0,047 mg/kg pf		Non Non	Gén Gén	
Etats-Unis d’Amérique	Poissons se nourrissant sur le fond – Carpe	0,061 – 0,250 mg/kg	1990-1995	Non Pré		EPA, 1997
	Barbue de rivière	0,010 – 0,890 mg/kg				
	Meunier noir	0,042 – 0,456 mg/kg				
	Prédateurs – Achigan à petite bouche	0,094 – 0,766 mg/kg				
	Truite de mer	0,037 – 0,418 mg/kg				
	Achigan à grande bouche	0,101 – 1,369 mg/kg				
	Doré jaune	0,040 – 1,383 mg/kg				
	Brochet du Nord	0,084 – 0,531 mg/kg				
Fidji	Mollusques (<i>Crassostrea mordax</i>)	<0,001 – 0,061 mg/kg pf	1987/88		Nat	Naidu <i>et al.</i> , 1991
	Mollusques (<i>Crassostrea mordax</i>)	0,55 – 0,95 mg/kg ps	1988		Con	Naidu et Morrison, 1994
	Mollusques (<i>Grafiarium tumidum</i>)	0,05 – 0,20 mg/kg ps	1985/86		Nat	Gangaiya <i>et al.</i> , 1988
	Mollusques (<i>Anadara</i> spp.)	0,037 – 0,099 mg/kg ps	1992/93		Nat	Morrison <i>et al.</i> , 2001
	Thon en conserve	0,01 – 0,97 mg/kg pf	1990/92		?	IAS, 1992
Finlande	Brochet du Nord des eaux douces et des eaux côtières saumâtres	1,52 mg Hg/kg pf (concentration moyenne)	Années 1960			Mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, (sub84gov)
		0,60 mg Hg/kg pf (concentration moyenne)	1990			
France	Moules (369 échantillons prélevés sur 96 stations d’échantillonnage le long de la côte française)	0,008 – 0,238 mg méthylHg/kg ps (moyenne 0,064 mg/kg ps)	1996			Claisse <i>et al.</i> , 2001, mémoire national de la France (sub49gov)
	Poissons, Atlantique :					Cossa, 1994, mémoire national de la France (sub49gov).
	Congre	1,2 +/- 0,3 mg/kg ps				
	Merlu	0,4 +/- 0,1 mg/kg ps				
Rousette	2,0 +/- 0,6 mg/kg ps					
	Poissons, Méditerranée :					
	Congre	4,5 +/- 2,8 mg/kg ps				
	Merlu	3,2 +/- 2,1 mg/kg ps				
	Rousette	9,4 +/- 5,2 mg/kg ps				

	Poissons pris dans la Baltique et la mer du Nord, dans la Manche, dans l’Atlantique) Espadon (<i>Xiphias gladius</i>) Requin (<i>Lamna</i> sp.) Thon rouge (<i>Thunnus thynnus</i>)	Moyenne 0,780 mg/kg pf (41 échantillons) Moyenne 0,692 mg/kg pf (497 échantillons) Moyenne 0,470 mg/kg pf (344 échantillons)	1971-1980			Thibaud, 1992, mémoire national de la France (sub49gov)
Ghana	Poissons de rivière : surtout le tilapia (tilapia guineensis) et le poisson-chat (<i>heterobranchus</i> spp.)	Général : 0,55 – 1,59 mg/kg pf Tilapia, moyenne: 1,17 mg/kg pf (sur 8 poissons)	2000		Con	Mémoire national du Ghana et rapport de l’ONUDI (sub2igoatt6part2)
Guam	Poisson	0,009 – 0,045 mg/kg pf			Nat	Denton <i>et al.</i> , 2001
Hong Kong	Carpe de vase (<i>Cirrhinus molitorella</i>) Mérout d’eau douce (<i>Micropterus</i> sp.) Cohana doré (<i>Nemipterus virgatus</i>) Sabre (<i>Trichiurus haumela</i>)	0,025 mg/kg pf 0,195 mg/kg pf 0,219 mg/kg pf 0,146 mg/kg pf	1995			Dickman et Leung, 1998
Îles Salomon	Chair de poissons (espèces inconnues) Foie de poissons (espèces inconnues)	0,0002 – 0,0014 mg/kg pf 0,089 – 0,120 mg/kg pf			Nat	Kannan <i>et al.</i> , 1995
Inde	18 groupes de poissons et autres produits du golfe du Bengale, du golfe d’Oman et de l’océan Indien <i>Mombai, côte ouest</i> Poissons Bivalves Gastéropodes Crabes <i>Madras, côte sud-est</i> Poissons Poissons <i>Île Sagar, côte est</i> Bivalves	0,005 – 0,065 mg Hg total/kg (moyenne de la distribution d’échantillonnage) 0,03 – 0,82 mg Hg total/kg ps 0,13 – 10,82 mg Hg total/kg ps 1,05 – 3,60 mg Hg total/kg ps 1,42 – 4,94 mg Hg total/kg ps Sous le seuil de détection (100 ng/g) 0,08 – 0,14 mg Hg total/kg pf 0,06 – 2,24 mg Hg total/kg ps			Nat	Ramamurthy, 1979, dans un commentaire de l’Inde (comm.-13-gov) Bhattacharya et Sarkar, 1996
Italie	Thon rouge (<i>Thunnus thynnus thynnus</i>)	0 – 4 mg Hg total/kg pf		Pré	Gén	Renzoni <i>et al.</i> , 1998
Japon	Rascasse, intérieur de la baie de Minamata Rascasse, extérieur de la baie de Minamata	0,655 mg/kg ± 0,162 0,511 mg/kg ± 0,241 0,603 mg/kg ± 0,216 0,531 mg/kg ± 0,194 0,431 mg/kg ± 0,163	1978 1993 1983 1990 1999			Yasuda <i>et al.</i> , mémoire national du Japon (sub6gov)
Kiribati	Mollusques (<i>Anadara</i> spp.)	<0,0001 – 0,006 mg/kg pf	1987		Nat	Naidu <i>et al.</i> , 1991
Koweït	Crevettes, diverses espèces	Non détecté – 1,57 mg/kg (moyenne inférieure à 0,4 mg/kg)	Années 1980			Khordagui et Dhari, 1991, mémoire de l’UNESCWA (sub1igo)
Maurice	Requin (non identifié) Marlin Thon Espadon	0,13 – 0,60 mg Hg/kg (52 échantillons requin frais) 1,20 – 3,00 mg Hg/kg (8 échantillons), 0,10 – 0,90 mg Hg/kg (18 autres échantillons) 0,10 – 0,70 mg Hg/kg (16 échantillons thon frais) 0,22 – 0,65 mg Hg/kg (17 échantillons espadon)	?	Pré	Gén	Mémoire national de Maurice (sub56gov)
Mer Baltique	Poissons entiers Poissons marins Moules bleues Moules bleues	0,010 – 0,050 mg/kg pf 0,016 – 0,091 mg/kg pf (muscle, toutes les espèces étudiées). 0,005 – 0,010 mg/kg pf Excédant légèrement 0,01 mg/kg pf	1994-1998		Nat Gén Non Nat Gén	CIEM, 1997, dans Helcom, 2001

Evaluation mondiale du mercure – Expositions actuelles au mercure et évaluation des risques pour l’homme 79

Nord-est de l’Atlantique (eaux OSPAR)	Poisson marin	0,01 – 0,2 mg/kg pf (général) Jusqu’à 0,9 mg/kg pf (régions record)	1993-1996		Gén	OSPAR, 2000b et 2000, mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques (sub84gov)
	Moules marines	0,01 – 0,1 mg/kg pf (général) Jusqu’à 0,9 mg/kg pf (régions record)		Non	Gén	
Norvège	Brochet Perche	0,1 – 2,5 mg/kg 0,1 – 2,5 mg/kg	1988-1994			Mémoire national de la Norvège (sub70gov)
Philippines	Poissons de rivière	0,00107 – 0,439 mg Hg total/kg 0,00071 – 0,377 mg méthylHg/kg	1996-1999	Non	Con (extraction artisanale de l’or)	Mémoire national des Philippines (sub1gov)
	Palourdes de Taïwan	0,233 – 1,208 mg Hg total/kg	1997-1999			
	Tilapia	0,109 – 0,494 mg Hg total/kg	1996-1999			
République de Corée	Espèces de poissons d’eau douce non identifiées provenant chacune de 12 endroits du bassin de la rivière Keum et de la rivière Nakdong	Moyenne 0,126 mg Hg total/kg (10 espèces, 90 échantillons) Moyenne 0,196 mg Hg total/kg (6 espèces, 124 échantillons)	1989 1985			Mémoire national de la Corée (sub76govatt1)
	7 espèces de poissons d’eau douce (givel, carpe, mullet gris, poisson-chat, poisson-serpent, anguille, poisson-mandarin) de la région de Kangkyung sur la rivière Keum	Moyenne 0,351 mg/kg (muscle, 7 espèces, 57 échantillons)	1980			Mémoire national de la Corée (sub76govatt1)
	Espèces de poissons d’eau douce provenant de 24 cours d’eau du sud-est de la Corée (cyprin doré, <i>Zacco temmincki</i> , <i>plecoglossus altivelis</i> , <i>Moroco lagowskii</i> , <i>Chaenogobius urotaenia urotaenia</i> , etc.)	0,02 – 0,12 mg/kg moyenne 0,07 mg/kg	1979			Mémoire national de la Corée (sub76govatt1)
Royaume-Uni	Anguilles (<i>Anguilla anguilla</i>) prises en divers points d’East Anglia	0,001 – 0,082 µg/kg (moyenne 20) 0,014 – 0,788 µg/kg (moyenne 170) 0,022-0,168 µg/kg (moyenne 82)	?			Downs <i>et al.</i> , 1999, mémoire national du Royaume-Uni (sub39govatt1)
Royaume-Uni	Etude portant sur 336 poissons et mollusques marins frais, congelés ou traités - Flétan Marlin Requin Espadon Thon	0,038 – 0,617 mg/kg (moyenne 0,290, 2 échantillons) 0,409 – 2,204 mg/kg (moyenne 1,091 , 4 échantillons) 1,006 – 2,200 mg/kg (moyenne 1,521 , 5 échantillons) 0,153 – 2,706 mg/kg (moyenne 1,355 , 17 échantillons) 0,141 – 1,500 mg/kg (moyenne 0,401 , 34 échantillons)				Etude de l’Université de Bristol – Mercury in imported fish and shellfish and UK farmed fish and their products, inédite, sur le site www.food.gov.uk/multi-media/pdfs/Mercury_in_Fish_table.pdf
Royaume-Uni (mer d’Irlande)	Flets (<i>Platichthys flesus</i>) pris près de l’Irlande, du Pays de Galles, de l’île de Man.	0,008 – 0,331 mg/kg pf	?			Leah <i>et al.</i> , 1992, mémoire national du Royaume-Uni (sub39govatt1)
	Flets pris près de la baie de Liverpool	Jusqu’à 1,96 mg/kg pf				
	Plies (<i>Pleuronectes platessa</i>)	Inférieure à 0,5 mg/kg pf				
	Limandes (<i>Limanda limanda</i>)	Inférieure à 1,1 mg/kg pf				
	Petite roussette (<i>Scyliorhinus caniculus</i>)	Inférieure à 2,5 mg/kg pf				

Seychelles	Diverses espèces océaniques	Moyenne de 0,2 – 0,3 mg/kg				Cernichiari <i>et al.</i> , 1995, cité par Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Slovaquie	Certaines espèces de poissons de rivière et de lac :		1995-2000			Commentaire de Slovaquie (comm-14-gov)
	Barbeau (<i>Barbus barbus</i>)	0,053 – 7,329 mg/kg pf (moyenne 0,728 mg/kg, 29 échantillons)				
	Perche commune (<i>Perca fluviatilis</i>)	0,009 – 1,964 mg/kg pf (moyenne 0,212 mg/kg, 34 échantillons)	1995-2000			
	Ombre (<i>Thymallus thymallus</i>)	0,032 – 0,110 mg/kg pf (moyenne 0,064 mg/kg, 6 échantillons)	1995-1997			
	Truite arc-en-ciel (<i>Salmo gairdnerii</i>)	0,001 – 0,970 mg/kg pf (moyenne 0,038 mg/kg, 56 échantillons)	1995-2001			
	Anguille (<i>Anguilla anguilla</i>)	0,007 – 0,220 mg/kg pf (moyenne 0,093 mg/kg, 8 échantillons)	1995-1996			
Suède	Brochet du Nord de 1 kg pris dans les eaux intérieures	0,1 – 2,0 mg/kg pf				Commentaire de la Suède (comm-12-gov)
Taïwan	Makaire bleu (<i>Makaira mazara</i>)	10,3 mg/kg ps	1995-1996			Han <i>et al.</i> , 1998
	Thon (<i>Thunnus albacores</i>)	9,75 mg/kg ps				
	<i>Penaeus mondon</i>	2,19 mg/kg ps				
	Huîtres (<i>Crassostrea gigas</i>)	0,180 mg/kg ps				
Thaïlande	Espèces non identifiées de poissons, crevettes et mollusques prises à 15 embouchures différentes (avec des engins artisanaux)	0,041 – 0,32 mg/kg (ps)	1998		Gén	Mémoire national de la Thaïlande (sub53gov)
		0,01 – 0,6 mg/kg (ps)	1999			
	Vivaneau, mérrou, cohanas, synodonte, cobia	0,049 – 0,694 mg/kg (pf)	1997			
Tonga	Mollusques (<i>Grafarium tumidum</i>)	0,022 – 0,191 mg/kg pf	1987		Nat	Naidu <i>et al.</i> , 1991
Vanuatu	Mollusques (<i>Anadara spp.</i>)	0,02 – 0,04 mg/kg pf	1987		Nat	Naidu <i>et al.</i> , 1991
	Mollusques (<i>Crassostrea mordax</i>)	0,01 – 0,04 mg/kg pf	1987			

Notes:

- 1 Indication du niveau trophique : **Pré** – prédateur/niveau supérieur; **Non** - non-prédateur/niveau inférieur;
- 2 Indication du niveau de contamination de l'habitat : **Gén** - général/non précisé; **Nat**- niveau naturel; **Con** – contaminé.
- 3 Sauf avis contraire, on présume que les résultats font référence au contenu mesuré de mercure total (et non de méthylmercure).
- 4 On peut présumer que la concentration de mercure est indiquée par rapport au poids frais (pf), sauf avis contraire.
- 5 Par définition, les résultats indiqués par rapport au poids sec (ps) seront supérieurs à ceux qui sont indiqués par rapport au poids frais (en raison de l'eau contenue dans le poisson et les aliments d'origine marine) et ne peuvent donc pas être comparés directement aux résultats indiqués par rapport au poids frais ni aux valeurs de référence fondées sur le poids frais.

5 Effet du mercure sur l'environnement

5.1 Aperçu

Accumulation du mercure dans les réseaux trophiques

337. Un élément important des impacts du mercure sur l'environnement est sa capacité à s'accumuler dans les organismes et le long de la chaîne alimentaire. Bien que toutes les formes de mercure puissent s'accumuler dans une certaine mesure, le méthylmercure est absorbé et accumulé plus que les autres. Le mercure inorganique peut aussi être absorbé, mais il l'est généralement plus lentement et moins efficacement que le méthylmercure (EPA, 1997), et la bioamplification de ce composé influe énormément sur la contamination des animaux et des humains. Le méthylmercure se fixe fortement dans le poisson; en effet, près de 100 p. 100 du mercure bioaccumulé dans les poissons prédateurs est sous la forme de méthylmercure. La majeure partie du méthylmercure présent dans les tissus de poissons a un lien covalent avec les groupes sulfhydryles des protéines. Cette liaison entraîne une longue demi-vie d'élimination (environ deux ans; Wiener et Spry, 1996). Par conséquent, on observe un enrichissement sélectif du méthylmercure (relativement au mercure inorganique) au fur et à mesure qu'on monte dans le réseau trophique.

Bioaccumulation et bioamplification

Par **bioaccumulation**, on entend l'accumulation nette de métal qui se fait au fil du temps dans un organisme à partir de sources biotiques (autres organismes) et abiotiques (sol, air et eau).

Par **bioamplification**, on entend l'accumulation progressive de certains métaux lourds (et de certaines autres substances persistantes) en passant d'un niveau trophique à un autre; on parle donc du taux de concentration dans les tissus d'un organisme prédateur, par comparaison à celui de sa proie (PSEA, 1998).

338. Le méthylmercure, contrairement aux autres composés du mercure, ne s'élimine que très lentement de l'organisme des poissons (EPA, 1997). Avec une concentration environnementale stable, la concentration de mercure dans les individus d'une espèce de poisson donnée tend à augmenter avec l'âge de l'individu, en raison de la lenteur de l'élimination du méthylmercure et de l'augmentation d'absorption si l'individu change de position dans le réseau trophique, ce qui arrive souvent lorsqu'un poisson grossit (d'où augmentation de la quantité de poisson consommé et de la taille des proies plus grosses). C'est pourquoi on observe souvent une plus grande concentration de mercure dans les tissus des poissons plus âgés, comparativement aux individus plus jeunes d'une même espèce.

339. La concentration de mercure est le plus faible dans les petits poissons, non prédateurs, et peut se multiplier plusieurs fois en remontant la chaîne alimentaire (PSEA, 1998). En plus de la concentration dans les aliments, d'autres facteurs influent sur la bioaccumulation du mercure. Le taux de méthylation et de déméthylation (voir section 2.3) par l'activité bactérienne (p. ex. sulfatoréducteurs) joue un rôle de première importance. Lorsque tous ces facteurs sont combinés, le taux de méthylation net peut influencer fortement sur la quantité de méthylmercure produit et disponible pour être accumulé et retenu par des organismes aquatiques. Comme on l'a décrit à la section 2.3, plusieurs paramètres de l'environnement aquatique jouent un rôle sur la méthylation du mercure et donc sur sa bioamplification. Bien que l'on connaisse généralement bien la bioaccumulation et la bioamplification du mercure, il n'en demeure pas moins qu'il s'agit de processus extrêmement complexes dans lesquels interviennent divers cycles biogéochimiques et interactions écologiques. Il s'ensuit que, bien qu'on puisse observer l'accumulation et l'amplification du mercure, il est difficile de prédire l'ampleur de la bioamplification dans le poisson d'un site à l'autre.

340. Les niveaux supérieurs du réseau trophique aquatique sont occupés par des espèces piscivores, comme les humains, les oiseaux de mer, les phoques et les loutres. Les espèces sauvages de grande taille (comme les aigles et les phoques) se nourrissent de poissons qui sont eux-mêmes des prédateurs, comme la truite et le saumon, tandis que les espèces de plus petite taille (comme le martin-pêcheur) ont tendance à se nourrir de poissons proies plus petits. Dans une étude sur les animaux à fourrure au Wisconsin, les espèces dont le tissu contenait les plus hauts niveaux de mercure étaient les loutres et les visons, des mammifères prédateurs du haut de la chaîne alimentaire aquatique. Les plus grands prédateurs aviaires de la chaîne alimentaire aquatique comprennent le balbuzard et le pygargue à tête blanche (EPA, 1997). Ainsi, le mercure est transféré et accumulé en passant d'un niveau à l'autre du réseau trophique (EPA, 1997). Les réseaux trophiques aquatiques tendent à compter plus de niveaux que les réseaux terrestres, où les prédateurs se nourrissent rarement les uns des autres. C'est pourquoi la bioamplification atteint généralement des niveaux plus élevés en milieu aquatique.

Composés du mercure toxiques pour les espèces sauvages

341. Le méthylmercure est une toxine du système nerveux central, et les reins sont les organes les plus vulnérables aux dommages causés par le mercure inorganique. De graves effets neurologiques avaient déjà été observés chez des animaux dans le cas célèbre de Minamata, au Japon, avant que l'on constate l'empoisonnement chez les humains. En effet, les oiseaux avaient de grandes difficultés à voler et présentaient d'autres comportements très anormaux. On attribue également au mercure des effets importants sur la reproduction, et le méthylmercure est particulièrement dangereux pour le fœtus puisqu'il traverse facilement la barrière placentaire et peut endommager le développement du système nerveux.

342. Chez les oiseaux, les effets nocifs du mercure sur la reproduction peuvent se faire sentir à des concentrations dans l'œuf de seulement 0,05 à 2,0 mg/kg (poids frais). Les œufs de certaines espèces canadiennes présentent déjà ce niveau, et la concentration dans les œufs de plusieurs autres continue de croître et de s'en rapprocher.

343. Le niveau de mercure chez le phoque annelé et chez le béluga a augmenté d'un facteur de 2 à 4 dans les 25 dernières années dans certaines régions de l'Arctique canadien et du Groenland (Muir *et al.*, 2001; Wagemann *et al.*, 1996). Dans les eaux plus chaudes, les mammifères marins prédateurs peuvent aussi être à risque. Dans une étude portant sur la population de dauphins à bosse de Hong Kong, le mercure a été identifié comme un grand risque pour la santé, plus encore que d'autres métaux lourds.

Ecosystèmes vulnérables

344. Des données récentes suggèrent que le mercure est responsable d'une réduction de l'activité microbiologique essentielle au réseau trophique terrestre dans les sols de grandes parties de l'Europe, et potentiellement dans de nombreux autres endroits du monde dont les sols ont des caractéristiques comparables. La limite critique préliminaire pour prévenir les effets écologiques du mercure dans les sols organiques a été fixée à 0,07-0,3 mg/kg de mercure total (Pirrone *et al.*, 2001).

345. À l'échelle mondiale, on a beaucoup parlé récemment de l'Arctique en raison du transport du mercure sur de longues distances. Toutefois, les effets du mercure ne sont en aucune façon restreints à cette région du monde. On trouve les mêmes caractéristiques de réseau trophique (et une dépendance comparable à une source alimentaire contaminée au mercure) dans divers écosystèmes et communautés humaines de nombreux pays où le poisson est un élément prédominant du régime alimentaire.

346. L'élévation du niveau de la mer associée au changement climatique peut aussi avoir une incidence sur la méthylation du mercure et sur son accumulation dans le poisson. On a par exemple des indications d'une formation accrue de méthylmercure dans de petits lacs aux eaux chaudes et dans des régions nouvellement inondées.

347. Le présent chapitre ne vise pas à faire une synthèse complète de la littérature sur l'exposition au mercure, ses effets et ses risques pour les récepteurs écologiques. On y présente plutôt un sommaire d'études choisies sur le sujet, de même que des données et des commentaires soumis pendant la présente évaluation.

348. Différentes parties du présent chapitre se fondent sur Pirrone *et al.* (2001), sur EPA (1997), sur le mémoire du gouvernement canadien présenté au PNUE (sub42gov) et sur le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques (sub84gov).

5.2 Ampleur des effets écotoxicologiques

349. Au cours des ans, de nombreuses articles, rapports et examens scientifiques ont été publiés sur la toxicité et l'écotoxicité du mercure et du méthylmercure. Le lecteur est prié de se référer aux monographies du PISSC de l'OMS sur le mercure (OMS/PISSC, 1991), le méthylmercure (OMS/PISSC, 1990) et les aspects environnementaux du mercure (OMS/PISSC, 1989), où il trouvera une information plus détaillée. Dans le présent document, nous adoptons une perspective plus vaste, combinée à certaines données compilées au cours de la dernière décennie (EPA, 1997; Pirrone *et al.*, 2001; mémoire du Canada au PNUE (sub42govatt1); et autres).

350. La présente section sera axée sur la concentration et les doses de mercure qui entraînent des effets sur les organismes individuels. Les données sont surtout tirées de résultats d'études en laboratoire et d'études épidémiologiques. Malgré un certain nombre d'études sur le terrain concernant les effets potentiels du mercure sur la faune aquatique et terrestre vivant en liberté, on connaît encore mal les effets du mercure dans les organisations biologiques des niveaux supérieurs (p. ex. écosystème, communauté, population), comme en fait état l'étude de l'EPA (1997).

351. L'exposition au mercure peut entraîner de graves effets neurologiques. On a pu le constater à Minamata, au Japon, depuis 1950-1952 environ (avant que l'on reconnaisse l'empoisonnement humain), où les oiseaux avaient de grandes difficultés à voler et présentaient d'autres comportements très anormaux (EPA, 1997). Des symptômes de maladie neurologique, dont des convulsions, crises d'épilepsie, mouvements très erratiques (course folle, saut soudain, collision avec des objets), ont été observés chez des animaux domestiques, surtout des chats qui consommaient une grande quantité de produits de la mer.

5.2.1 Mammifères

352. Le gros des données sur les mammifères a été généré par des expériences en laboratoire sur des souris, rats et autres animaux de laboratoire typiques, visant à évaluer le risque pour l'homme. Ces conclusions ne sont pas évaluées dans le présent document, qui porte avant tout sur les espèces sauvages.

353. On a mené des études en laboratoire dans des conditions contrôlées pour évaluer les effets du méthylmercure (provenant d'un régime alimentaire à base de poisson) chez les visons et les loutres (et plusieurs espèces d'oiseaux). Selon l'EPA (1997), des effets peuvent se faire sentir à partir d'une dose quotidienne de 0,18 mg/kg de masse corporelle, ou de 1,1 mg/kg dans le régime alimentaire (CMENO définie par l'EPA pour les visons, tiré de Wobeser *et al.*, 1976). La mort peut survenir à une dose quotidienne de 0,1 à 0,5 mg/kg de masse corporelle ou 1,0-5,0 mg/kg dans le régime alimentaire. Les animaux de plus petite taille (comme les visons et les singes) sont généralement plus susceptibles à l'empoisonnement au mercure que les animaux plus grands (comme le cerf mullet ou le phoque du Groenland).

354. L'EPA a défini un critère de prudence applicable au méthylmercure pour deux espèces de mammifères présentes aux E.-U., soit la loutre et le vison, dont le régime alimentaire se compose de produits aquatiques (EPA, 1997). Ce critère de prudence est fondé sur un niveau de méthylmercure dans l'eau (où les animaux trouvent leur nourriture) qu'on croit sans danger pour les espèces visées. Le critère a été calculé à partir des concentrations produisant un effet (CMENO et CSENO) et des facteurs favorisant la bioaccumulation.

355. Le critère de prudence applicable aux mammifères pour le méthylmercure a été fixé à 57 picogrammes par litre (pg/l) pour le vison et à 42 pg/l pour la loutre de rivière. L'EPA souligne que ce critère reflète des concentrations avec effets observés qui sont supérieurs d'un peu plus de deux ordres de grandeur seulement à ceux dont l'EPA s'est servie pour calculer la dose de référence chez les

humains, et que le critère de prudence applicable aux espèces sauvages ne couvre pas les effets plus subtils comme ceux qui ont été observés récemment chez l'homme (EPA, 1997).

356. Il faut souligner que le méthylmercure est rarement mesuré dans l'eau et que les concentrations du critère de prudence sont extrêmement difficiles à mesurer. Les valeurs récentes des concentrations de mercure total dans l'eau de surface non polluée (charge indirecte seulement) sont de 0,1 à 5 ng/l. Un certain nombre d'études ont montré que le méthylmercure compte généralement pour de 1 à 10 p. 100 du mercure total présent dans l'eau. Avec une concentration de mercure de 1 ng/l d'eau, la concentration de méthylmercure sera de 10 à 100 pg/l et dépassera donc couramment le critère de prudence.

357. Des effets mortels ou nocifs chez les mammifères marins et terrestres sont signalés dans le document du PSEA (1998) lorsque la concentration de mercure excède 25 à 60 mg/kg de poids frais dans les reins et le foie. Le méthylmercure est une toxine qui s'attaque au système nerveux central, et les reins sont les organes les plus vulnérables aux dommages causés par le mercure inorganique. On attribue au mercure des effets importants sur la reproduction, mais on sait que le méthylmercure représente un risque particulier pour le fœtus, puisqu'il traverse facilement la barrière placentaire (PSEA, 1998).

5.2.2 Oiseaux

358. On a observé des amincissements de la coquille des œufs dans les années 1950 et 1960. C'était une des premières conséquences de la présence de mercure (et autres toxines) dans l'environnement. À cette époque, on utilisait du méthylmercure dans le traitement des semences; on a observé un grave empoisonnement d'espèces sauvages en Scandinavie et en Amérique du Nord. Les populations de faisans et d'autres oiseaux granivores, de même que d'oiseaux de proie (p. ex. faucons, aigles) ont chuté de manière marquée, et presque disparu dans certaines régions (Ramel, 1974). On utilise donc depuis lors les oiseaux, les plumes et les œufs pour surveiller les effets du mercure et on dispose ainsi d'un certain nombre de chiffres concernant les concentrations avec effet observé.

359. Les oiseaux fortement intoxiqués présentent généralement des résidus de mercure supérieurs à 20 mg/kg de poids frais dans le corps entier (EPA, 1997).

360. Burger et Gochfeld (1997) citent un certain nombre d'études qui font un lien entre la concentration de mercure dans les œufs et divers effets chez les oiseaux, en particulier une réduction de l'éclosabilité et du taux de survie des poussins, en plus d'autres problèmes de reproduction. Les concentrations avec effet observé se situent entre 0,05 et 5,5 mg/kg de poids frais dans les œufs, la majorité autour de 0,5-1,0 mg/kg de poids frais (voir tableau 5.1). Il faut souligner que les concentrations avec effet observé varient d'une espèce à l'autre, selon les habitudes alimentaires par exemple, et qu'il faut user de prudence lorsqu'on tente d'appliquer ces conclusions à d'autres espèces.

361. Plus particulièrement, la capacité des oiseaux de déméthylmer le méthylmercure (qui peut être liée aux habitudes alimentaires – régime à base de poisson comparativement à régime végétarien) a d'importantes implications pour l'évaluation des risques pour les oiseaux puisque la majorité des tests ont été réalisés sur des espèces qui ne mangent pas de poisson. De plus, l'influence combinée de la co-exposition au sélénium sur la toxicité du méthylmercure devrait être mentionnée, puisque des études en laboratoire ont montré que le sélénium a des effets protecteurs et, dans certains cas, antagonistes, sur le canard colvert, selon son stade de développement (EPA, 1997).

Tableau 5.1 Sommaire de l’ampleur des effets aigus et nocifs du mercure sur les oiseaux.

Ampleur	Concentration	Référence
Effets aigus Résidus dans le corps entier	20 mg/kg de poids frais	EPA, 1997
Autres effets nocifs Œufs	0,5 – 2,0 mg/kg de poids frais	Mémoire du Canada, sub42gov
Œufs	0,05 – 5,5 mg/kg de poids frais	Burger et Gochfeld, 1997
Plumes (données de laboratoire)	5 – 65 mg/kg de poids frais	Burger et Gochfeld, 1997
Régime alimentaire à base de poisson	0,3 – 0,4 mg/kg de poids frais (dans le poisson)	Scheuhammer <i>et al.</i> , 1998, dans Pirrone <i>et al.</i> , 2001.
Régime alimentaire à base de poisson (études sur le terrain)	0,2 – 0,4 mg/kg de poids frais	Diverses sources citées dans le mémoire du Canada, sub42gov (voir texte ci-dessous).
Régime alimentaire à base de poisson (données de laboratoire)	> 0,5 mg/kg de poids frais	Sources citées dans le mémoire du Canada, sub42gov (voir texte ci-dessous).

362. Comme la sensibilité à la toxicité du mercure dépend des espèces, il est difficile de prévoir les seuils de toxicité du mercure dans les œufs des oiseaux de mer. Cependant, des études de laboratoire portant sur d’autres espèces d’oiseaux indiquent que le mercure peut avoir des effets nocifs pour la reproduction à des concentrations dans les œufs de seulement 0,5 à 2,0 mg/kg de poids frais (Burgess et Braune, 2001). Les œufs de l’océanite cul-blanc ont déjà atteint cette concentration et ceux de plusieurs autres espèces continuent de s’en d’approcher.

363. On a observé des effets nocifs associés à une concentration de 5-65 mg de mercure/kg de poids frais dans les plumes (Burger et Gochfeld, 1997) (voir tableau 5.1).

364. Dans des études où l’alimentation était contrôlée, une concentration de mercure de seulement 0,5 mg/kg de poids frais dans le régime alimentaire a produit des effets sur la reproduction et le comportement. Des études sur le terrain portant sur le plongeon huard en liberté font état d’effets négatifs lorsque le mercure contenu dans le poisson dont se nourrit l’oiseau atteint de 0,2 à 0,4 mg/kg de poids frais (Barr, 1986; Nocera et Taylor, 1998; Scheuhammer, 1995).

365. Il a été suggéré (mais non prouvé) que le méthylmercure pourrait avoir des effets immunotoxicologiques et faire augmenter la prévalence des maladies chroniques chez la grande aigrette (Spalding *et al.*, 1994). Cette hypothèse est conforme aux conclusions d’études portant sur l’immunotoxicité du méthylmercure chez des mammifères de laboratoire et peut représenter une conséquence particulièrement importante de l’exposition au méthylmercure chez les populations d’espèces sauvages, qui souffrent souvent de maladies infectieuses (E.-U., comm-24-gov). Pour consulter des examens des effets immunotoxicologiques et histopathologiques du méthylmercure sur les oiseaux sauvages, voir Wolfe *et al.*, (1998) et Spalding *et al.*, (2000).

366. L’EPA a fixé des critères de prudence applicables au martin-pêcheur, au huard, au balbuzard et au pygargue à tête blanche, critères allant de 33 à 100 pg de méthylmercure/l d’eau (voir tableau 5.2). L’EPA souligne que ce critère reflète des concentrations avec effets observés qui sont supérieurs d’un peu plus de deux ordres de grandeur seulement à ceux dont l’EPA s’est servie pour calculer la dose de référence chez les humains, et que le critère de prudence applicable aux espèces sauvages ne couvre pas les effets plus subtils comme ceux qui ont été observés récemment chez l’homme (EPA, 1997).

Tableau 5.2 Critère de prudence applicable aux espèces sauvages pour le méthylmercure présent dans l’eau (EPA, 1997).

Organisme	Critère applicable à la faune (pg/l) *
Martin-pêcheur	33
Huard	82
Balbuzard	82
Pygargue à tête blanche	100

Nota : * 1 pg (picogramme) vaut 10⁻¹² g.

5.2.3 Poisson

367. On croit que la toxicité chez le poisson adulte survient lorsque la concentration atteint un niveau bien supérieur à ceux que l’on trouve généralement dans l’environnement (exception faite des systèmes fortement pollués). Toutefois, des indications récentes suggèrent que, chez certains poissons, l’exposition au mercure aux premiers stades de la vie peut avoir un effet sur la croissance, le développement et l’état hormonal lorsqu’elle atteint un niveau inférieur par un facteur de 10 à la concentration observée dans des lacs « vierges », c.-à-d. des lacs où il n’y a pas de sources de contamination au mercure connue (EPA, 1997 (*Volume VI*); Friedman *et al.*, 1996; Wiener et Spry, 1996). De plus, Wiener et Spry (1996) concluent que, bien que l’exposition directe au méthylmercure dans l’eau ne cause généralement pas de graves problèmes chez le poisson adulte, l’exposition indirecte par l’alimentation et le transfert maternel du méthylmercure aux œufs et aux embryons a des effets lorsque la concentration atteint 1 p. 100 du niveau avec effet observé chez l’adulte et peut être préoccupante (c.-à-d. mortalité des embryons dans les œufs de touladi à une concentration de 0,07 – 0,10 µg/g de poids frais, comparativement à une concentration toxique de 10 à 30 µg/g chez l’adulte). Bien que les auteurs ne tirent pas de conclusion définitive, ils avancent que le taux actuel d’exposition au mercure pourrait nuire au succès de la reproduction chez certaines populations de doré jaune (E.-U., comm-24-gov).

368. La concentration de mercure et sa bioamplification dans le poisson ont fait l’objet d’évaluations approfondies en raison des risques de contamination au mercure chez les humains qui consomment du poisson. En général, la toxicité aiguë (CL₅₀ après 96 heures) se situe à 33-400 µg/l dans le cas du poisson d’eau douce; le poisson de mer est moins sensible (OMS/PISSC, 1989).

5.2.4 Micro-organismes

369. Le mercure étant toxique pour les micro-organismes, on l’utilise depuis longtemps pour stopper la croissance des bactéries en laboratoire (OMS/PISSC, 1990). Dans le cas du mercure inorganique, on a observé des effets à une concentration de 5 µg/l dans des cultures de micro-organismes et, dans le cas de composés de mercure organique, à une concentration au moins 10 fois inférieure (OMS/PISSC, 1991). Comme on l’a déjà mentionné, des composés de mercure organique ont aussi été utilisés comme fongicides dans le traitement des semences.

370. Des études pratiquées sur les sols de forêts tempérées ont montré qu’on peut s’attendre à des effets nocifs sur le processus microbien à une concentration correspondant au niveau actuel, multiplié par un facteur de 3 environ (Rundgren *et al.*, 1992; Tyler, 1992, dans Pirrone *et al.*, 2001). Une recherche récente indique toutefois qu’on pourrait déjà observer des effets dans les sols de grandes parties de l’Europe (Johansson *et al.*, 2001; Johansson, 2001), et peut-être de nombreux autres endroits de la planète dont les sols possèdent des caractéristiques comparables.

371. Récemment, la limite critique préliminaire pour éviter les effets écologiques du mercure dans les sols organiques a été fixée à 0,07–0,3 mg/kg pour le contenu de mercure total dans le sol. Cette limite a été établie par un groupe international d’experts chargé de déterminer les limites critiques des métaux lourds en fonction de leurs effets; le groupe travaillait dans le cadre de la Convention des Nations Unies sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance (Curlic *et al.*, 2000; tiré de Pirrone *et al.*, 2001). La biodisponibilité du mercure dans le sol influe grandement sur sa toxicité;

c'est donc avant tout la fraction du mercure qui est dissoute dans l'eau qui est un facteur déterminant de sa toxicité dans le sol.

5.2.5 Autres espèces

372. Les plantes aquatiques sont affectées par le mercure présent dans l'eau à une concentration approchant 1 mg/l dans le cas du mercure inorganique, mais beaucoup plus faible dans le cas du mercure organique (OMS/PISSC, 1991). Les fortes concentrations de mercure inorganique ont un effet sur les macroalgues, dont elle réduisent la germination (PSEA, 1998).

373. La vulnérabilité des invertébrés aquatiques au mercure est très variable. En général, les larves sont plus vulnérables que les adultes. Chez des larves exposées pendant 48 heures, on a observé un taux de mortalité de 50 p. 100 à une concentration d'environ 10 µg/l, soit 100 fois plus faible que la dose généralement nocive chez les adultes. Les larves d'huîtres sont encore plus sensibles au mercure (OMS/PISSC, 1989). La toxicité dépend également de la température, de la salinité, de l'oxygène dissous et de la dureté de l'eau (Boening, 2000).

374. Pour d'autres classes d'animaux (p. ex. reptiles, amphibiens), on dispose de peu de données dont on pourrait tirer des conclusions sur le niveau de risque. On pense que plusieurs espèces (p. ex. alligators, chélydre serpentine) sont très exposées au méthylmercure en raison de leur régime alimentaire piscivore. On dispose de certaines données sur les résidus dans les tissus d'alligators, mais non sur les niveaux de concentration avec effet observé (E.-U., comm-24-gov).

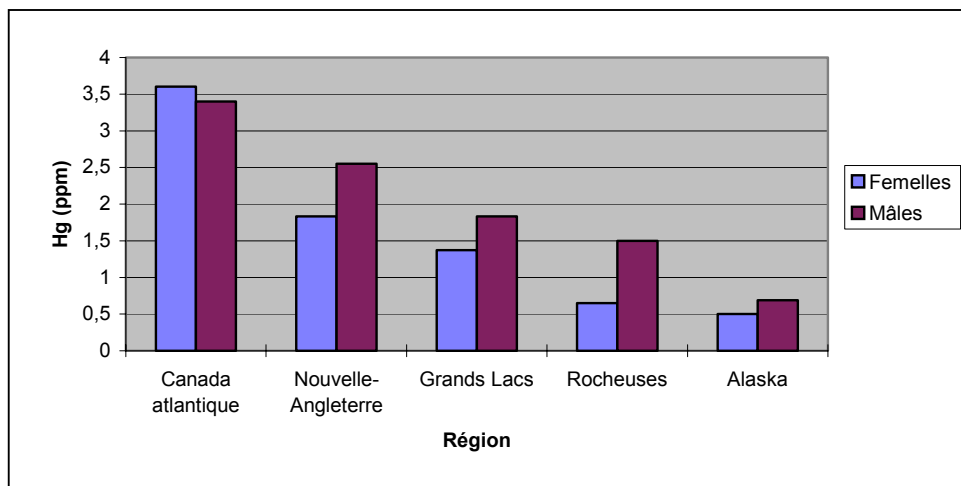
375. Les informations sur la toxicité dans l'environnement terrestre sont très limitées, sauf en ce qui concerne les mammifères, les oiseaux, et les données récentes sur les micro-organismes. Les plantes terrestres sont relativement insensibles aux effets toxiques des composés du mercure. Toutefois, le mercure s'accumule dans les végétaux supérieurs, particulièrement dans les vivaces (Boening, 2000). Le principal effet observé chez les plantes concerne l'apex des racines (Boening, 2000).

5.3 Écosystèmes à risque et espèces vulnérables

376. La présente section décrit l'augmentation des risques pour les écosystèmes et pour diverses espèces due à des propriétés particulières du mercure et de l'environnement. À l'échelle mondiale, on a beaucoup parlé récemment de l'Arctique en raison du transport du mercure sur de longues distances. Toutefois, les effets du mercure ne sont en aucune façon restreints à cette région du monde. On trouve les mêmes caractéristiques de réseau trophique et une dépendance comparable à une source alimentaire contaminée au mercure dans divers écosystèmes précis et communautés humaines de nombreux pays, où le poisson est un élément prédominant du régime alimentaire. Par conséquent, les oiseaux et les mammifères qui se nourrissent de poisson sont plus exposés au mercure que tout autre élément vivant de l'écosystème aquatique (Pirrone *et al.*, 2001).

377. En l'absence de source locale précise de mercure, les écorégions et les écosystèmes les plus exposés dépendent de la configuration du dépôt de mercure sur un pays ou un continent.

378. Au Canada et dans le nord des E.-U., par exemple, le niveau de mercure dans les huards diminue d'est en ouest (mémoire du Canada, sub42gov) (voir figure 5.1).



Source : Burgess, 1998; Evers *et al.*, 1998, tiré du mémoire du Canada, sub42gov.
(ppm = mg/kg)

Figure 5.1 Niveau de mercure sanguin moyen chez le huard au Canada et dans le nord des E.-U., d'est en ouest (mémoire du Canada, sub42gov)

5.3.1 Réseaux trophiques aquatiques

Environnement marin

379. Les prédateurs supérieurs marins sont particulièrement vulnérables à l'exposition au mercure pour les raisons que nous avons déjà mentionnées. Le niveau de mercure chez le phoque annelé et chez le béluga a augmenté d'un facteur de 2 à 4 dans les 25 dernières années dans certaines régions de l'Arctique canadien et du Groenland (Muir *et al.*, 2001; Wagemann *et al.*, 1996). Toutefois, on ne comprend pas encore parfaitement quelle proportion du mercure présent dans l'environnement biologique provient de sources naturelles, et quelle proportion de l'activité humaine.

380. Dans les eaux plus chaudes, les mammifères marins prédateurs peuvent aussi être à risque. Dans une étude portant sur la population de dauphins à bosse de Hong Kong, on a identifié que le mercure constitue un grand risque pour la santé, plus encore que d'autres métaux lourds (Parsons, 1998).

381. Des découvertes récentes indiquent que c'est la partie située juste sous la surface des océans, pauvre en oxygène, qui serait une source de conversion du mercure en méthylmercure, et favoriserait la bioconcentration subséquente du métal dans le poisson et le réseau trophique. La concentration de méthylmercure dans les espèces de poisson augmente d'un facteur de 4 entre moins de 200 m et plus de 300 m de profondeur, où elle cesse d'augmenter, même à une profondeur de 1 200 m (Monteiro *et al.*, 1999).

Environnements dulcicoles

382. Dans un rapport récent, l'EPA (1997) présente un certain nombre de caractéristiques des écosystèmes d'eau douce qui sont le plus exposés aux rejets atmosphériques de mercure :

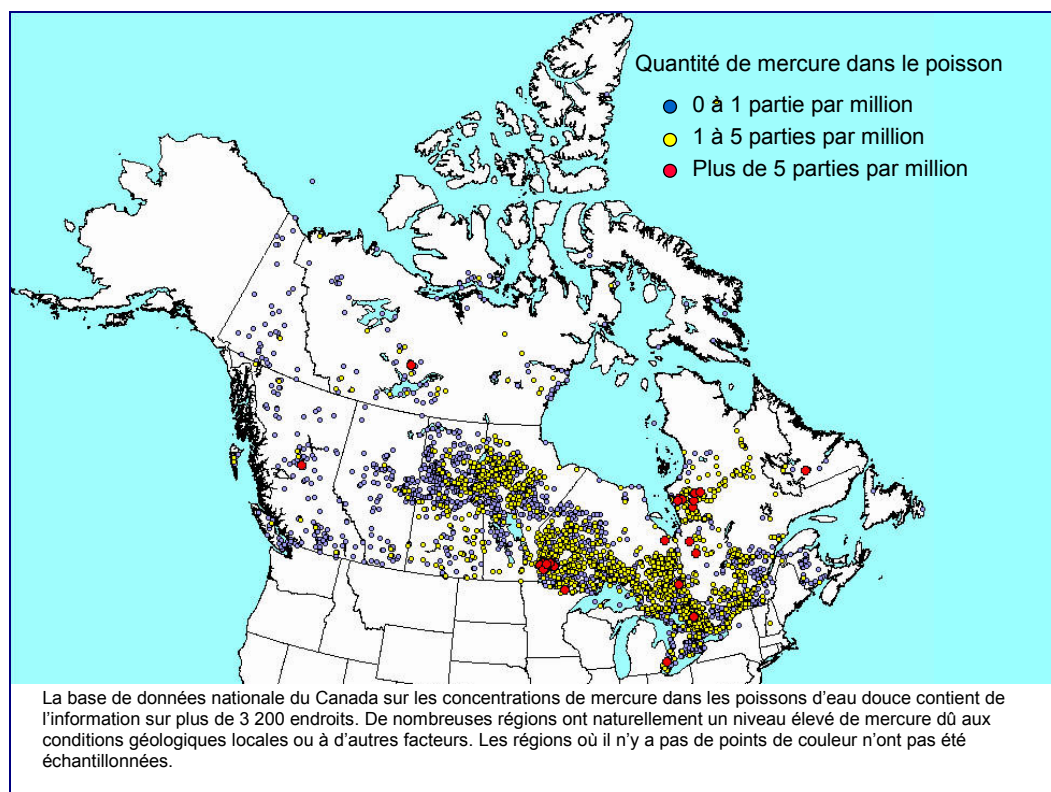
- ils sont situés dans des régions où le dépôt atmosphérique de mercure est élevé;
- ils comportent des eaux de surface déjà touchées par le dépôt acide;
- ils possèdent des caractéristiques autres qu'un faible pH qui entraînent bioaccumulation élevée;
- ils abritent des espèces vulnérables.

383. On pourrait ajouter, en ce qui concerne d'autres régions du monde, que les plans d'eau douce qui sont sujets à des rejets locaux directs de mercure sont aussi à risque.

384. De même, au Canada, les responsables de l’environnement affirment également qu’on peut s’attendre à ce que les espèces qui se nourrissent de poisson dans des régions où le dépôt de mercure est plus élevé et dans des régions favorables à la méthylation comme les bassins hydrographiques partiellement acidifiés et ceux qui renferment de grands milieux humides contenant beaucoup de carbone organique dissous, de même que les réservoirs, soient plus à risque en raison d’un régime alimentaire qui favorise l’exposition (mémoire du Canada, sub42govatt1).

385. Des études ont montré qu’environ 30 p. 100 des lacs de l’Ontario échantillonnés contiennent des petits poissons (< 250 g) présentant une concentration moyenne de mercure supérieure à 0,3 ppm, soit la concentration considérée comme le seuil de prudence pour l’absorption alimentaire au-delà duquel on observe de graves effets sur la reproduction des oiseaux qui se nourrissent de poisson (huard) (Scheuhammer et Blancher, 1994, tiré du mémoire du Canada, sub42gov).

386. La carte de la figure 5.2 (sujette à changement, des données étant à venir pour le Canada atlantique) indique, par plages, la concentration de mercure dans le poisson d’eau douce pour 3 200 endroits du Canada.



Source : *Draft Status and Trends Report*, Environnement Canada, 2001.

Figure 5.2 Niveau de mercure dans le poisson d’eau douce au Canada (mémoire du Canada, sub42gov).

Changements climatiques

387. Les autres facteurs demeurant constants, la contamination au mercure du poisson tend à être plus élevée dans les petits lacs que dans les grands. Cela peut s’expliquer par le fait que les petits lacs sont plus chauds, ce qui augmente la méthylation du mercure. Cette relation peut avoir des implications encore plus importantes pour la méthylation du mercure et son accumulation dans le poisson dans un contexte de changement climatique à long terme (Pêches et Océans Canada, 1998).

388. En outre, l’élévation du niveau de l’eau et l’inondation de nouvelles régions, qu’un changement climatique pourrait entraîner, pourraient influencer sur la vitesse à laquelle le mercure est rejeté et méthylié, puisque l’on sait que de tels phénomènes constituent une source de rejet accru du mercure et de

formation de méthylmercure (mémoire du Canada, sub32gov, et commentaires du gouvernement canadien, comm-20-gov).

5.3.2 Réseau trophique terrestre

389. Par le passé, l'utilisation de composés du mercure organique dans le traitement de semences agricoles a provoqué l'exposition au mercure d'espèces granivores, en particulier les oiseaux et les rongeurs (Fimreite, 1970; Johnels *et al.*, 1979, tiré de Pirrone *et al.*, 2001). Dans les régions où se poursuit l'usage du mercure pour le traitement des semences, on s'attend à un certain effet sur l'environnement terrestre.

390. Jusqu'à récemment, le mercure inorganique n'était pas considéré comme ayant des effets majeurs sur le sol parce qu'il est lié aux particules du sol et n'est pas très biodisponible pour les plantes et les organismes. En fait, l'absorption de mercure élémentaire gazeux par les feuilles est un mécanisme beaucoup plus efficace que l'absorption de mercure du sol (Hg(II)) par les racines; par conséquent, la principale exposition des plantes au mercure est probablement atmosphérique.

391. De nouvelles études, tant sur le terrain qu'en laboratoire, ont montré que le mercure provoque probablement une réduction de l'activité microbiologique du sol dans le sud de la Suède (Bringmark et Bringmark 2001a; 2001b; Palmborg *et al.*, 2001; tiré de Pirrone *et al.*, 2001). Les conclusions des études réalisées en Suède et dans d'autres pays montrent que l'activité microbiologique dans la terre arable serait très vulnérable au mercure et que des effets marqués se produisent peut-être déjà dans les sols forestiers dans de grandes parties de l'Europe, voire de nombreux autres endroits de la planète aux sols de nature similaire (Johansson *et al.*, 2001; Johansson, 2001; tiré du mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques (sub84gov)).

392. L'activité microbiologique dans le sol est vitale pour la transformation du carbone et des nutriments qui y sont contenus, et la santé de la communauté microbiologique a un grand effet sur les conditions de vie des arbres et des organismes vivant dans le sol, lesquels constituent la base de la chaîne alimentaire terrestre.

5.3.3 Région de l'Arctique

393. L'Arctique est affecté par le mercure transporté sur de longues distances. Dans les sédiments de la région, les concentrations de mercure augmentent et certaines données indiquent que la concentration chez certains mammifères marins a augmenté d'un facteur de 2 à 4 au cours des 25 dernières années dans certaines régions de l'Arctique canadien et du Groenland (Muir *et al.*, 2001; Wagemann *et al.*, 1996; tirés du mémoire du Canada, sub42gov). On se demande en ce moment au PSEA dans quelle mesure cette situation est due à une augmentation des taux de mercure, ou à une augmentation de la fraction du mercure total qui est biodisponible (un possible résultat de la tendance actuelle au réchauffement et à l'accroissement de l'activité biotique dans l'Arctique) (commentaires du gouvernement canadien, comm-20-gov). Le réseau trophique marin arctique fait l'objet de beaucoup d'intérêt à cause du risque que représente le mercure pour les écosystèmes et pour les populations humaines. Dans l'Arctique, le réseau trophique aquatique est très long, avec trois niveaux de prédateurs (dont l'homme) au sommet et présente donc de grandes concentrations de mercure bioamplifié.

394. On dispose de beaucoup de données sur les concentrations et les tendances du mercure, particulièrement grâce au PSEA, qui a publié un vaste rapport d'évaluation en 1998 et en publiera un autre en 2002/2003. Malgré tout, on ne sait toujours pas avec certitude si le mercure constitue une menace pour la santé des mammifères marins de l'Arctique les plus exposés.

395. On observe également une accumulation du mercure et une exposition des prédateurs supérieurs dans les régions subarctiques et tempérées, où la bioamplification est plus évidente dans les environnements aquatiques (EPA, 1997). Les animaux considérés comme les plus exposés aux effets nocifs du mercure sont encore une fois les espèces qui se nourrissent de poissons (p. ex. loutre, phoque, aigle) ou d'espèces piscivores (p. ex. ours).

396. On trouvera à la figure 5.3, à des fins de comparaison, la concentration de mercure observée dans différents types de tissus de poissons, oiseaux et mammifères de l'Arctique. À noter que la concentration est indiquée sur une échelle logarithmique, ce qui fait que de grands écarts de concentrations entre les niveaux trophiques apparaissent petits sur le graphique. La figure a été élaborée dans le cadre du PSEA. (1998).

5.3.4 Situation sous les tropiques

397. De grandes quantités de mercure sont rejetées dans les eaux de l'Amazonie et dans l'atmosphère de vastes régions d'exploitation aurifère où le mercure est utilisé pour l'amalgamation du précieux métal. Cet état de choses a des effets bien au-delà de la région locale, comme on peut le constater dans la zone humide de la plaine inondable de Pantanal, dans l'ouest du Brésil, et dans certaines parties de la Bolivie et du Paraguay (Leady et Gottgens, 2001). Les dépôts de mercure après la ruée vers l'or étaient plus de 1,5 fois supérieurs au taux de dépôt du site de référence d'Acurizal, confirmant l'effet régional du mercure utilisé dans l'extraction de l'or. L'accumulation du mercure après la ruée vers l'or (1980) à Acurizal était aussi 2,1 fois supérieure au taux de référence mondial pour la même période, ce qui suggère un effet supplémentaire dans l'ensemble du bassin par rapport aux sites de référence. Les auteurs estiment que 2 à 8 p. 100 seulement du mercure total rejeté par l'exploitation aurifère se retrouve dans les sédiments. Le reste est perdu dans l'atmosphère, transporté dans les régions en aval et stocké dans le biote.

398. Parmi les autres sources d'augmentation intermédiaire de la mobilisation du mercure dans les forêts tropicales humides figurent le défrichage par brûlis pour l'agriculture ou pour les activités d'extraction de minerai, qui expose davantage le mercure présent dans le sol aux mécanismes de mobilisation.

399. Sur le plan biologique, il y a entre les écosystèmes tropicaux et tempérés une différence générale qui peut rendre les premiers plus vulnérables. Les écosystèmes tropicaux abritent un plus grand nombre d'espèces, et la niche de chacune devient plus petite. Dans les deux types d'écosystème, les prédateurs supérieurs sont les espèces vulnérables mais, sous les tropiques, chaque espèce compte relativement moins d'individus, ce qui amplifie l'effet de la perte d'individus (Burger, 1997).

5.3.5 Réservoirs et milieux humides

400. Les réservoirs et les milieux humides sont souvent mentionnés comme sources de méthylmercure en raison de la méthylation du mercure inorganique contenu dans les sédiments (mémoire du Canada, sub42govatt1).

401. Selon le mémoire du Canada (sub42gov), la création de réservoirs est une importante source de contamination du poisson au mercure au Canada, parce que le mercure présent dans les terres nouvellement inondées devient plus disponible, et donc plus toxique en raison de l'augmentation du taux de conversion en méthylmercure. La majorité du poisson pêché dans des nouveaux réservoirs montre une concentration qui dépasse la limite de 0,2 mg/kg de poids frais recommandée par Santé Canada pour les gens qui consomment fréquemment du poisson (mémoire du Canada, sub42gov).

402. Dans une étude sur le mercure présent dans les plumes des oiseaux d'un certain nombre d'endroits des tropiques, Burger (1997) signale que, bien que les oiseaux piscivores aient généralement le taux de mercure le plus élevé, on trouve une concentration similaire chez le héron garde-bœufs de la région des barrages d'Assouan, même si cette espèce est insectivore. L'auteur suggère que cette situation peut s'expliquer par la présence d'une plus grande quantité de méthylmercure dans le réseau trophique en raison de l'inondation récente de la région, qui aurait enclenché le processus de méthylation.

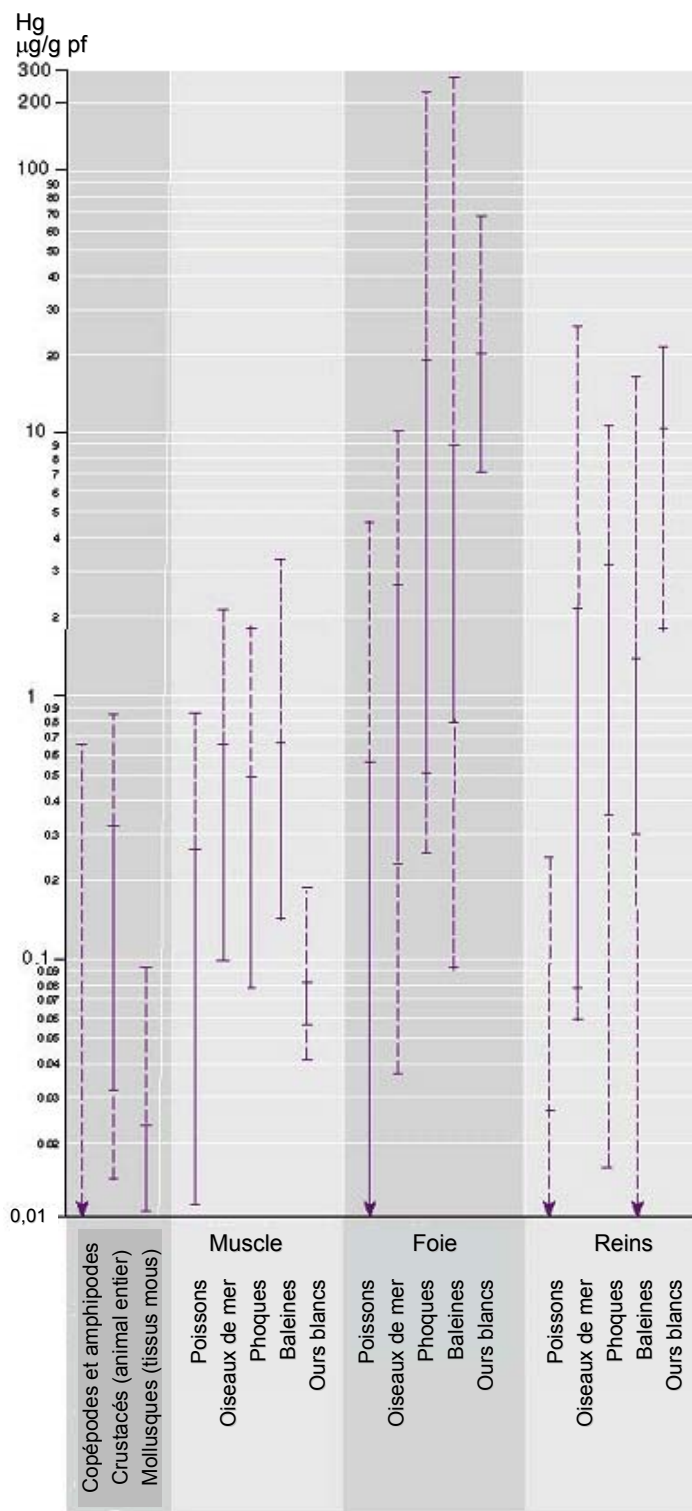


Figure 5.3 Sommaire de la concentration de mercure dans les organismes marins de l'Arctique (moyenne). Les sections continues des lignes correspondent à la concentration indiquée par les données sur le Groenland, tirées de Dietz et al., (2000), dont les données analytiques ont été étudiées de façon critique. Produite à l'origine dans le cadre du PSEA (1998), la figure est reproduite ici avec l'autorisation des responsables du PSEA.

403. Une expérience menée dans un milieu humide et un étang de la région des lacs expérimentaux dans le nord-ouest de l'Ontario a montré que les milieux humides naturels sont d'importants sites de méthylation du mercure, et que l'inondation de milieux humides augmente le taux de méthylation d'un facteur de plus de 30 (mémoire du Canada, sub42gov). On a observé une concentration accrue de méthylmercure dans l'eau, dans la chaîne alimentaire et dans le poisson. La surveillance des réservoirs de la région boréale révèle que la concentration de méthylmercure dans le poisson peut revenir à la normale 10 à 50 ans après l'inondation.

5.3.6 Oiseaux de proie et oiseaux piscivores

404. C'est en mangeant du poisson que les oiseaux piscivores s'exposent au mercure. Ceux qui vivent dans des régions où le poisson contient beaucoup de mercure risquent d'avoir des problèmes de reproduction et de comportement (Scheuhammer, 1995, tiré de Pirrone *et al.*, 2001).

405. L'utilisation des oiseaux de mer comme bioindicateurs de la qualité de l'environnement marin est largement répandue. Environnement Canada (2001) affirme qu'en raison de leur vaste aire d'alimentation et de leur longue durée de vie, les oiseaux de mer sont exposés au mercure sur de vastes régions géographiques et peuvent donc être d'excellents bioindicateurs de la tendance du transport atmosphérique du mercure sur de longues distances. Avec les oiseaux, on peut utiliser des méthodes de surveillance non invasives, comme le prélèvement de plumes et d'œufs.

406. La quantité de mercure dans les œufs des oiseaux de mer de l'Arctique canadien a augmenté d'un facteur de 2 ou 3 depuis 20 ans (Braune *et al.*, 1999), soit une hausse comparable à celle observée chez les phoques annelés et les bélugas de l'Arctique au cours de la même période. Dans une étude détaillée des conditions au Canada, Burgess et Braune (2001) affirmaient déjà à l'époque de l'étude que la quantité de mercure contenue dans les œufs constituait un risque pour la reproduction :

[Traduction] « La quantité de mercure dans les œufs était plus élevée chez l'océanite cul-blanc, accusant la plus forte hausse pour la période. La quantité de mercure et son augmentation avec le temps étaient comparables chez le macareux moine, le guillemot de Brünnich et le fulmar boréal. Toutes ces espèces fréquentent les eaux de l'Arctique et de l'Atlantique Nord toute l'année et se nourrissent au large. En comparaison, la quantité de mercure dans les œufs du cormoran à aigrette et de la mouette tridactyle n'a pas augmenté. Ces espèces passent l'hiver plus au sud dans l'Atlantique. La quantité de mercure observée indique une menace potentielle pour la reproduction de certaines espèces d'oiseaux de mer, menace qui s'accroîtra si la tendance se maintient. »

407. En outre, l'étude des concentrations dans les plumes indique une hausse de la quantité de mercure, une distribution géographique et des différences dans les habitudes alimentaires.

408. Monteiro et Furness (1997) ont montré récemment que les plumes des oiseaux piscivores qui attrapent du poisson de la couche mésopélagique plus profonde, accumulent de plus fortes concentrations de mercure que celles des espèces qui se nourrissent de poisson provenant des couches supérieures de la colonne d'eau. En comparant avec la quantité de mercure contenue dans des plumes provenant de musées et datant d'avant 1931, les auteurs ont montré que l'accumulation du mercure a monté de 65 à 397 p. 100.

409. Dans une étude complémentaire, Monteiro *et al.*, (1999) ont fait état d'une relation semblable entre les populations d'oiseaux des îles portugaises de l'Atlantique et des colonies vivant sur le continent. La concentration de mercure dans les œufs était généralement de 1-5 mg/kg de poids frais, selon l'emplacement géographique et l'espèce. Les oiseaux provenant d'endroits plutôt isolés présentaient une concentration de mercure dans les œufs bien supérieure à la concentration minimale avec effet nocif observé de 0,5 mg/kg de poids frais proposée par Burger et Gochfeld (1997). La quantité de mercure dans les plumes était aussi supérieure à la concentration avec effet nocif observé, de 5 mg/kg de poids frais. En se basant sur la concentration avec effet nocif observé, Burger et Gochfeld (1997) mentionnent que les oiseaux de proie et les oiseaux piscivores les plus vulnérables sont les faucons et les aigles, les goélands et les labres, les hérons et les aigrettes, les pingouins, les albatros, les canards, les oiseaux de rivage, les sternes, les macareux et les alcidés.

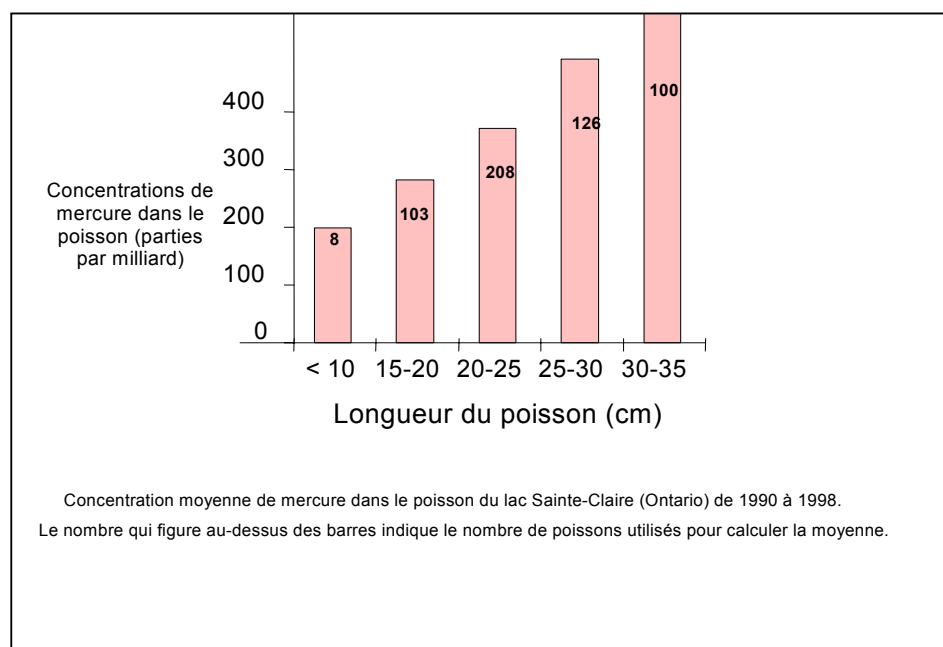
5.3.7 Situation au Canada

410. Deux études récentes portant sur l'environnement au Canada (Muir *et al.*, 1999; Braune *et al.*, 1999) dressent un tableau très détaillé de l'état et des tendances du mercure et d'autres contaminants. C'est sur elles qu'est basée la présente section.

411. Les ours blancs, les phoques annelés et les bélugas de l'ouest du Canada arctique présentent une quantité élevée de mercure, apparemment en raison de différences dans la sédimentation par rapport à l'est de l'Arctique. On a relevé une plus grande quantité de mercure dans les reins et dans le foie des bélugas vivant dans des environnements contaminés (estuaire du Saint-Laurent) que chez ceux de cinq endroits différents dans l'Arctique. Comme on ne dispose pas de données sur la relation dose-effet chez les animaux de l'Arctique, on ne peut pas interpréter directement les données pour en tirer des conclusions sur les effets, mais le taux d'accumulation du mercure est plus élevé (1,5-2,5 fois) dans les échantillons récents de phoque annelé et de béluga qu'il y a 10 ou 20 ans. Le cadmium, au contraire, est demeuré inchangé.

412. Chez la majorité des espèces de poissons d'eau douce de l'Arctique canadien, la quantité de mercure contenu dans les muscles est supérieure au seuil de prudence fixé par l'EPA (1997) (de 0,077 à 0,30 ppm pour les poissons du troisième niveau trophique) pour les oiseaux et les mammifères piscivores. Les populations de poissons d'un certain nombre de lacs des Territoires du Nord-Ouest et du nord du Québec ont une concentration de mercure qui dépasse la quantité définie dans les directives pour la consommation humaine. En général, plus le poisson est gros et âgé, plus il contient de mercure.

413. La figure 5.4 indique les concentrations moyennes de mercure dans le poisson du lac Sainte-Claire, en Ontario, dans le sud du Canada. Ici aussi, plus le poisson est gros et âgé, plus il contient de mercure.



Source : Environnement Canada, 2001

Figure 5.4 Exemple de concentration de mercure observée dans le poisson, en fonction de la taille du poisson.

414. Le poisson rejette très peu de méthylmercure, qui compte pour environ 90 p. 100 du mercure contenu dans les tissus de ces animaux. Comparativement à l'environnement terrestre, presque tout le mercure contenu dans les reins du caribou est de la forme inorganique, la moins toxique.

5.3.8 Evaluations des risques écologiques

415. De nombreuses évaluations des risques écologiques ont été réalisées à divers endroits du monde. Le tableau 5.3 donne des exemples d’évaluations du risque et d’initiatives visant à définir des critères.

Tableau 5.3 Exemples d’évaluations des risques et d’initiatives de définition de critères, telles que colligées par les E.-U. (comm-24-gov).

Études	Constatation	Référence
1997 EPA Mercury Study Report to Congress (rapport d’étude sur le mercure présenté au Congrès)	On estime à 0,077-0,3 ppm de méthylmercure le seuil de prudence dans le poisson proie pour protéger la faune piscivore. L’étude suggère que les individus de sous-populations sauvages très exposées connaissent des effets toxiques nocifs en raison des émissions atmosphériques de mercure.	EPA, 1997
1999 East Fork Popular Creek Risk Assessment (évaluation des risques à East Fork Popular Creek)	Risque modéré pour le vison (24 % de probabilité d’un taux de mortalité d’au moins 15 %). Risque modéré pour le martin-pêcheur (50 % de probabilité d’un déclin de la fécondité d’au moins 12-28 %).	Moore <i>et al.</i> , 1999
2000 Everglades Risk Assessment (évaluation des risques dans les Everglades)	25 % – 59 % de probabilité que la CSENO de méthylmercure soit dépassée chez le tantale d’Amérique, la grande aigrette et le grand héron.	Rumbold <i>et al.</i> , 2000
Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus (Environnement Canada)	On recommande pour protéger la faune une concentration de méthylmercure dans les tissus des poissons inférieure à 0,033 ppm.	Caux <i>et al.</i> , 2000

416. Les études épidémiologiques qui tentent d’établir un lien entre l’exposition au mercure et des effets mesurés sur le terrain offrent un autre ensemble d’indications importantes. Bien que ces études soient généralement insuffisantes pour établir de manière définitive un lien de cause à effet entre un facteur de stress et l’effet nocif, elles contribuent tout de même significativement à l’évaluation des effets du méthylmercure sur les populations sauvages. Les données d’études sur le terrain ont de grands avantages, comme une réduction de l’incertitude associée à l’extrapolation aux conditions de terrain des effets obtenus en laboratoire. Cette incertitude est particulièrement importante dans le cas du méthylmercure puisque plusieurs évaluations des risques écologiques tendent à être sensibles à une part relativement mince d’incertitude (c.-à-d. qu’un facteur de 2 ou 3 a des implications importantes pour les conclusions). On trouvera dans le document de l’EPA (1997) des revues d’études épidémiologiques réalisées sur le terrain portant sur le huard, le pygargue à tête blanche et d’autres espèces, en plus de l’ouvrage de Wolfe *et al.* (1998).

Variations locales de la vulnérabilité de l’écosystème

417. Il est important de prendre en compte la biogéochimie complexe du mercure relativement à des chaînes alimentaires et des environnements particuliers. La sensibilité des écosystèmes locaux varie en fonction des conditions naturelles et de l’influence anthropique. Cela implique également que la « charge critique » (l’apport en mercure qui entraîne une plus grande contamination au mercure et de grandes préoccupations pour la santé humaine et l’environnement) varie selon les conditions locales. Dans certains environnements, des charges de mercure relativement lourdes ont des effets limités sur la matière vivante, soit parce que le mercure n’est pas bien bioaccumulé du fait des caractéristiques particulières de la chaîne alimentaire locale, soit parce qu’il n’est pas facilement méthylé (commentaires du Canada, comm-20-gov). Dans d’autres cas, les écosystèmes peuvent être particulièrement sensibles à la charge de mercure. On en veut pour exemple la région de l’Arctique, où

les caractéristiques de la chaîne alimentaire semblent favoriser la bioamplification du mercure jusqu'à des niveaux très élevés, ce qui entraîne une grande exposition des humains et des autres espèces des niveaux trophiques supérieurs (voir section 4.4.3). Un autre exemple pourrait être la grande sensibilité de la microflore dans les environnements terrestres des sols forestiers organiques signalée en Suède (voir section 5.3.2).

5.4 Concentration de mercure dans les compartiments de l'environnement

418. Les mémoires présentés dans le cadre de la présente Evaluation, de même que la littérature en général, fournissent une abondance de données sur la concentration de mercure dans divers compartiments de l'environnement (air, eau, sol, sédiments) et dans le biote (plantes, animaux et autres organismes vivants). Pour de plus amples renseignements, nous invitons le lecteur à consulter, notamment, les documents suivants :

- Rapports et données de l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, disponibles sur le site Web de l'Institut : <http://www.ifremer.fr/envlit/surveillance/index.htm>;
- Rapports et données du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), disponibles sur le site Web du PSEA : <http://www.amap.no/>;
- Chapitre 3 du Volume III du *Mercury Study Report to Congress* (EPA, 1997), disponible à l'adresse <http://www.epa.gov/ttncaaa1/t3/reports/volume3.pdf>

419. Il serait très important d'étudier et de passer en revue toutes les données dont on dispose car cela ajouterait à notre compréhension des effets du mercure en tant que polluant mondial et pourrait fournir une base sur laquelle fonder la surveillance. Toutefois, il n'a pas été possible de le faire en raison des contraintes de temps et de ressources imposées avec lesquelles il a fallu composer dans l'Evaluation mondiale du mercure. Par conséquent, l'information provenant de diverses régions du monde sur la concentration de mercure dans le poisson (voir section 4.5) sert d'indicateur pour illustrer l'omniprésence du mercure dans l'environnement mondial.

6 Sources et cycles du mercure dans l’environnement mondial

6.1 Aperçu

420. Les rejets de mercure dans la biosphère peuvent être classés en quatre catégories :

- sources naturelles – rejets dus à la mobilisation naturelle du mercure présent normalement dans la croûte terrestre, à cause par exemple de l’activité volcanique et de la dégradation des roches;
- rejets anthropiques courants (associés à l’activité de l’homme) à partir de la mobilisation des impuretés de mercure de matières premières telles que les combustibles fossiles – en particulier le charbon et, dans une moindre mesure, le gaz et le pétrole – et autres minerais extraits, traités et recyclés;
- rejets anthropiques courants résultant de l’utilisation intentionnelle du mercure dans des produits et des procédés, et dus à des rejets pendant la fabrication, à des fuites, à l’élimination ou l’incinération de déchets divers ou à d’autres rejets;
- remobilisation de rejets passés anthropiques du mercure déposés dans les sols, les sédiments, les plans d’eau, les sites d’enfouissement et les dépôts de déchets miniers.

421. La figure 6.1 indique ces catégories de rejet avec les principaux types de mécanismes de contrôle possibles.

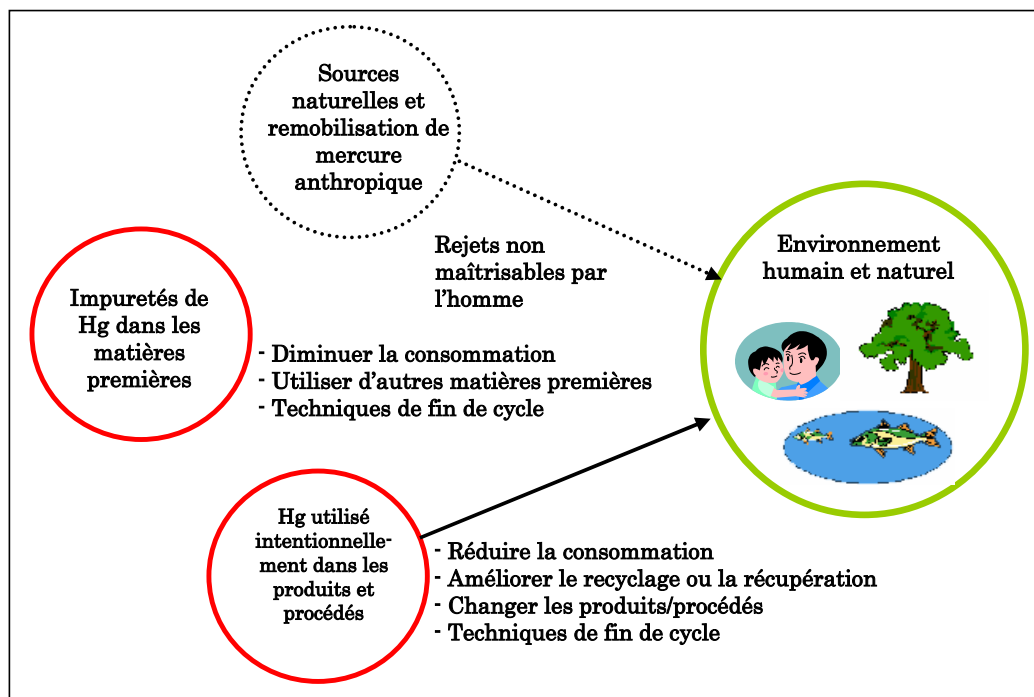


Figure 6.1 Catégorisation des sources de rejet de mercure dans l’environnement et principales options de limitation.

422. Les rejets de mercure dans l’environnement vont principalement dans l’atmosphère et dans les milieux aquatiques et terrestres. Il existe entre ces milieux des interactions continues – des flux de mercure – qui sont décrites dans la section 6.4 sur les voies de pénétration du mercure vers et dans l’environnement. L’espèce (forme) chimique du mercure rejeté varie selon la nature de la source et

d’autres facteurs décrits dans le chapitre 2. Cette forme chimique influe aussi sur les effets produits au niveau de la santé humaine et de l’environnement, car les différentes espèces chimiques du mercure ont des toxicités différentes.

423. À la lumière des connaissances du cycle mondial du mercure, on peut dire que les rejets actuels s’additionnent à la masse de mercure présente dans la biosphère – du mercure qui est constamment mobilisé, puis déposé sur les terres et les surfaces d’eau, et enfin remobilisé. Étant un élément, le mercure est persistant – il ne peut pas être réduit en des substances moins toxiques pour l’environnement. Les seuls puits permettant d’éliminer le mercure de la biosphère à long terme sont les sédiments océaniques et, dans une certaine mesure, les décharges contrôlées dans les cas où le mercure est immobilisé de manière physico-chimique et n’est perturbé ni par l’activité de l’homme ni par une activité naturelle (climatique et géologique). Ceci veut dire que, même si les rejets de mercure dus à l’activité de l’homme sont éliminés graduellement, les diminutions de certaines concentrations de mercure – et l’amélioration concomitante de l’environnement – ne se produiront que lentement, probablement sur des périodes de plusieurs décennies ou plus. Cependant, des améliorations pourraient être obtenues plus rapidement sur des sites spécifiques ou dans des régions qui sont affectées surtout par des sources de mercure locales ou régionales.

Rejets locaux – effets planétaires

424. Les dépôts de mercure atmosphérique (mouvement du mercure de l’air vers la terre et les océans) ont une origine locale, régionale aussi bien qu’hémisphérique ou mondiale. Plusieurs études importantes confirment qu’en plus des sources locales (telles que la production de chlore, la combustion du charbon et l’incinération de déchets), la concentration de fond de mercure dans l’atmosphère contribue de manière significative à la charge totale de mercure dans la plupart des endroits. De la même manière, à peu près toutes les sources locales contribuent à la concentration de fond – la masse de mercure dans la biosphère –, une grande partie étant le résultat de rejets par l’homme qui se sont accumulés durant des décennies (voir p. ex. US EPA, 1997; Munthe *et al.*, 2001). De plus, les courants marins sont des voies de transport du mercure sur de grandes distances, et les océans représentent des puits dynamiques importants pour le mercure dans le cycle mondial.

425. La majorité des émissions atmosphériques dues à l’activité de l’homme sont des rejets sous forme de mercure élémentaire gazeux, qui peut être transporté sur de très grandes distances par les masses d’air. Le reste des émissions dans l’air est sous la forme de composés divalents gazeux (tels que le HgCl_2) ou bien de composés fixés sur des particules présentes dans le gaz d’émission. Ces espèces ont une durée de vie dans l’atmosphère plus courte que la vapeur élémentaire et peuvent être déposées par des processus humides ou secs à des distances d’environ 100 à 1 000 kilomètres. Cependant, des conversions importantes peuvent se produire entre les espèces mercurielles pendant le transport dans l’air, ce qui affectera la distance de transport.

426. Le temps de résidence⁴ du mercure élémentaire dans l’atmosphère peut varier de quelques mois à environ un an, ce qui rend un transport à l’échelle d’un hémisphère tout à fait possible, et les émissions de n’importe quel continent peuvent donc contribuer aux dépôts dans d’autres continents. En se basant sur des modèles du transport du mercure entre continents développés par l’EMEP/MSCE (Travnikov et Ryaboshapko, 2002), on a trouvé par exemple que jusqu’à 50 p. 100 du mercure anthropique déposé en Amérique du Nord provenait de sources extérieures. De la même manière, les contributions de sources extérieures aux dépôts anthropiques en Europe et en Asie ont été estimées respectivement à environ 20 p. 100 et 15 p. 100.

427. De plus, comme on l’a déjà mentionné, le mercure est aussi capable d’être réémis à partir du sol et des surfaces d’eau. Ce processus augmente considérablement le temps de résidence global du mercure dans l’environnement. Des résultats récents publiés par Lindberg *et al.* (2001) indiquent des

⁴ Le temps de résidence dans l’atmosphère est le temps que prend une molécule de mercure émise dans l’atmosphère pour se déposer (sur terre ou dans l’eau). Il ne comprend pas sa réémission subséquente dans l’atmosphère.

taux de réémission d’environ 20 p. 100 sur une période de 2 ans, qui sont basés sur des mesures d’isotopes stables du mercure effectuées dans la région du nord-ouest de l’Ontario, au Canada.

Sources anthropiques de rejets de mercure

428. Une grande partie du mercure présent dans l’atmosphère de nos jours est le résultat de rejets dus aux activités de l’homme pendant de nombreuses années. La partie naturelle de la charge totale de mercure dans l’atmosphère est difficile à estimer, bien qu’une étude récente (Munthe *et al.*, 2001) donne à penser que les activités humaines ont contribué à multiplier par environ 3 les niveaux du mercure dans l’atmosphère.

429. Malgré quelques émissions naturelles de mercure à partir de la croûte terrestre, ce sont les activités humaines qui sont principalement responsables des émissions de mercure vers l’atmosphère, l’eau et les terres.

Exemples de rejets importants de mercure dus aux activités humaines

Rejets dus à la mobilisation d’impuretés de mercure :

- Production d’énergie et de chaleur au moyen de charbon (la source la plus importante d’émissions vers l’atmosphère)
- Production d’énergie à partir d’autres combustibles fossiles
- Production de ciment (mercure dans la chaux)
- Exploitation minière et autres activités métallurgiques impliquant l’extraction et le traitement de matériaux minéraux vierges et recyclés, par exemple la production :
 - de fer et d’acier
 - de ferromanganèse
 - de zinc
 - d’or
 - d’autres métaux non ferreux

Rejets provenant de l’extraction et des utilisations intentionnelles du mercure :

- Exploitation minière du mercure
- Exploitation minière à petite échelle de l’or et de l’argent (procédé d’amalgamation)
- Production de chlore
- Utilisation de lampes fluorescentes, d’instruments et d’amalgames dentaires
- Fabrication de produits contenant du mercure, par exemple :
 - thermomètres
 - manomètres et autres instruments
 - commutateurs électriques et électroniques

Emissions issues du traitement de déchets, de la crémation, etc. (provenant à la fois des impuretés et des utilisations intentionnelles du mercure):

- Incinération de déchets (déchets urbains, médicaux et toxiques)
- Décharges
- Crémation et cimetières (rejets vers le sol)

430. Les inventaires disponibles sur les rejets, non seulement par source, mais aussi par pays, sont très imprécis. Néanmoins, on trouvera au tableau 6.1 ci-dessous les estimations disponibles les plus fiables sur les émissions dans l’air.

431. Les émissions dues à la combustion de combustibles fossiles (surtout le charbon) dans des installations fixes et à l’incinération de déchets correspondent approximativement à 70 p. 100 de l’ensemble des émissions quantifiées résultant des principales sources anthropiques. Comme la consommation de combustibles fossiles s’accroît pour faire face à la demande croissante d’énergie des pays développés et des pays en développement, on peut s’attendre à ce que les émissions de mercure augmentent en conséquence, si on n’utilise pas de technologies antipollution ou de sources d’énergie de

remplacement. Des technologies de limitation du mercure ont été développées pour les centrales thermiques au charbon et les incinérateurs de déchets avec l’objectif principal de traiter le problème des matières acides (surtout SO₂ et NO_x) et des particules. De telles technologies peuvent peut-être contrôler le mercure mais, d’un point de vue global, ces mécanismes de contrôle réduisent à peine le mercure provenant de ces sources. Certaines technologies de contrôle sont nettement moins efficaces que d’autres pour réduire les émissions du mercure élémentaire. Des technologies optimisées pour le contrôle du mercure sont en développement et en démonstration, mais elles ne sont pas encore appliquées dans l’industrie.

432. Les évaluations mondiales disponibles sur les émissions dans l’atmosphère causées par les incinérateurs de déchets, ainsi que celles résultant de l’utilisation intentionnelle du mercure dans des procédés et des produits, sont considérées comme sous-estimées, et dans une certaine mesure incomplètes. Cependant, les chiffres disponibles concernant la production de mercure vierge indiquent que celle-ci est en diminution, car elle est passée d’environ 6 000 à environ 2 000 tonnes métriques par an au cours des deux dernières décennies; en conséquence, les émissions dues aux exploitations minières et aux utilisations connexes du mercure sont peut-être aussi en déclin.

433. Les émissions anthropiques d’un certain nombre de sources importantes diminuent depuis les dix dernières années en Amérique du Nord et en Europe grâce aux efforts de réduction réalisés. Au cours de la dernière décennie, le total des émissions de sources anthropiques vers l’air a aussi diminué dans certains pays développés. Au Canada par exemple, les émissions sont passées d’environ 33 à 6 tonnes métriques entre 1990 et 2000 (Commentaires du Canada, comm-20-gov; mémoire du Canada, sub42gov).

Sources naturelles de rejet de mercure

434. Les sources naturelles de rejet de mercure sont les volcans, l’évaporation à partir du sol et des surfaces d’eau, la dégradation de minéraux et les feux de forêts. Il n’est pas possible de contrôler les émissions naturelles de mercure, qui doivent être considérées comme faisant partie de notre environnement de vie mondial et local. Il est cependant important de ne pas perdre de vue cette source car elle contribue aux niveaux du mercure dans l’environnement. Dans certaines régions du monde, les concentrations de mercure dans la croûte terrestre sont naturellement importantes et contribuent aux niveaux locaux et régionaux élevés qu’on y observe.

435. Les émissions actuelles de mercure à partir du sol et des surfaces d’eau sont dues à la fois aux sources naturelles et à la réémission des dépôts passés de mercure venant de sources anthropiques et naturelles. C’est pourquoi il est très difficile de déterminer quelles émissions de mercure sont vraiment d’origine naturelle. Pour des estimations globales des émissions naturelles, voir la section 6.3.6.

436. Des estimations déjà publiées des émissions de mercure d’origine naturelle par rapport aux émissions anthropiques montrent des variations significatives, bien que des études plus récentes aient fait ressortir l’importance des contributions dues à l’homme (voir p. ex. Fitzgerald *et al.* (1998), Jackson (1997) et Lamborg *et al.* (2002)). Des expériences sont en cours pour essayer de mesurer directement les émissions naturelles (voir p. ex. Coolbaugh *et al.*, 2002). Cependant les informations disponibles indiquent que les sources naturelles sont responsables de moins de 50 p. 100 des rejets totaux.

Tableau 6.1 Estimations des émissions atmosphériques mondiales de mercure d’un certain nombre de sources anthropiques majeures en 1995 (tonnes métriques/an). Les émissions vers d’autres milieux n’y sont pas données. *1.

Continent	Combustion en installations fixes	Production de métaux non ferreux *5	Production de fonte brute et d’acier	Production de ciment	Élimination de déchets *2	Extraction d’or artisanale *4	Total des sources quantifiées *3
Europe	186	15	10	26	12		250
Afrique	197	7,9	0,5	5,2			210
Asie	860	87	12	82	33		1070
Amérique du Nord	105	25	4,6	13	66		210
Amérique du Sud	27	25	1,4	5,5			60
Australie et Océanie	100	4,4	0,3	0,8	0.1		100
Total des sources quantifiées, 1995 *3,4	1470	170	30	130	110	300	1900 +300
Basé sur les références :	Pirrone <i>et al.</i> (2001)	Pirrone <i>et al.</i> (2001)	Pirrone <i>et al.</i> (2001)	Pirrone <i>et al.</i> (2001)	Pirrone <i>et al.</i> (2001)	Lacerda (1997)	

- 1 À noter que les émissions vers des milieux aquatiques et terrestres - ainsi que les émissions vers l’atmosphère d’un certain nombre d’autres sources - ne sont pas incluses dans le tableau, car il n’existe pas d’estimations globales récentes. Voir le chapitre 6 pour une description de cette question.
- 2 On considère que ces chiffres sont sous-estimés par les auteurs de cet inventaire; voir les notes au tableau 6.10.
- 3 Représente la somme des sources mentionnées dans ce tableau, et non pas toutes les sources connues. Les sommes sont arrondies et peuvent donc ne pas s’additionner exactement.
- 4 Émissions estimées de l’extraction artisanale de l’or concernant la situation à la fin des années 1980 et au début des années 1990. Une référence plus récente (*Mining, Minerals, and Sustainable Development*, 2002) indique que la consommation de mercure pour ces extractions d’or, et donc vraisemblablement aussi les émissions de mercure, devraient être encore plus élevées que les chiffres indiqués ici.
- 5 Production de métaux non ferreux rejetant du mercure, y compris le mercure, le zinc, l’or, le plomb, le cuivre et le nickel.

437. En moyenne pour toute la planète, il semble que les émissions anthropiques de mercure produisent des taux de dépôt qui sont aujourd’hui de 1,5 à 3 fois supérieurs à ceux de l’époque pré-industrielle. Dans les zones industrielles et dans leur voisinage, les taux de dépôt ont augmenté d’un facteur de 2 à 10 au cours des deux derniers siècles. (Lindquist *et al.*, 1984; Bergan *et al.*, 1999; voir aussi la section 6.4 sur les voies de pénétration).

Contributions attribuables aux utilisations intentionnelles comparées à celles des impuretés de mercure dans des produits à gros volume

438. L’importance relative des contributions résultant d’utilisations intentionnelles du mercure par rapport à celles causées par la mobilisation des impuretés de mercure varie selon les pays et les régions pour les rejets anthropiques en fonction surtout :

- du degré de remplacement des utilisations intentionnelles (produits et procédés);
- de la dépendance aux combustibles fossiles, en particulier le charbon, pour la production d’électricité et de l’existence de mécanismes de contrôle pour d’autres polluants qui réduisent aussi les émissions de mercure;
- de l’importance de l’exploitation minière et de l’industrie d’extraction de minerais;
- des pratiques d’élimination des déchets – incinération, utilisation de sites d’enfouissement;
- du degré d’application des technologies de limitation des émissions dans les domaines de la production d’électricité, de l’incinération des déchets et de divers procédés industriels.

439. Pour certains pays mentionnés dans le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques (sub84gov), les contributions estimées des utilisations intentionnelles varient entre 10 et 80 p. 100 du total des émissions atmosphériques du pays, selon l’importance relative de l’influence des facteurs précités. Des estimations approximatives de la répartition en fonction des principaux types de source anthropique dans chacun de ces pays figurent à la section 6.3.2.

440. À titre d’illustration, la figure 6.2 ci-dessous montre la circulation totale du mercure dans la société danoise pour la période 1992-1993. Le Danemark est un très petit pays qui assure des suivis relativement précis sur les mouvements de produits et de déchets dans son économie et son environnement. Il a donc été possible de dresser des bilans assez détaillés : les « évaluations de flux de matières » pour le mercure; ces bilans fournissent des informations utiles sur les contributions des différents secteurs au poids total du mercure dans la société et l’environnement. Comme le montre la figure, la majeure partie des entrées – plus des deux tiers – a comme origine les utilisations intentionnelles (la production de chlore et de produits), et les contributions aux rejets dans l’air provenant d’utilisations intentionnelles en 1992-1993⁵ peuvent être estimées au Danemark à entre 50 et 80 p.100 des rejets totaux vers l’air de ce pays (mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84-gov). À noter que le secteur de l’extraction des minéraux primaires et du traitement de minerais n’est pas important au Danemark comparativement à de nombreux autres pays.

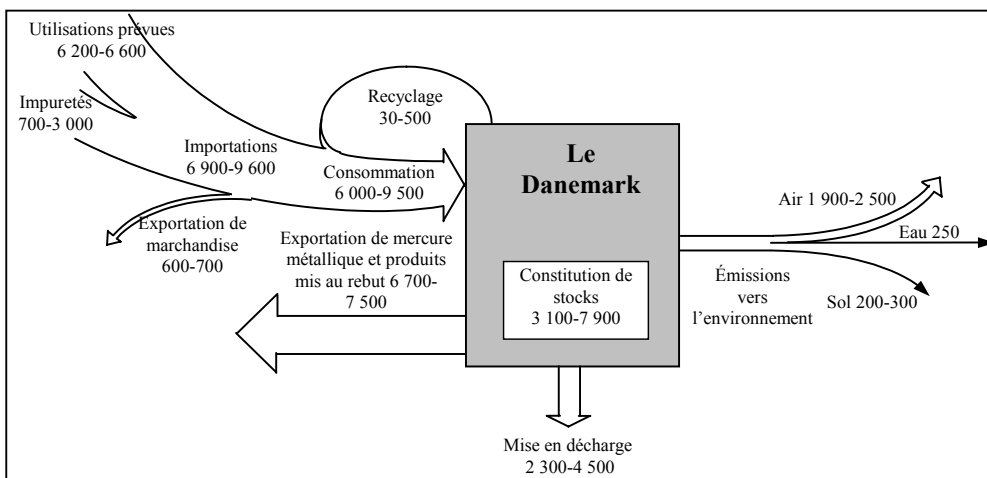


Figure 6.2 Circulation totale du mercure dans la société danoise pour la période 1992-1993, en kilogrammes de mercure/an, (basé sur Maag et al., 1996). À noter que les entrées et les sorties ne s’équilibrent pas, car les sorties tiennent compte des entrées plus élevées des années précédentes. Le changement net pour les stocks était négatif.

441. La section 6.3.4 présente des exemples de répartition par pays des rejets anthropiques de mercure à partir de différents types de sources individuelles. Dans les pays où se fait l’exploitation minière du mercure ou des utilisations intentionnelles du mercure dans l’extraction de l’or, ces sources peuvent être importantes (voir p. ex. le mémoire de la Colombie, sub14gov).

442. Certaines portions du texte descriptif du présent chapitre sont basées sur le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques (sub84gov) et, dans une moindre mesure, sur le document de Pirrone et al. (2001).

⁵ La source (mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov) indique que, depuis 1992-1993, la consommation de mercure au Danemark sous forme d’utilisations intentionnelles a encore diminué et que la réduction des émissions provenant de centrales alimentées au charbon et de l’incinération des déchets s’est poursuivie grâce à l’amélioration de l’épuration des gaz d’échappement.

6.2 Sources naturelles de rejet du mercure

443. Les sources naturelles de rejet du mercure sont les volcans, l'évaporation du sol et des surfaces d'eau, la dégradation des minéraux et les feux de forêt. On peut trouver du mercure, dans des concentrations minimales mais variables, dans à peu près tous les milieux géologiques. Le mercure élémentaire et certaines formes de mercure oxydé circulent en permanence dans l'atmosphère à cause de leur volatilité. La température élevée du manteau terrestre provoque une très grande mobilité du mercure et ce dernier diffuse constamment vers la surface. Dans les zones de fractures géologiques profondes, ces processus sont plus prononcés. On y trouve ce qu'on appelle les ceintures géochimiques de mercure où les concentrations de mercure dans la couche supérieure dépassent considérablement leurs valeurs moyennes. Dans certaines parties des ceintures de mercure, l'accumulation intensive de mercure a entraîné la formation de dépôts extractibles (Jonasson et Boyle, 1971; Bailey *et al.*, 1973). Dans les régions où il y a de fortes concentrations de mercure dans les roches de surface, les émissions de mercure dans l'atmosphère sont très élevées.

444. Les rejets actuels de mercure à partir du sol et des surfaces d'eau sont toutefois non seulement naturels, mais aussi influencés fortement par les dépôts passés de mercure provenant de sources anthropiques. Il s'ensuit qu'il est extrêmement difficile de déterminer quelles sont réellement les émissions naturelles de mercure. Par exemple, on dispose d'estimations totales de la réémission à partir du sol et des surfaces d'eau en Europe, mais elles englobent le mercure provenant de sources naturelles et anthropiques (Pirrone *et al.*, 2001).

445. Une portion considérable des émissions de mercure provenant des feux de forêt peuvent également être du mercure anthropique réémis (Etats-Unis, comm-24-gov).

446. On a essayé à plusieurs reprises d'estimer les émissions naturelles régionales et mondiales de mercure. Il est toutefois difficile de le faire avec précision, et les recherches se poursuivent dans plusieurs établissements (PSEA, 2000).

447. La compréhension du cycle mondial du mercure, illustrée schématiquement à la figure 6.3, s'est améliorée considérablement avec l'étude continue des rejets par les sources, des flux du mercure vers la surface de la Terre et de l'ampleur des réservoirs de mercure qui se sont accumulés dans les sols, les bassins hydrographiques et les eaux océaniques. Bien que l'incertitude soit encore considérable, il est devenu de plus en plus évident que les émissions anthropiques de mercure dans l'air égalent ou dépassent les apports naturels. Des estimations récentes situent les quantités annuelles de mercure diffusé dans l'air par des activités humaines à entre 50 et 75 p. 100 de l'apport atmosphérique annuel total de toutes les sources (US EPA, 1997).

448. Mason *et al.* (1994) ont estimé les émissions naturelles mondiales à environ 1 650 tonnes métriques/an. Dans une mise à jour réalisée par Lamborg *et al.* (2002), celles-ci ont été estimées à 1 400 tonnes métriques/an (tel qu'illustré dans la figure 6.3). Citant Bergan et Rohde (2001), le MSC-E et l'EMEP (comm-4-ngo) parlent d'émissions naturelles mondiales estimatives d'environ 2 400 tonnes métriques, dont 1 320 en provenance des terres et 1 100 des océans.

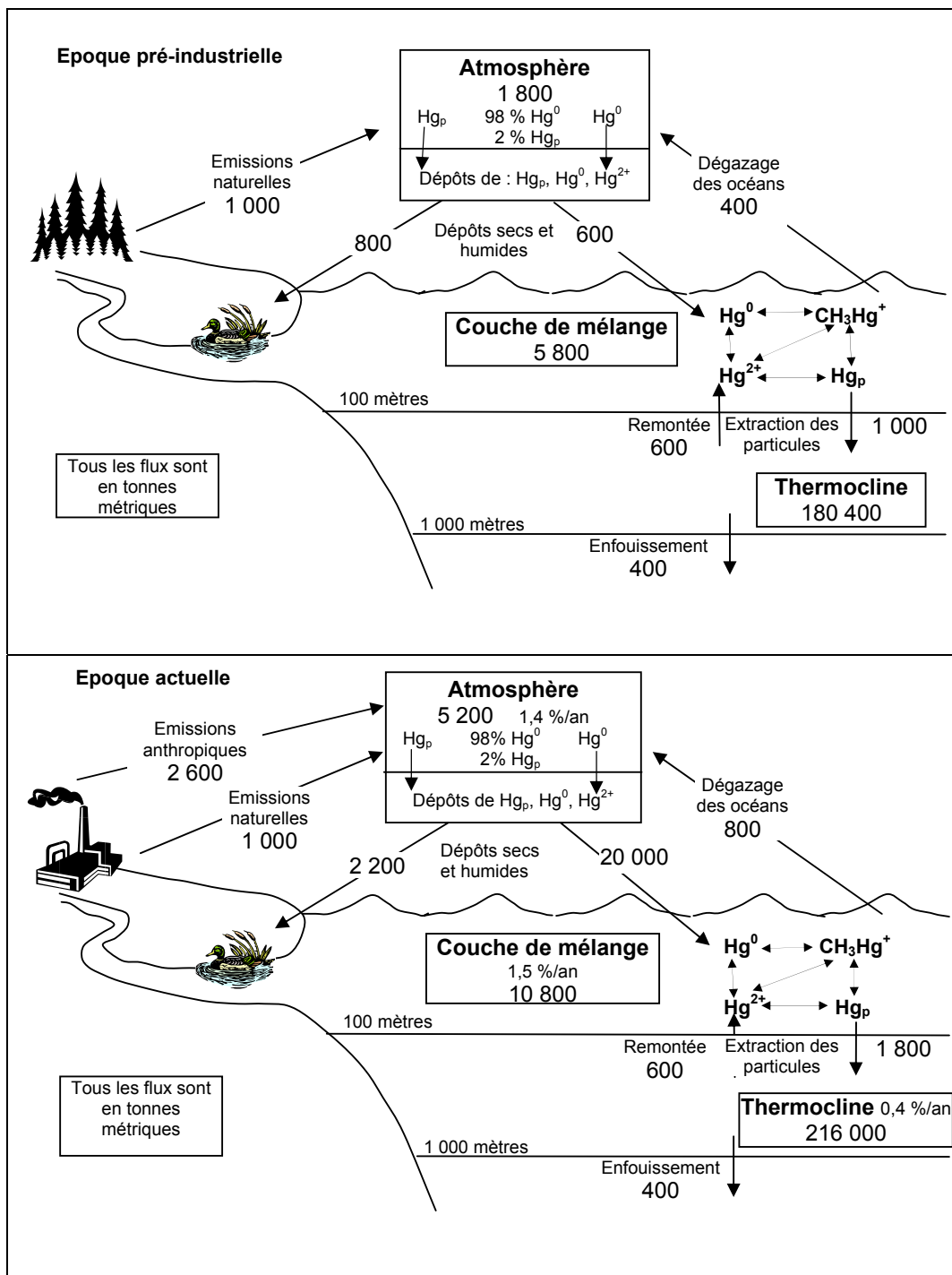


Figure 6.3 Comparaison du bilan et des flux estimatifs pré-industriels et actuels de rejets du mercure. Tous les flux (flèches) et les réservoirs (dans les cadres) sont exprimés en tonnes métriques (adapté de Lamborg et al. (2002); les premiers auteurs font remarquer que le cycle est considéré comme instable.)

6.3 Sources anthropiques de rejets du mercure

6.3.1 Mobilisation des impuretés de mercure dans les matières premières

449. Le mercure est naturellement présent dans le charbon et d’autres combustibles fossiles, dans des minéraux comme la chaux (utilisée pour la production du ciment), dans les sols (comme les terres agricoles soumises à des processus d’acidification) et dans des minerais métalliques comme les minerais de zinc, de cuivre et d’or. La production d’énergie au moyen de charbon est maintenant considérée comme la plus grande source mondiale d’émissions de mercure dans l’atmosphère (Pacyna et Pacyna, 2000), à cause de la consommation mondiale croissante d’énergie et du fait que les émissions provenant d’une utilisation intentionnelle du mercure diminuent progressivement dans bon nombre de pays industrialisés.

450. À titre d’exemple, la Chine signale ce qui suit concernant les émissions de mercure provenant de la combustion du charbon dans ce pays :

[Traduction] « Selon les résultats de recherches, la teneur moyenne en mercure du charbon est de 0,038 à 0,32 mg/kg. Au milieu des années 1990, la quantité totale d’émissions de mercure provenant de la combustion du charbon se situait approximativement entre 296 et 302,9 tonnes métriques par an, soit 213,8 tonnes métriques dans l’atmosphère et 89,07 tonnes métriques dans les cendres et les scories. La teneur moyenne en mercure organique de charbons prélevés dans 15 villes et provinces était de 0,037 mg/kg, ce qui représentait 18,1 p. 100 du mercure. La teneur moyenne du mercure organique dans les cendres volantes du charbon en combustion était de 0,045 mg/kg, soit 28,1 p. 100 du mercure total présent dans les cendres. De 1978 à 1995, les émissions de mercure avaient augmenté en moyenne de 4,8 p. 100 par an. » (Commentaires de la Chine, comm-19-gov).

451. Lorsqu’on relie cette information aux estimations des émissions mondiales de mercure provenant des principales sources quantifiées (approximativement 2 100 tonnes métriques/an en 1990), comme le montre le tableau 6.11, il est clair que les émissions issues de la combustion du charbon sont importantes.

452. Les impuretés de mercure dans les matières primaires et recyclées sont des contributions majeures au total de la charge mondiale en mercure. Des mesures visant à diminuer ces rejets sont présentées au chapitre 8.

453. La transformation de matières premières secondaires, comme le fer et l’acier, peut également être une source importante de rejets de mercure et nécessite souvent des technologies de contrôle des émissions. Dans ce cas, le mercure peut provenir des impuretés naturelles et résulter de l’utilisation intentionnelle du mercure dans les produits/composants de la ferraille d’acier/fer (commutateurs, déclencheurs de coussins gonflables, etc.)

454. De nombreux pays industrialisés sont aujourd’hui dotés de structures législatives de contrôle des émissions visant le mercure. Les mémoires nationaux présentés au PNUE pour cette évaluation indiquent que ce pourrait ne pas être le cas pour certains pays dont la situation est différente; voir le chapitre 9 et l’annexe du présent rapport – Overview of existing and future national actions, including legislation, relevant to mercure.

6.3.2 Rejets causés par l’utilisation intentionnelle du mercure dans des produits et des procédés

455. Comme le mentionne le chapitre 7, le mercure est utilisé dans de nombreux produits et procédés industriels. Bien que la consommation en ait diminué dans de nombreux pays industrialisés au cours des deux dernières décennies, l’utilisation intentionnelle du mercure dans des produits et procédés est encore considérée comme une cause importante d’apport de mercure dans l’environnement. La production primaire mondiale enregistrée de mercure vierge est encore importante comparativement aux estimations actuelles des émissions mondiales de mercure dans l’atmosphère.

456. Lorsqu'on évalue les rejets de mercure dans l'environnement, il est généralement difficile de quantifier les rejets diffus de produits contenant du mercure durant leur durée de vie. Ces sources n'ont pas toujours été inscrites intégralement dans des inventaires régionaux ou mondiaux de rejets de mercure dans l'environnement. Certaines études nationales fournissent toutefois des indications intéressantes sur la contribution de cette catégorie de source. (voir ci-dessous).

457. Les rejets de mercure provenant du traitement et du stockage des déchets peuvent être très difficile à évaluer, mais des bilans nationaux (« évaluations de flux de matières ») peuvent éclairer certains éléments nécessaires. Ces évaluations de flux de matières ont été effectuées avec un certain niveau de détails, par exemple dans des pays comme les Pays-Bas, les États-Unis et le Danemark.

458. Des recherches effectuées aux États-Unis indiquent aussi que les rejets attribuables à des produits dans le cadre de leur utilisation normale (déversements, bris, transformation et élimination de la ferraille) sont des sources importantes qui peuvent être sous-estimées dans certains inventaires de rejets (États-Unis; comm-24-gov).

459. Une grande partie du mercure qu'on commence par utiliser dans des produits et à des fins de consommation est incinérée ou aboutit dans des sites d'enfouissement avec les déchets ramassés. Dans de nombreuses régions du monde, le mercure peut être perdu, mis en décharge ou incinéré de façon diffuse et improvisée, directement dans l'environnement. Dans les circonstances présentes, une partie importante de la consommation totale du mercure va donc probablement être rejetée directement et rapidement dans l'environnement. La quantité que cela représente à l'échelle mondiale n'a pas été estimée sérieusement. Comme l'indique la section 6.4 sur les voies de pénétration, une partie du mercure utilisé, recueilli et traité dans des conditions plus contrôlées peut aussi se répandre dans l'environnement sur une plus longue période.

460. La section 6.3.4 ci-dessous fournit des exemples de contributions quantifiées de différentes utilisations intentionnelles aux rejets de mercure des pays.

Importance relative des utilisations intentionnelles par rapport aux impuretés pour les émissions atmosphériques

461. Lorsqu'on examine les mesures d'atténuation à choisir, il est pertinent d'examiner l'importance relative des utilisations intentionnelles du mercure par rapport aux impuretés de mercure présentes dans les matières premières. Cette démarche pose certaines difficultés, car tous les flux ne sont pas enregistrés en détail, en particulier parce que l'origine du mercure dans les déchets ne peut pas toujours être attribuée avec précision. Néanmoins, il est possible de se faire une idée approximative de cette relation dans les pays eux-mêmes, notamment quand des évaluations de flux des matières ont été effectuées pour le mercure. Le tableau 6.2 présente des estimations approximatives de la répartition des émissions atmosphériques dans les principales catégories de sources sur la base des données fournies dans cette section. Il faut noter que les rejets dans l'eau et le sol ne sont pas inclus dans le tableau, mais peuvent être significatifs. Les quantités enfouies ne sont pas non plus inscrites, sauf pour certaines émissions atmosphériques relevées pour des sites d'enfouissement. En outre, la méthodologie d'inventaire peut varier selon les pays et toutes les émissions ne sont pas nécessairement enregistrées dans tous les cas.

462. Munthe et Kindbom (1997) ont également évalué la contribution des utilisations intentionnelles du mercure dans certains produits courants en Europe. Ils ont trouvé que trois grands groupes d'utilisations intentionnelles du mercure dans des produits⁶ contribuaient au milieu des années 1990 à environ 18 p. 100 du total des émissions de mercure dans cette région. Les contributions

⁶ Les piles, les instruments de mesure et de contrôle, les appareils électriques et d'éclairage constituaient ensemble une part importante de la consommation de mercure dans les produits au milieu des années 1990, bien que les émissions causées par les piles, en particulier, aient été considérablement réduites dans certaines régions depuis cette époque. Les statistiques fournies par les pays données dans le présent rapport indiquent que l'amalgame dentaire, en particulier, ajoute considérablement aux émissions des produits.

supplémentaires provenant de l’utilisation du mercure comme amalgame dentaire n’ont pas été intégrées dans l’évaluation.

463. Dans la section 6.1, on trouvera aussi un exposé sur l’importance relative des principales catégories de sources et sur les facteurs qui influent sur cette distribution.

Tableau 6.2 *Estimations approximatives de l’importance relative des principales catégories de sources par rapport aux émissions atmosphériques anthropiques enregistrées – exemples (mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov).*

Importance relative des catégories de sources par rapport aux émissions anthropiques atmosphériques enregistrées – exemples			
Pays, année	% des émissions anthropiques atmosphériques enregistrées par pays (estimations approximatives) *1		Commentaires
	Hg provenant des impuretés	Hg provenant des utilisations intentionnelles	
Etats-Unis, 1994-1995	60 – 90	10 – 40	34 p. 100 viennent du traitement des déchets – leurs sources originales ne sont pas comptabilisées en détail
R.-U., 1997	60 – 80	20 – 40	13 p. 100 viennent du traitement des déchets – leurs sources originales ne sont pas comptabilisées en détail
Danemark, 1992-1993	20 – 50	50 – 80	58 p. 100 viennent du traitement des déchets – certains détails concernant les sources sont disponibles en vue d’une approximation – voir aussi la description ci-dessus
Suède, 1995	40 – 60	40 – 60	10 p. 100 viennent du traitement des déchets – leurs sources originales ne sont pas comptabilisées en détail
Norvège, 1999	80 – 90	10 – 20	5 p. 100 viennent du traitement des déchets – leurs sources originales ne sont pas comptabilisées en détail
1: La méthodologie d’inventaire varie d’un pays à l’autre. Toutes les émissions ne sont pas nécessairement enregistrées dans tous les cas. Les rejets dans l’eau et le sol ne sont pas inclus, mais peuvent être importants. Les quantités d’émissions venant des déchets enfouis ne sont pas incluses, sauf pour certaines émissions atmosphériques issues des sites d’enfouissement.			

Note : Sources de données mentionnées dans le tableau 6.4 de la section 6.3.4.

464. Le tableau 6.3 de l’US EPA (1997) montre les estimations/projections des Etats-Unis pour les mises au rebut de mercure utilisé intentionnellement dans des produits. À titre de comparaison, la consommation de mercure comme utilisation intentionnelle qui a été déclarée aux Etats-Unis a été estimée à 711 tonnes métriques en 1990 et à 372 tonnes métriques en 1996 (Sznoppek et Goonan, 2000), soit respectivement à 784 et 410 tonnes américaines. À noter que la teneur en mercure des produits mis au rebut reflète des taux de consommation antérieurs plus élevés (voir la figure 9.2 dans la section 9.2.4 ETATS-UNIS).

465. Selon de nouvelles informations reçues des Etats-Unis (comm-24-gov), le tableau 6.3 peut ne pas rendre compte de l’utilisation des commutateurs au mercure dans les automobiles; il peut aussi sous-estimer les mises au rebut aux Etats-Unis. Le Département de la Protection de l’environnement de l’Etat du Maine estime qu’il y a aujourd’hui en moyenne environ 2 commutateurs par 3 voitures sur la route, à raison de 0,8 gramme de mercure par commutateur. Même si ces commutateurs ne finissent certes pas automatiquement dans des installations d’élimination de déchets urbains, ce sont en grande

partie des déchets domestiques dont les inventaires habituels de rejets de produits, notamment le tableau 6.3, ne tiennent pas compte.

Tableau 6.3 *Mise au rebut, aux Etats-Unis, sous forme de déchets urbains, de mercure utilisé intentionnellement dans des produits selon les estimations/projections de 1992^a, à moins d’une autre précision (US EPA, 1997).*

Produits (quantités en tonnes métriques)	1975	1980	1985	1989	1995	2000
Piles						
alcalines	34,8	143,5	319,5	380,4	*	18,1 d
oxyde mercurique	261,0	242,0	213,3	178,3	*	5,4 d *
autres	4,3	4,1	4,1	4,7	*	0,0
Sous-total des piles	300,1	389,6	536,9	563,4	*	23,6 d *
Eclairage électrique						
lampes fluorescentes	19,5	21,0	25,3	21,3 d	22,5 d	13,2 d
lampes à haute intensité	0,3	1,0	0,6	0,7	0,9	1,1
Sous-total de l’éclairage	19,8	22,0	25,9	22,0 d	23,4 d	14,2 d
Résidus de peinture	33,8	24,2	28,5	16,5	2,1	0,5
Thermomètres médicaux	21,0	23,3	29,5	14,8	15,3	15,2
Thermostats	6,2	6,3	8,6	10,2	7,3	9,3
Pigments	24,9	20,9	22,9	9,1	2,7	1,4
Utilisations dentaires	8,8	6,4	5,6	3,6	2,6	2,1
Couchage spécial du papier	0,5	1,1	1,6	0,9	0,0	0,0
Commutateurs de lampes contenant du mercure	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4 d	0,3 d
Piles de film-pack	2,1	2,4	2,5	0,0	0,0	0,0
Total des mises au rebut	417,7	496,6	662,5	640,9 d	215,6 d	145,2 d

Notes :

^a US EPA, 1992 (sauf pour les estimations de lampes fluorescentes).

^b Mises au rebut avant récupération.

^d Nouvelle information provenant des Etats Unis (in comm-24-gov, 2002).

* Depuis 1992, plusieurs Etats ont restreint la teneur en mercure des piles alcalines et/ou ont interdit la vente de piles à l’oxyde mercurique. La législation fédérale interdisant l’utilisation du mercure dans les piles est entrée en vigueur en mai 1996. L’industrie des piles a éliminé le mercure comme additif ajouté intentionnellement aux piles alcalines, sauf pour les piles bouton. Bien qu’on ne dispose pas actuellement d’estimations concernant les rejets de mercure des piles pour ces années (selon la National Electrical Manufacturers Association), toute l’industrie américaine des piles a utilisé seulement environ 6,6 tonnes de mercure en 1994 (NEMA, 1996).

6.3.3 Mobilisation du mercure découlant de changements de l’utilisation des terres

466. Dans certaines conditions, des changements anthropiques de l’utilisation des terres peuvent causer une mobilisation substantielle du mercure déjà présent dans l’environnement (provenant de sources naturelles et/ou anthropiques). Par exemple, dans certains milieux, des modifications anthropiques liées notamment à des terres agricoles, à des coupes à blanc récentes et à des réservoirs d’eau (hydroélectricité, aquaculture, irrigation) peuvent accentuer considérablement le rejet de mercure dans les réseaux aquatiques et sa bioaccumulation dans les organismes. On a de plus en plus d’indications que les sols des bassins hydrographiques boisés contiennent des stocks considérables de

méthylmercure et de formes divalentes inorganiques du mercure. En Amérique du Nord et dans le nord de l'Europe, on a aussi un corpus croissant d'indications de l'effet des perturbations de terrain comme facteur de mobilisation et de transport du mercure inorganique et du méthylmercure piégés dans des bassins hydrographiques, et apparemment aussi de production du méthylmercure. Des recherches sur des réservoirs hydroélectriques ont révélé l'importance de comprendre les phénomènes de transport impliquant des sols inondés. L'hydrologie à l'échelle du bassin hydrographique semble de plus en plus être une variable explicative importante (commentaires du Canada; comm-20-gov).

6.3.4 Exemples de rejets nationaux de mercure distribués par types de source

467. Comme on l'a mentionné ci-dessus, les contributions relatives des différents types de sources aux rejets de mercure varient selon les pays, en fonction de certains facteurs. Afin d'illustrer des charges possibles venant de types de sources particuliers, des exemples de distribution de rejets dans l'air, dans l'eau, dans le sol et les sites d'enfouissement sont indiqués pour certains pays dans les tableaux 6.4 à 6.7 ci-dessous (regroupés dans le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov, sauf pour les données du Mexique ajoutées ici).

468. Il convient de porter attention aux différences souvent importantes constatées entre les pays, qui sont liées à des différences attribuables dans les sources existantes, l'équipement ou les normes relatives aux opérations de dépollution, l'année où a eu lieu la recherche et la méthodologie utilisée à cette fin. Il serait certes utile d'étudier et de décrire de façon plus approfondie le contexte et la qualité des données présentées, mais cela n'a pas été possible dans le cadre du présent rapport, surtout à cause des contraintes de temps et de ressources. Cela implique également que des comparaisons directes entre deux pays ne sont pas pertinentes.

469. Les pays mentionnés dans les trois tableaux suivants ont été choisis à titre d'illustration seulement. Certains autres pays recueillent et publient régulièrement des données; d'autres pays ont fourni des séries de données qu'on peut trouver dans les mémoires nationaux et les commentaires disponibles sur la page Web de l'Évaluation mondiale du mercure www.chem.unep.ch/mercury.

470. L'utilisation du mercure dans l'extraction de l'or et de l'argent est une importante source de rejets du mercure qui n'est pas inscrite dans les tableaux de cette section, mais qui est pratiquée dans un nombre croissant de pays. À partir de l'information disponible, mais probablement incomplète, on a estimé que l'apport annuel présent de mercure dans l'environnement causé par la seule exploitation minière de l'or peut s'élever à 500 tonnes métriques, dont les deux tiers sont rejetés dans l'atmosphère et le dernier tiers pénètre dans les sols et les eaux (Lacerda, 1997; MMDD, 2002). De la même façon, cette activité peut aussi être une importante source de rejets dans les pays où on pratique encore l'exploitation minière du mercure vierge.

471. Il convient de remarquer qu'on dispose de très peu de données sur les rejets de mercure dans le cycle de vie total du pétrole et du gaz naturel (de l'extraction à la combustion ou à l'élimination). Les deux combustibles sont consommés en grande quantité à l'échelle mondiale. Des recherches additionnelles sur cette importante question sont en cours aux États-Unis et feront probablement l'objet d'un rapport en 2003 (États-Unis, comm-24-gov).

472. La Thaïlande a décrit ses efforts de gestion des rejets dans l'environnement aquatique du mercure provenant de l'extraction gazière et pétrolière (mémoire du gouvernement de la Thaïlande, sub53gov).

Emissions dans l'atmosphère

473. À part les sources mentionnées plus haut, certaines activités industrielles, le traitement et l'élimination des déchets ainsi que les processus de production d'énergie au moyen des combustibles fossiles et la combustion en général sont les principales sources d'émissions atmosphériques.

474. La combustion des déchets est une source majeure de rejets de mercure dans l'environnement. On doit se souvenir qu'elle libère le mercure contenu dans des produits qui constituent les déchets, qu'il

s’agisse d’une utilisation intentionnelle ou non intentionnelle (comme impureté naturelle ou comme polluant anthropique trace dans les matières premières utilisées).

475. En ce qui concerne la crémation, on peut remarquer que les crématoriums ne sont pas habituellement équipés d’installations d’épuration des gaz de combustion pour enlever le mercure. Les émissions provenant de la crémation concernent principalement le mercure utilisé dans des amalgames dentaires.

Tableau 6.4 Emissions de mercure dans l’atmosphère - exemples *1

Tous les nombres sont en tonnes métriques/an (sauf par habitant)	E.-U. *7 1994-95	R.-U. 1997	Finlande 1997	Danemark 1992-93	Suède 1995	Norvège 1999	Mexique 1999
Utilisations intentionnelles – Fabrication		1,1*8	*4				
Production de chlore	6,5			0,01	0,12		4,9
Fabrication d’instruments	0,5						
Production secondaire de Hg	0,4						
Appareils électriques	0,3			0,01			
Piles	<0,1						
Production primaire du mercure	?						9,7
Utilisations intentionnelles – Utilisation de produits							
Bris de lampes	1,4	<0,1				0,02	0,23
Utilisation en laboratoire et instruments	1,0					0,02	0,02
Amalgames dentaires	0,6	0,3					0,38
Traitement et élimination des déchets			0,05				
Incinération des déchets *2	48,8	1,3		1,26 *5	0,09	0,05	0,03
Crémation	<0,1	1,3		0,1	0,28	0,07	
Sites d’enfouissement	<0,1	0,4					
Autres – recyclage de lampes, etc.	<0,1			0,2	0,01		
Impuretés de Hg mobilisé – Fabrication			0,09 *4				
Ciment	4,4			0,14		0,01	0,01
Pâtes et papiers	1,7					0,005	0,02
Métaux non ferreux	<0,2	3,2			0,07	0,16	13
Fer, acier		0,8		0,07	0,11	0,1	0,09
Autres – noir de carbone, chaux, etc.,	0,4?					0,005	0,76
Impuretés de Hg mobilisé							
Chaudières au charbon (services publics, industrie)	66,9	4,2	0,49		0,21	0,64	2,2 *6
Pétrole et gaz naturel	10,2			0,35			
Chaudières à bois	0,2			0,04			
Autres (énergie géothermique)	1,3						
Total (arrondi)	144 *7	13	0,62	2,2	0,9	1,1	31
(grammes) par habitant *3	0,5	0,2	0,1	0,4	0,1	0,3	0,3

Notes :

- 1 Provenance : US EPA (1997); OSPAR (2000); Maag *et al.* (1996); Autorité norvégienne de contrôle de la pollution (2001); Institut finlandais de l’environnement (1999); Mukherjee *et al.* (2000); présentation d’information par le Mexique, et KEMI (1998). Telle que présentée, la répartition entre sources intentionnelles et non intentionnelles a été faite dans le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques (sub84gov), sauf pour les chiffres concernant le Mexique.

- 2 Couvre l’incinération des déchets urbains, médicaux et dangereux et les boues d’épuration.
- 3 Hypothèses : Etats-Unis ~ 264 millions d’habitants; R.-U. ~ 59 millions d’habitants; Danemark ~ 5.3 millions d’habitants; Norvège ~ 4.4 millions d’habitants; Suède ~ 8.5 millions d’habitants; Finlande ~ 5.2 millions d’habitants; Mexico ~ 99 millions d’habitants.
- 4 Dans la référence (Mukherjee *et al*, 2000), les émissions issues de la fabrication sont regroupées et comprennent à la fois le mercure provenant de la mobilisation non intentionnelle et des utilisations intentionnelles. Il y a toutefois des indications que le premier mentionné est la catégorie de source dominante de la fabrication. Toutes les émissions issues de la fabrication sont donc mentionnées sous la rubrique « Impuretés de Hg mobilisé – Fabrication ».
- 5 Le chiffre relativement élevé pour l’incinération des déchets au Danemark en 1992-1993 s’explique par le recours général du pays à l’incinération pour le traitement des déchets urbains. En 1993, près de 78 p. 100 de tous les déchets urbains du Danemark étaient traités par incinération et, à cette époque, seulement 86 p. 100 des centres d’incinération étaient équipés d’installations d’épuration des gaz de combustion acides (Maag *et al*, 1996).
- 6 Classé dans le mémoire du Mexique de la façon suivante : centrales thermiques (0,13 tonnes métriques/an), chaudières au charbon (0,79), chaudières industrielles commerciales (0,095) et combustion de bois résidentielle (1,2 tonnes métriques).
- 7 Les Etats-Unis (*in comm-24-gov*) ont fourni des données à jour sur les émissions nationales de certaines catégories de sources et leurs totaux (émissions de 1996, en tonnes métriques) : production de chlore : 9; bris de lampe : 1; amalgames dentaire : 0,7; incinération de déchets : 74; sites d’enfouissement : 0,2; ciment : 4; pâtes et papier : 2; chaudières au charbon : 55 (incertain); pétrole et gaz naturel : 1; et total des émissions quantifiées pour 1996 : 170. Pour 1999, le total des émissions quantifiées était estimé à 125 tonnes métriques.
- 8 Selon OSPAR (2001b, cité par Greenpeace), l’industrie de la production du chlore au Royaume-Uni a signalé des rejets de 1,4 tonne métrique de mercure en 1999.

Rejets dans l’eau

476. En ce qui concerne les rejets de mercure dans l’eau, les émissaires des usines de traitement des eaux usées municipales sont habituellement une source dominante dans les pays occidentaux, car les eaux usées peuvent contenir du mercure provenant par exemple de cliniques dentaires, de divers équipements de mesure et de surveillance ainsi que de laboratoires (utilisations intentionnelles). Dans certains pays, les rejets directs d’eaux usées contenant du mercure peuvent être relativement plus importants. En outre, plusieurs autres sources de rejets de mercure vers des milieux aquatiques ne figurent pas dans le tableau ci-dessous, et les quantités peuvent ne pas refléter la situation dans les pays dépourvus de mesures de contrôle perfectionnées. Cela pourrait être le cas en particulier quand de grands secteurs industriels d’un pays utilisent du mercure, comme dans la production du chlore avec une technologie de cellule au mercure.

477. Les données de la Norvège indiquent que les activités pétrolières en mer peuvent être une source importante de rejets dans le milieu marin. Des rejets semblables peuvent aussi probablement se produire dans les eaux danoises (et peut-être à d’autres endroits), mais n’ont pas été quantifiés jusqu’à présent.

Rejets vers le sol

478. En ce qui concerne les rejets vers le sol, dans les exemples fournis par les pays nordiques, les sources dominantes semblent être :

- les cimetières, en raison principalement de l’utilisation du mercure comme amalgame dentaire;
- l’épandage de boues d’épuration provenant du traitement des eaux usées municipales (provenant des utilisations intentionnelles, comme on l’a indiqué).

Tableau 6.5 Rejets du mercure dans l’eau – exemples *1

	Danemark 1992-93 tonnes métriques/an	Suède 1995 tonnes métriques/an	Norvège 1998-1999 tonnes métriques/an
Utilisations intentionnelles – Fabrication			
Production de chlore	<0,001		
Utilisations intentionnelles – Utilisation de produits			0,05
Traitement et élimination des déchets			
Traitement des eaux usées municipales	0,25 2)	0,53	0,06
Autres			0,04
Impuretés de Hg mobilisé – Fabrication			
Métaux non ferreux		0,02	0,03
Autres – raffineries, exploitation en mer, etc.		0,02	0,17
Total	0,25	0,74	0,35
(g) par habitant *2	0,05	0,09	0,08

Notes :

- 1 Tiré de Maag *et al.* (1996), Autorité norvégienne de contrôle de la pollution (2001) et de KEMI (1998). La répartition entre sources intentionnelles et non intentionnelles a été effectuée dans le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques (sub84gov).
- 2 Hypothèses : Danemark ~ 5,3 millions d’habitants; Norvège ~ 4,4 millions d’habitants; Suède ~ 8,5 millions d’habitants.

Tableau 6.6 Rejets de mercure vers le sol - exemples *1

	Danemark 1992-93 tonnes métriques/an	Norvège 1999 tonnes métriques/an
Utilisations intentionnelles – Fabrication		
Utilisations intentionnelles – Utilisation de produits		
Cimetières (amalgames dentaires)	0,05	0,17
Autres		?
Traitement et élimination des déchets		
Boues d’épuration	0,14	0,14
Autre	?	
Impuretés de Hg mobilisé – Utilisation de produits		
Engrais/chaux – fins agricoles	<0,1	0,003
Total	0,25?	0,31
(g) par habitant *2	0,05	0,07

Notes : Tiré de Maag *et al.* (1996) et de l’Autorité norvégienne de contrôle de la pollution (2001). La répartition entre sources intentionnelles et non intentionnelles est la responsabilité des auteurs de ce rapport seulement.
Postulat : Danemark ~ 5,3 millions d’habitants; Norvège ~ 4,4 millions d’habitants.

6.3.5 Sites d’enfouissement

479. En plus des rejets directs dans l’environnement mentionnés plus haut, des quantités importantes de mercure sont acheminées directement dans les sites d’enfouissement sous forme de rebuts de la fabrication, de rebuts produits par des techniques de fin de cycle, de déchets urbains ou de déchets dangereux, s’ils sont contenus dans des produits mis au rebut.

480. Le tableau 6.7 présente pour certains pays des données sur les quantités de mercure enfouies dans des sites. Les différences notables entre ces pays peuvent s’expliquer par :

- des activités différentes, par exemple si on pratique ou non l’exploitation minière et l’extraction de métaux dans le pays;
- des politiques environnementales différentes, par exemple le mercure est extrait des résidus de l’extraction du zinc en Finlande, tandis qu’en Norvège ces résidus sont envoyés directement aux sites d’enfouissement;
- le fait que les sources couvertes peuvent différer selon les inventaires.

Tableau 6.7 *Mercuré acheminé directement aux sites d’enfouissement ou ramassé comme déchet dangereux (regroupé dans le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov) *1.*

Pays	dans des sites d’enfouissement		Commentaires
	Total en tonnes métriques/an	Grammes par habitant/an *2	
R.-U. ~1990	41	0,69	
Danemark 1997	2,5	0,47	Sans compter les déchets exportés en vue d’une élimination spéciale dans d’autres pays.
Finlande ~1995	0,9	0,2	
Norvège 1998	177	40	Principalement des rebuts de fabrication issus de l’extraction du zinc. Les chiffres datent de 1993. En 2000, la quantité totale se situait aux alentours de 35 tonnes métriques/an *3
Suède ~1995	42	4,9	Principalement des rebuts d’exploitation minière
E.-U. 1996	295	1,1	Y compris l’épandage

- Notes :
- 1 Références originales : Sznopek & Goonan 2000, OSPAR 2000, Endre *et al.*, 1999.
 - 2 Hypothèses : Etats-Unis ~ 264 millions d’habitants; R.-U. ~ 59 millions d’habitants; Danemark ~ 5,3 millions d’habitants; Finlande ~ 4,8 millions d’habitants; Norvège ~ 4.4 millions d’habitants; Suède ~ 8.5 millions d’habitants.
 - 3 Référence : Autorité norvégienne de contrôle de la pollution (2001).

6.3.6 Estimations des rejets régionaux et mondiaux

481. Le total mondial des rejets anthropiques et naturels du mercure n’est pas connu avec une grande précision. On a toutefois essayé à plusieurs reprises de le quantifier. Le tableau 6.8 montre les totaux mondiaux de rejets de mercure tels qu’estimés par différents auteurs. Comme on peut le constater, ces chiffres sont relativement incertains, ce qui est bien compréhensible étant donné la complexité de la quantification. Comme on l’a mentionné dans la section 6.3.7, il n’a généralement pas été possible d’inclure dans les estimations toutes les contributions importantes aux rejets mondiaux. Le tableau 6.9 fournit une approximation des types de sources qui peuvent avoir été inclus et de ceux qui peuvent avoir été omis.

Tableau 6.8 Estimations des rejets totaux de mercure dans l’environnement mondial (tableau présenté par l’OCDE, 1994, avec en ajout des estimations par Mason et al. (1994), Pirrone et al. (1996) et Lamborg et al. (2002)).

Processus	Lindquist et al., 1984	Nriagu & Pacyna 1988, Nriagu 1989	Fitzgerald, 1986	Lindquist et al., 1991	Mason et al., 1994 *1	Pirrone et al., 1996	Lamborg et al., 2002 *2
Rejets anthropiques	2 000-10 000	3 560 (910-6 200)	2 000	4 500 (3 000-6 000)	5 550 *1	2 200	3 000 *2
Rejets naturels	<15 000	2 500 (100-4 900)	3 000-4 000	3 000 (2 000-9 000)	1 650	2 700	1 400
Total des rejets actuels	2 000-<25 000	6 060 (1 010-11 100)	5 000-6 000	7 500 (5 000-15 000)	7 200	4 900	4 400

Notes : 1 Rejets anthropiques et totaux : les chiffres tiennent compte d’une réémission estimative (augmentation nette du dégazage des océans) de 1 400 tonnes métriques/an provenant de rejets anthropiques antérieurs (les nouveaux rejets anthropiques sont alors estimés à 4 150 tonnes métriques/an dans cette étude).

2 Rejets anthropiques et totaux : les chiffres tiennent compte d’une réémission estimative (augmentation nette du dégazage des océans) de 400 tonnes métriques/an provenant de rejets anthropiques antérieurs (les nouveaux rejets anthropiques sont alors estimés à 2 600 tonnes métriques/an dans cette étude).

Tableau 6.9 Estimations à l’échelle mondiale des rejets de mercure dans l’atmosphère, le sol et l’eau en 1983 en précisant les contributions quantifiées et omises (en tonnes métriques par an; tiré de Nriagu et Pacyna (1988) et Nriagu (1989) tel que présenté par l’OCDE (1994), présentation d’additions légèrement corrigée et points d’interrogation ajoutés).

Catégorie de source	Atmosphère *		Eau		Sol **	
	min.	max.	min.	max.	min.	max.
Combustion du charbon	650	3500	0	3600	370	4800
Production de métaux non ferreux	45	220	0	40	0	80
Incinération des ordures			Aucune estimation		Aucune estimation	
Municipales	140	2100				
Boues d’épuration	15	60				
Eaux usées	Sans objet		0	600	10	800
Combustion du bois	60	300	Aucune estimation		Aucune estimation	
Exploitation des métaux	apport négligeable ?		0	150	aucune estimation	
Déchets urbains	aucune estimation		aucune estimation		0 260	
Rebuts de production commerciale	aucune estimation		aucune estimation		550 820	
Processus de fabrication	aucune estimation		20	2300	aucune estimation	
Retombées atmosphériques	sans objet		220	1800	630	4300
Production et utilisation d’engrais avec phosphate	apport négligeable		aucune estimation		aucune estimation	
Déchets agricoles	aucune estimation		aucune estimation		0 1700	
Rebuts de coupe du bois et autres rebuts ligneux	aucune estimation		aucune estimation		0 2200	
Mise en décharge de boues d’épuration	sans objet		10	310	sans objet	
Stériles miniers	aucune estimation		aucune estimation		550 2800	
Scories et rebuts de fonderie	aucune estimation		aucune estimation		50 280	
Total arrondi, apports anthropiques quantifiés	900	6200+?	300	8800+?	2200	18000+?
Moyenne		3560+?		4600+?		10100+?
Apports naturels	100	4900	aucune estimation		aucune estimation	
Moyenne		2500	estimation		estimation	

Notes : +? Signifie que les totaux réels peuvent être plus élevés, car les apports qualifiés par « aucune estimation » ne sont pas inclus dans les totaux présentés.

Notes dans le document de l’OCDE (1994) :

* Apports négligeables à la pollution de l’atmosphère : combustion d’hydrocarbures, production de zinc-cadmium, production secondaire de métaux non ferreux, production de fer et d’acier, production de ciment et sources mobiles (commentaires des rédacteurs : ces apports peuvent réellement présenter un intérêt comme on l’a décrit ailleurs dans le présent chapitre).

** Sites d’enfouissement compris.

482. Certains inventaires des rejets ont été compilés plus récemment. En général, ils ne comprennent que les principales sources de rejets atmosphériques – surtout les impuretés de mercure dans des matières à grand volume et, dans une moindre mesure, les sources associées aux cycles de vie du mercure utilisé de façon intentionnelle. Le tableau 6.10 présente les totaux de ces études ainsi que ceux du tableau 6.9.

Tableau 6.10 Nouvelles estimations des rejets atmosphériques provenant de quelques grandes sources anthropiques, comparées aux totaux du tableau 6.9 (en tonnes métriques/an).

Année	Atmosphère	Eau	Sol	Référence
1983				
Intervalle	900 – 6 200+?	300 – 8 800+?	2 200 – 18 000+?	Nriagu et Pacyna, 1988 (voir le tableau ci-dessus)
Moyenne	3 560+?	4 600+?	10 100+?	
1990 *1,3				
Intervalle	1 300 – 2 100	-	-	Pacyna et Pacyna, 1996
Meilleure estimation	1 900			
1992	2 200	-	-	Pirrone <i>et al.</i> , 1996
1995 *2,3	1 900	-	-	Pirrone <i>et al.</i> , 2001 – y compris Pacyna

Notes : +? signifie que les totaux réels peuvent être plus élevés, car les apports qualifiés par « aucune estimation » ne sont pas inclus dans les totaux présentés.

- 1 Comprend également 172 tonnes métriques de rejets de mercure provenant de la production de chlore et d’autres sources moins importantes (Pirrone *et al.*, 2001).
- 2 Ne comprend pas les rejets de l’extraction de l’or (qui selon les estimations de Lacerda (1997) se seraient élevés à 460 tonnes métriques/an vers 1990, et dont la plus grande partie aurait été rejetée dans l’atmosphère). Ne sont également pas inclus les rejets de la production de chlore et « d’autres sources ». Les auteurs de l’inventaire déclarent que les rejets causés par l’incinération des déchets sont fort probablement sous-estimés à cause du manque de données nationales sur les déchets (Pirrone *et al.*, 2001).
- 3 L’incertitude par rapport au total est significative – les auteurs mentionnent qu’on peut estimer l’exactitude de la présence de mercure en Europe à moins de 50 p. 100 (Pirrone *et al.*, 2001). L’incertitude est fort probablement plus élevée pour de grandes parties du monde.

483. Au tableau 6.11, les résultats de l’inventaire des émissions atmosphériques mondiales pour 1995 sont présentés par types de source inclus dans la quantification et par continent géographique (tel que présenté dans Pirrone *et al.*, 2001). Ici, la contribution la plus élevée pour chaque type de source a été mise en caractères gras.

484. Pirrone *et al.* (2001) commentent ainsi les tendances de la distribution géographique des émissions :

[Traduction] « Comparativement à 1990, les émissions ont subi des changements majeurs en 1995 en ce qui concerne la localisation des principales régions qui contribuent le plus au relevé mondial des émissions de mercure. Alors que ces émissions ont diminué assez substantiellement en Europe

et en Amérique du Nord durant la période de 1990 à 1995, elles ont augmenté de façon importante en Asie, particulièrement en Chine et en Inde. Les sources d’Asie ont fourni environ 30 p. 100 des émissions totales de mercure en 1990, comparativement à 56 p. 100 en 1995. La hausse a été estimée à plus de 250 tonnes métriques pour la Chine entre les années 1990 et 1995, et est évidemment liée à l’augmentation de la combustion du charbon dans ce pays. Cette hausse a annulé une légère réduction des émissions de polluants atmosphériques attribuable à l’installation dans le pays, à partir du milieu des années 1990, de dispositifs de contrôle des émissions très efficaces.

La diminution des émissions de mercure en Europe de l’Ouest, aux Etats-Unis et au Canada peut être expliquée par l’installation supplémentaire d’équipement de contrôle des émissions, particulièrement d’équipement faisant appel à diverses techniques de désulfuration des gaz de combustion, comme on l’a déjà mentionné. Des températures relativement basses dans les systèmes d’épuration humide permettent à bon nombre des éléments traces plus volatils de se condenser à partir de la phase gazeuse et donc d’être retirés des gaz de combustion.

En Europe centrale et de l’Est, la baisse des émissions de mercure provenant de sources de combustion et d’autres sources industrielles de 1990 à 1995 a aussi été causée par une réduction générale des activités industrielles et par une diminution résultante de la consommation de matières premières. »

Tableau 6.11 *Estimations des émissions atmosphériques mondiales du mercure provenant de certaines sources anthropiques majeures en 1995 (tonnes métriques/an; Pirrone et al., 1996; 2001).*

Continent	Combustion en installations fixes	Production de métaux non ferreux	Production de fonte brute et d’acier	Production de ciment	Elimination de déchets *3	Total des sources quantifiées
Europe	185,5	15,4	10,2	26,2	12,4	249,7
Afrique	197,0	7,9	0,5	5,2		210,6
Asie	860,4	87,4	12,1	81,8	32,6	1 074,3
Amérique	104,8	25,1	4,6	12,9	66,1	213,5
Amérique du Sud	26,9	25,4	1,4	5,5		59,2
Australie et Océanie	99,9	4,4	0,3	0,8	0,1	105,5
Total des sources quantifiées, 1995 *4	1 474,5	165,6	29,1	132,4	111,2	1 912,8
Total des sources quantifiées, 1990 *1	1 295,1	394,4	28,4	114,5	139,0	2 143,1 *2

Notes :

- 1 Estimations des valeurs maximales, qui sont considérées comme proches de la meilleure valeur estimée par les auteurs de cet inventaire. Les totaux représentent le total des sources mentionnées dans ce tableau, et non de toutes les sources connues.
- 2 L’estimation totale des émissions pour 1990 comprend aussi 171,7 tonnes métriques provenant de la production de chlore et d’autres sources « moins importantes ».
- 3 Considéré par les auteurs de l’inventaire comme sous-estimé, voir les notes du tableau 6.9 ci-dessus.
- 4 N’inclut pas l’extraction de l’or, la production de chlore et les « autres sources », voir les notes du tableau 6.9 ci-dessus.

485. Pour un complément d’information sur les technologies de contrôle des émissions et leur efficacité, voir la section 8.3.

486. La distribution géographique de 1990 des émissions dans l’atmosphère à partir de sources importantes est illustrée à la figure 6.4 ci-dessous. Les désignations dans la figure sont associées à des incertitudes, et tous les types de sources ne sont pas inclus. La figure donne cependant un bon aperçu du caractère mondial du problème de la pollution causée par le mercure.

6.3.7 Quantification des rejets de mercure

487. Il ne faut pas oublier qu’à peu près tous les essais visant à quantifier les rejets anthropiques dans l’environnement auraient tendance – en principe – à sous-estimer les rejets totaux comparativement aux rejets réels. On peut l’expliquer ainsi : alors que les contributions venant de types de source réellement quantifiés peuvent – en principe – être à la fois surestimées et sous-estimées, les apports de tous les types de source pertinents sont très rarement quantifiés. La collecte des données nécessaires pour quantifier les rejets de types de sources moins homogènes exigera de plus grandes ressources.

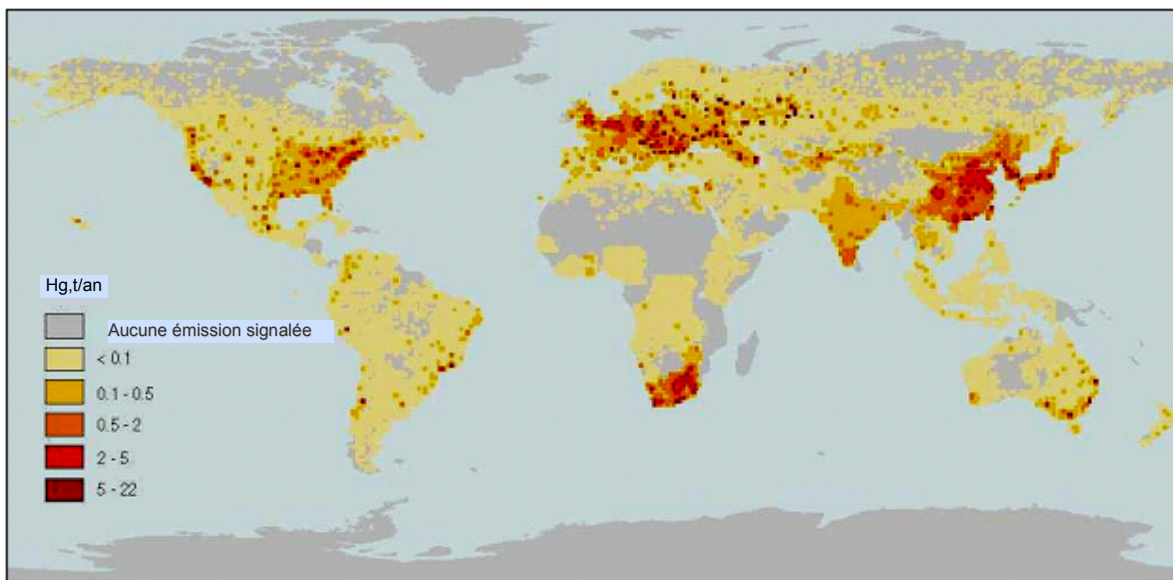


Figure 6.4 Répartition spatiale des émissions mondiales de mercure dans l’atmosphère dans le cadre d’une grille 1°x1°. Source des données : communication personnelle de J. Pacyna., Centre canadien d’interprétation des émissions globales (CGEIC), présenté par le PSEA (1998). Figure originale présentée avec l’autorisation du PSEA, Norvège.

488. Les types de rejets souvent absents des inventaires globaux ou inclus avec des incertitudes plus grandes sont les suivants :

- rejets dans l’eau, provenant directement de l’industrie ou des réseaux publics d’eaux usées;
- rejets diffus provenant de déchets non ramassés contenant des matières et produits contaminés par le mercure;
- rejets diffus provenant de déchets incinérés de façon non contrôlée;
- rejets diffus provenant de décharges sauvages non protégées;
- évaporation du mercure de sites d’enfouissement contrôlés et de décharges sauvages;
- rejets (dans l’atmosphère, l’eau et le sol) provenant de sources ponctuelles industrielles plus petites;
- rejets provenant d’activités d’extraction de l’or à petite échelle;
- rejets provenant de rebuts produits par des techniques de fin de cycle.

489. Une approche de bilan massique comme les analyses nationales de flux des substances (dans l’exemple décrit par Hansen et Lassen, 2000), dans lesquelles les estimations des rejets sont évaluées par rapport aux apports pour l’économie, peut figurer parmi les méthodes qui donnent une description plus complète des rejets et des voies de pénétration dans la société de substances comme le mercure, à condition de disposer d’une série de données de base ou de pouvoir la produire.

490. Il existe des inventaires nationaux et régionaux des émissions atmosphériques pour les pays européens, les États-Unis, le Canada et vraisemblablement pour quelques autres pays (voir l’aperçu des pays européens dans Pirrone *et al.*, 2001, chapitre 2). Certains mémoires gouvernementaux et intergouvernementaux présentés au PNUE fournissent des données sur les émissions atmosphériques estimatives nationales et régionales. Ces données pourraient aider à mieux comprendre les modèles des rejets anthropiques dans le cadre d’une étude plus détaillée, ce qui n’a malheureusement pas été possible dans le délai imparti et avec les ressources disponibles à cette étape du processus d’évaluation du mercure effectué par le PNUE.

6.4 Voies de pénétration du mercure vers – et dans – l’environnement

491. La présente section vise à donner un aperçu des voies par lesquelles le mercure mobilisé par les humains est rejeté dans l’environnement et comment il est distribué, redistribué et stocké dans et entre des milieux environnementaux. Les autres voies de pénétration causant des effets négatifs sur les êtres humains et l’environnement sont décrites dans les chapitres 4 et 5 respectivement.

6.4.1 Le mercure est persistant dans l’environnement

492. Un fait fondamental pour la compréhension des voies de pénétration du mercure dans la société et l’environnement est qu’il s’agit d’un élément, et qu’il n’est donc pas susceptible d’être décomposé ou dégradé en substances inoffensives. Comme on l’a décrit, le mercure peut passer par différents états et espèces durant son cycle, mais sa forme la plus simple est le mercure élémentaire qui en soi est nuisible aux êtres humains et à l’environnement. En conséquence, une fois que le mercure a été mis en circulation dans la biosphère par l’activité humaine, il ne « disparaît » pas dans des horizons temporels comparables à la durée d’une vie humaine.

6.4.2 Devenir du mercure introduit dans la société par des utilisations intentionnelles

493. Bien que l’utilisation du mercure ait été fortement réduite dans certaines régions du monde, la consommation mondiale de ce métal associée à des utilisations intentionnelles dans des produits et procédés est encore très importante. Les rejets dans l’environnement causés par ces utilisations semblent généralement sous-estimés, fort probablement à cause de la complexité et des ressources plus grandes nécessaires pour ces projets de recherche.

494. Une grande partie du mercure utilisé dans des produits et à des fins de consommation aboutit dans des sites d’enfouissement avec les déchets ramassés, ou est perdu, mis en décharge ou incinéré de façon diffuse et sauvage, et se retrouve directement dans l’environnement. Une partie importante finit probablement dans l’environnement d’une façon plutôt directe et rapide. Il est difficile d’estimer ce que cela représente à l’échelle mondiale, bien qu’on pourrait formuler des estimations approximatives si on disposait des ressources suffisantes. Comme on l’indique ci-dessous, même le mercure utilisé, recueilli et traité dans des conditions plus contrôlées peut partiellement se répandre dans l’environnement sur une période plus longue.

495. Dans certaines parties du monde, la collecte des déchets est improvisée, inefficace ou inexistante. Le mercure contenu dans les déchets y sera alors diffusé dans l’environnement, incinéré sans soin ou éliminé dans des décharges sauvages sans aucune protection contre la contamination locale du sol et des eaux souterraines.

496. Dans les régions du monde où la collecte et l’élimination des déchets sont plus réglementées, les sites d’enfouissement sont souvent contrôlés et équipés de membranes pour recueillir l’eau qui traverse les déchets entreposés (« lixiviat ») et d’installations de dépollution de ce lixiviat. Après la fin de l’exploitation, les déchets sont souvent couverts de sol et de végétation. Dans ce cas, la plus grande partie du mercure sera normalement retenue dans les déchets entreposés pendant des décennies ou des siècles, car on pense que les quantités lessivées par l’eau et qui s’évaporent dans l’atmosphère sont minimales durant les étapes initiales de l’existence des sites d’enfouissement (pour le dégazage, voir ci-dessous). Par ailleurs, la lixiviation et l’évaporation du mercure se poursuivront pendant des

décennies, peut-être des siècles, et nécessiteront un traitement permanent de l'eau de lessivage. Si ce traitement est effectué dans le système général de traitement des eaux usées (procédure normale), la plus grande partie du mercure lessivé se retrouve dans les boues d'épuration (qu'on épand quelquefois comme engrais sur les terres agricoles) et s'ajoute donc aux rejets de mercure dans l'environnement. Si la teneur en mercure interdit cette utilisation des boues, celles-ci sont alors incinérées, mises de côté ou traitées autrement. À long terme (siècles, millénaires), le devenir du mercure dans des sites d'enfouissement de surface normaux ne peut pas être considéré comme certain. Peut-on espérer que la dépollution du lixiviat se poursuive pendant des siècles? Est-ce que d'anciens sites d'enfouissement situés près des centres urbains ne vont pas devenir intéressants pour des activités de construction et d'habitation, et être ainsi exposés par les travaux de creusage (une situation déjà assez courante)? Les processus géologiques ou climatiques viendront à terme perturber le scellement du site d'enfouissement et étaler potentiellement le mercure déposé sur de larges superficies; par exemple, dans les conditions nordiques, où cela va probablement se produire (glaciation), la question est de savoir quand cela se produira.

497. Certains pays comptent sur l'incinération contrôlée des déchets, qui en réduit le volume et utilise l'énergie qu'ils contiennent. À cause de son faible point d'ébullition, la plus grande partie du mercure se dégage sous l'effet de la chaleur durant la combustion et est rejetée directement dans l'atmosphère, à moins que le gaz d'échappement ne soit filtré efficacement. Dans certains pays industrialisés, on a amélioré les installations de filtrage des incinérateurs de déchets, au cours des 10 ou 20 dernières années, ce qui se reflète également dans la diminution des émissions de mercure (PSEA, 2000). En général, seulement environ 35 à 85 p. 100 du mercure est capturé par filtrage (Pirrone *et al.*, 2001), et une partie du mercure sera encore rejetée directement dans l'environnement. Cependant, l'injection de gaz carbonique suivie d'une filtration peut augmenter considérablement le taux de rétention. Une rétention du mercure atteignant presque 100 p. 100 n'est pas normale (voir la section 8.3). Le mercure éliminé du gaz d'échappement est retenu dans les résidus d'incinération et, pour certains types de technologie de filtrage, dans les résidus solides du traitement des eaux usées (processus de lavage). Ces résidus sont mis en décharge avec les implications mentionnées plus haut, ou – selon leur contenu en polluants – utilisés à des fins de construction spéciale (sous les routes et utilisations semblables). Dans certains cas, ces résidus solides sont entreposés dans des dépôts destinés aux déchets dangereux, qu'on protège en plus en les recouvrant avec des membranes qui éliminent ou réduisent l'évaporation et la production de lixiviat par les déchets.

498. Comme on l'a mentionné, de nombreux pays font en plus l'effort de séparer les produits à forte teneur en mercure du flux général des déchets. Il a toutefois été difficile d'obtenir des taux de collecte élevés, particulièrement quand la séparation doit être effectuée par les consommateurs, qui doivent pour cela être très bien informés et très motivés. Il faut aussi choisir le système de séparation le plus simple, mais qui réponde aux exigences. Quel que soit le genre de collecte, la collecte séparée et le traitement imposent des coûts supplémentaires à la société.

499. On sait également que le mercure s'évapore des sites d'enfouissement. Par exemple, le Canada a signalé qu'en Ontario les concentrations de mercure mesurées dans l'atmosphère au-dessus de trois sites d'enfouissement se situaient à 360-4,470 ng/m³, comparativement aux concentrations de mercure dans l'air ambiant de 1,5-2,0 ng/m³ dans tout le Canada (Pilgrim, 1998). Par ailleurs, un relevé plus récent d'Environnement Canada a indiqué une concentration de mercure d'environ 10 ng/m³ pour des gaz de site d'enfouissement (mémoire du Canada, sub42gov). Entre temps, des études récentes (Lindbergh *et al.*, 2001, citées entre autres par les États-Unis, Comm-24-gov) indiquent que les émissions de mercure des sites d'enfouissement peuvent être plus élevées qu'on ne l'avait estimé auparavant. Il est évident que tant qu'on ne comprendra pas mieux l'importance de cette voie de pénétration du mercure rejeté à l'échelle mondiale, les recherches devraient se poursuivre sur ce sujet.

Aperçu des voies de pénétration du mercure de la société vers l’environnement

Destinations des rejets vers l’environnement et types de rejet dans chaque milieu récepteur :

- **Atmosphère** : transport local, régional et mondial/hémisphérique par les masses d’air et les dépôts, en fonction surtout de la spéciation du mercure émis.
 - émissions provenant des principales sources ponctuelles et diffuses comme les habitations (combustion de combustibles fossiles);
 - émissions provenant de la crémation, principalement causées par les amalgames dentaires contenant du mercure;
 - rejets diffus provenant de déchets non ramassés (lampes fluorescentes, piles, thermomètres, commutateurs au mercure, dents perdues obturées avec un amalgame, etc.);
 - évaporation de retombées antérieures dans le sol ou dans l’eau;
 - évaporation du mercure éliminé dans des sites d’enfouissement;
 - réémission du mercure déposé venant de l’atmosphère).
- **Eau – milieu aquatique** : milieu marin (océans), eaux douces (lacs, cours d’eau, etc.).
 - rejets directs de l’industrie et des particuliers dans des milieux aquatiques;
 - rejets indirects par l’entremise des systèmes de traitement des eaux usées;
 - retombée du mercure émis antérieurement dans l’atmosphère;
 - ruissellement de surface et lixiviat de sols et de sites d’enfouissement contaminés au mercure, dépourvus de membrane de collecte du lixiviat et de système de dépollution de l’eau de lessivage;
 - lessivage du mercure précédemment déposé sur le sol.
- **Sol – milieu terrestre** : en général, surfaces du sol et eaux souterraines, et concentrations dans les sites d’enfouissement (contrôlés ou improvisés).
 - élimination dans les sites d’enfouissement – avec ou sans protection des eaux souterraines et des sols avoisinants (membranes et système de dépollution de l’eau de lessivage);
 - rejets diffus de déchets non ramassés (piles, thermomètres, commutateur au mercure, dents perdues obturées avec un amalgame, etc.);
 - rejets locaux provenant de l’industrie : entreposage sur place de rebuts et de matières, tuyaux brisés et non utilisés, équipement et matériaux de construction;
 - épandage de boues d’épuration avec des contaminants traces sur des terres agricoles (utilisées comme engrais);
 - utilisation des résidus solides issus de l’incinération des déchets et de la combustion du charbon à des fins de construction (scories/cendres résiduelles et cendres volantes);
 - inhumation de personnes ayant des obturations à l’amalgame;
 - dépôts de mercure précédemment émis dans l’atmosphère.

500. Lindbergh *et al.* (2001) ont aussi trouvé durant leurs recherches que du méthylmercure était émis par des sites d’enfouissement de déchets urbains. Si on se fonde sur la connaissance des processus de transformation chimique dans les sites d’enfouissement, la transformation du mercure en méthylmercure (ou en diméthylmercure), encore plus toxiques, serait probablement un phénomène généralisé dans les sites d’enfouissement de déchets urbains. Cette voie de pénétration le détourne de la bio-transformation dans le milieu aquatique et, ce qui est particulièrement préoccupant si les émissions des sites d’enfouissement sont importantes, augmente directement la charge de méthylmercure et ses impacts sur l’homme et l’environnement.

6.4.3 Devenir des impuretés de mercure mobilisé dans les matières à grand volume

501. Une partie importante du mercure mobilisé par l’homme lors de l’utilisation de matières naturelles avec de faibles impuretés de mercure est rejetée de façon diffuse dans l’environnement sans qu’on puisse en retenir le mercure. Un exemple significatif en est l’utilisation du charbon et des autres combustibles fossiles dans les habitations et de nombreuses chaudières industrielles.

502. L'activité industrielle mondiale croissante utilise de larges volumes de matières (charbon, métal et minerai, chaux, plastique, certaines substances chimiques en très grand volume, etc.) qui contiennent de petites traces d'impuretés de mercure. Comme on l'a mentionné dans d'autres sections de ce chapitre, ces sources constituent une partie importante des rejets nationaux et mondiaux de mercure dans l'environnement.

503. Dans certaines parties du monde, les principales sources ponctuelles de mercure provenant d'impuretés contenues dans des matières à grand volume sont gérées par des technologies de réduction des émissions qui réduisent le rejet direct dans l'environnement de mercure et d'autres polluants. Comme on l'a mentionné à la section 6.3.6, l'utilisation de ces mesures a augmenté en Europe et en Amérique du Nord au cours des 10 ou 20 dernières années et leur mise en œuvre a aussi commencé depuis une dizaine d'années dans d'autres régions, comme l'Extrême-Orient.

504. Le chapitre 8 décrit la capacité de ces mesures d'empêcher le mercure d'être rejeté directement dans l'environnement. Comme on l'a expliqué plus haut pour les utilisations intentionnelles du mercure, le mercure retenu dans des résidus solides par une technologie de réduction des émissions est généralement entreposé dans des sites d'enfouissement, ce qui protège à moyen et à long terme contre des rejets potentiels. Les résidus liquides (eau) de certaines technologies de réduction des émissions sont généralement traités dans des stations de traitement des eaux usées intégrées dans l'établissement ou dans le système public de traitement des eaux usées, avec les conséquences pour les effluents de sites d'enfouissement mentionnées plus haut.

6.4.4 Le cycle mondial du mercure

505. Il est important de comprendre que les dépôts de mercure atmosphérique (flux du mercure de l'air vers le sol et les océans) ont une origine locale, hémisphérique ou mondiale. Plusieurs grandes études ont appuyé la théorie qu'en plus des sources locales, comme l'industrie, la combustion du charbon et l'incinération des déchets, les concentrations générales de fond dans l'atmosphère de l'hémisphère ou du monde contribuent de manière importante à la charge de mercure d'un endroit, quel qu'il soit, (voir p. ex. US EPA, 1997; Munthe *et al.*, 2001; Pirrone *et al.*, 2001). De la même façon, à peu près toutes les sources locales contribuent aux niveaux de fond – le réservoir global du mercure dans la biosphère. Les courants océaniques sont des véhicules pour le transport à longue distance du mercure, et les océans d'importants puits dynamiques du mercure dans le cycle mondial.

Circulation du mercure dans et entre les compartiments de l'environnement

506. Comme on l'a mentionné, le mercure est un élément naturel qui ne peut être créé ou détruit, et il y en a la même quantité sur la Terre depuis sa formation. De nombreuses recherches indiquent que les activités naturelles et humaines peuvent redistribuer cet élément dans les écosystèmes atmosphériques, terrestres et aquatiques, par une combinaison complexe de transport et de transformations. La figure 6.5 ci-dessous illustre les principales interactions entre les compartiments de l'environnement.

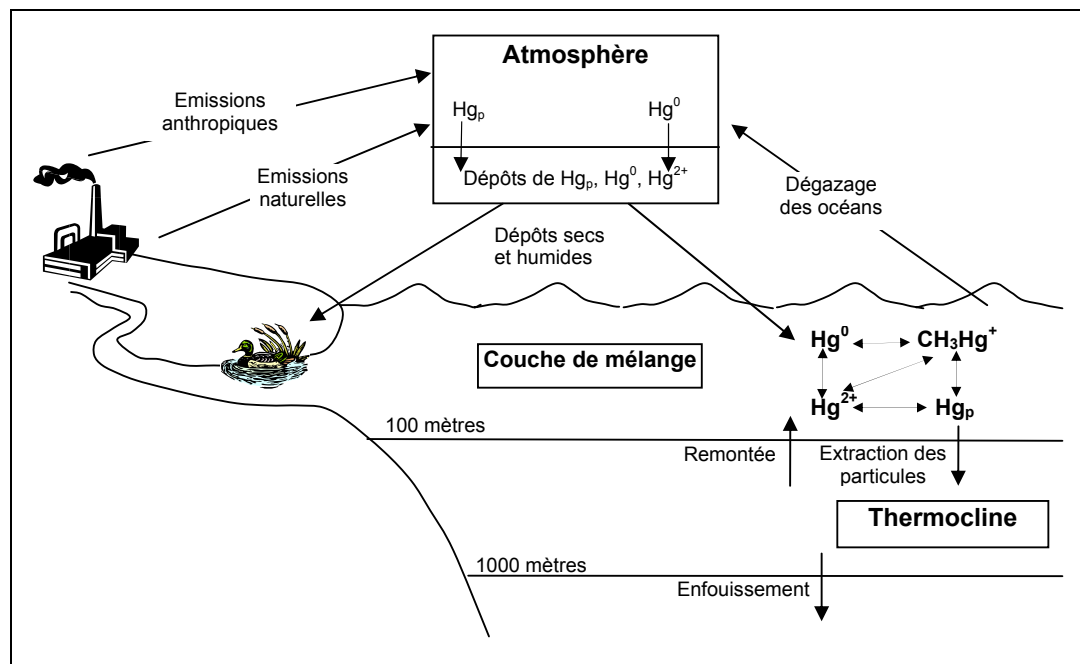


Figure 6.5 Interactions dynamiques de la distribution du mercure entre les compartiments de l’environnement (basé sur Lamborg *et al.*, 2002, adapté de Mason *et al.*, 1994).

Air

507. Le mercure est rejeté dans l’atmosphère à partir de diverses sources ponctuelles et diffuses, est ensuite dispersé et transporté dans l’air, retombe sur la Terre et y est piégé ou redistribué entre les compartiments que sont l’eau, le sol et l’atmosphère. Il s’ensuit que le cycle du mercure et sa partition entre différents compartiments de l’environnement sont des phénomènes complexes qui dépendent de nombreux paramètres environnementaux. Jusqu’à récemment, le dépôt humide était considéré comme le mécanisme primaire de transfert du mercure et de ses composés de l’atmosphère vers les récepteurs aquatiques et terrestres. Cependant, des études effectuées par l’US EPA, le département de la Protection de l’environnement de la Floride et le département de l’Energie des Etats-Unis ont toutes montré que le dépôt sec d’espèces de mercure gazeux divalent pouvait être égal ou supérieur au dépôt humide, même dans des zones climatiques humides comme les Everglades de la Floride et la région des Grands Lacs, dont les précipitations annuelles sont relativement élevées (Rea *et al.*, 2000; 2001; Vette *et al.*, 2002; Landis *et al.*, 2002). La forme chimique et physique du mercure présent dans l’air affecte les mécanismes par lesquels il est transféré à la surface de la Terre et influe finalement sur le flux total des dépôts. Une hausse des concentrations de mercure dans l’air ambiant entraîne une augmentation de l’exposition humaine directe et du flux du mercure pénétrant dans les écosystèmes terrestres et aquatiques, ce qui accroît les concentrations de méthylmercure dans les biotes marins et d’eau douce. Des recherches approfondies menées sur le dépôt de mercure dans les systèmes de forêts boréales ont montré que la principale source d’apport de mercure et de méthylmercure au couvert forestier est constituée par les aiguilles, les branches, etc. qui tombent sur le sol (Iverfeldt, 1991; Munthe *et al.*, 1995). Ce mercure et ce méthylmercure proviennent principalement de l’atmosphère (et non des racines) et s’adsorbe à la surface des plantes par l’intermédiaire du dépôt sec.

508. Des réseaux de surveillance du dépôt humide de mercure ont été mis sur pied en Amérique du Nord et en Europe afin de fournir une indication de l’ampleur du flux de dépôt et de recueillir des données pour évaluer et tester des modèles de simulation du mercure atmosphérique. La figure 6.6 indique où étaient installées en 2001 les stations de surveillance du *Mercury Deposition Network* d’Amérique du Nord, ainsi que les observations de dépôt humide cumulatif de mercure et les concentrations moyennes de mercure dans les précipitations pour cette année. La figure 6.7 montre des résultats semblables pour le réseau sur le dépôt humide mis sur pied en Suède. Les stations suédoises

participent à l’activité de surveillance de l’EMEP dans le cadre de la convention PTALD sous les auspices de la CEE-ONU. Des réseaux semblables de surveillance du dépôt sec de mercure sont nécessaires pour mesurer complètement le flux de dépôt et fournir des données pour tester et évaluer le modèle de simulation.

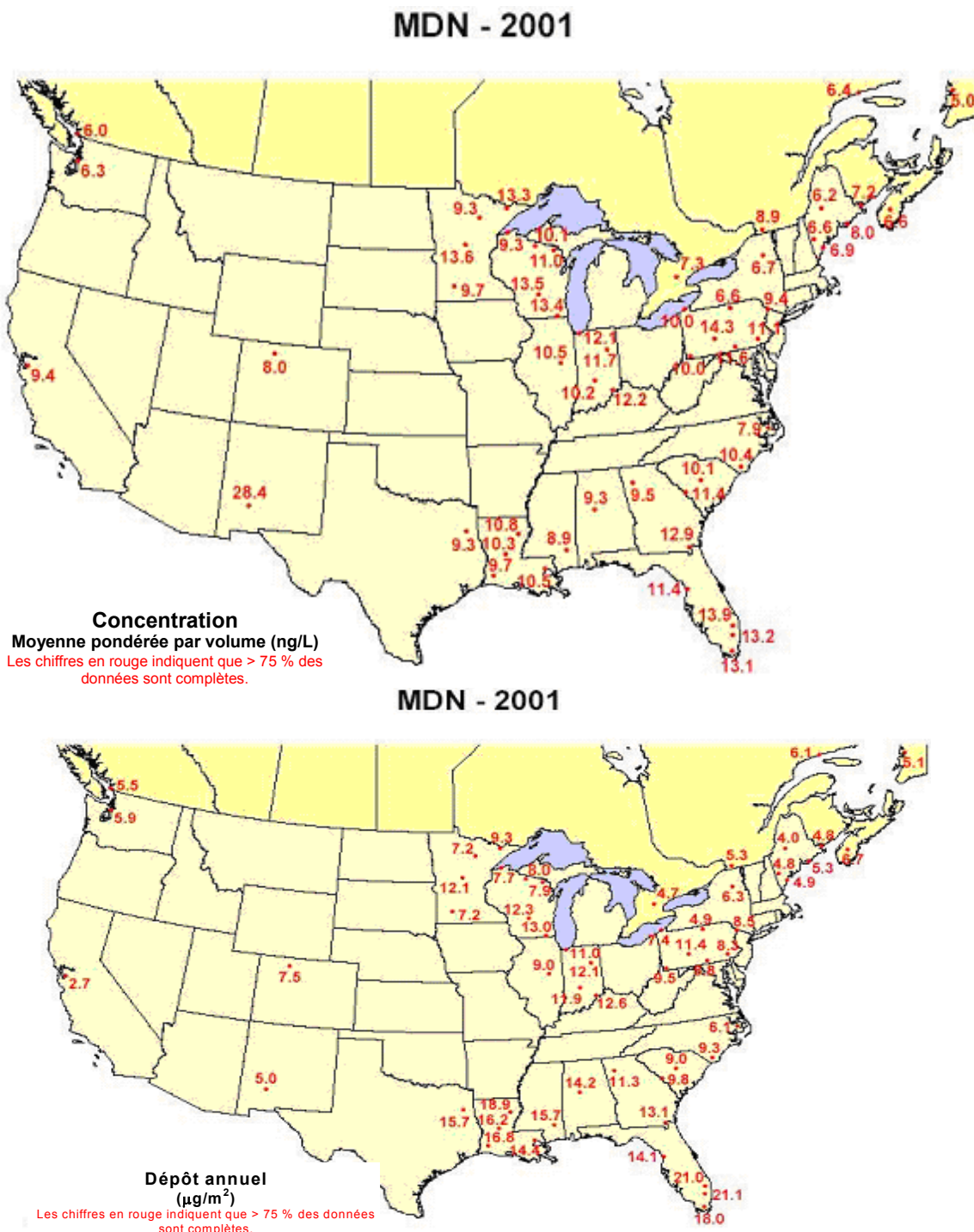


Figure 6.6 Stations de surveillance installées en 2001 en Amérique du Nord dans le cadre du Mercury Deposition Network, avec des observations sur le dépôt humide cumulatif de mercure et les concentrations moyennes de mercure dans les précipitations pour cette année. Les figures proviennent de la page Web du MDN : <http://nadp.sws.uiuc.edu/mdn/>.

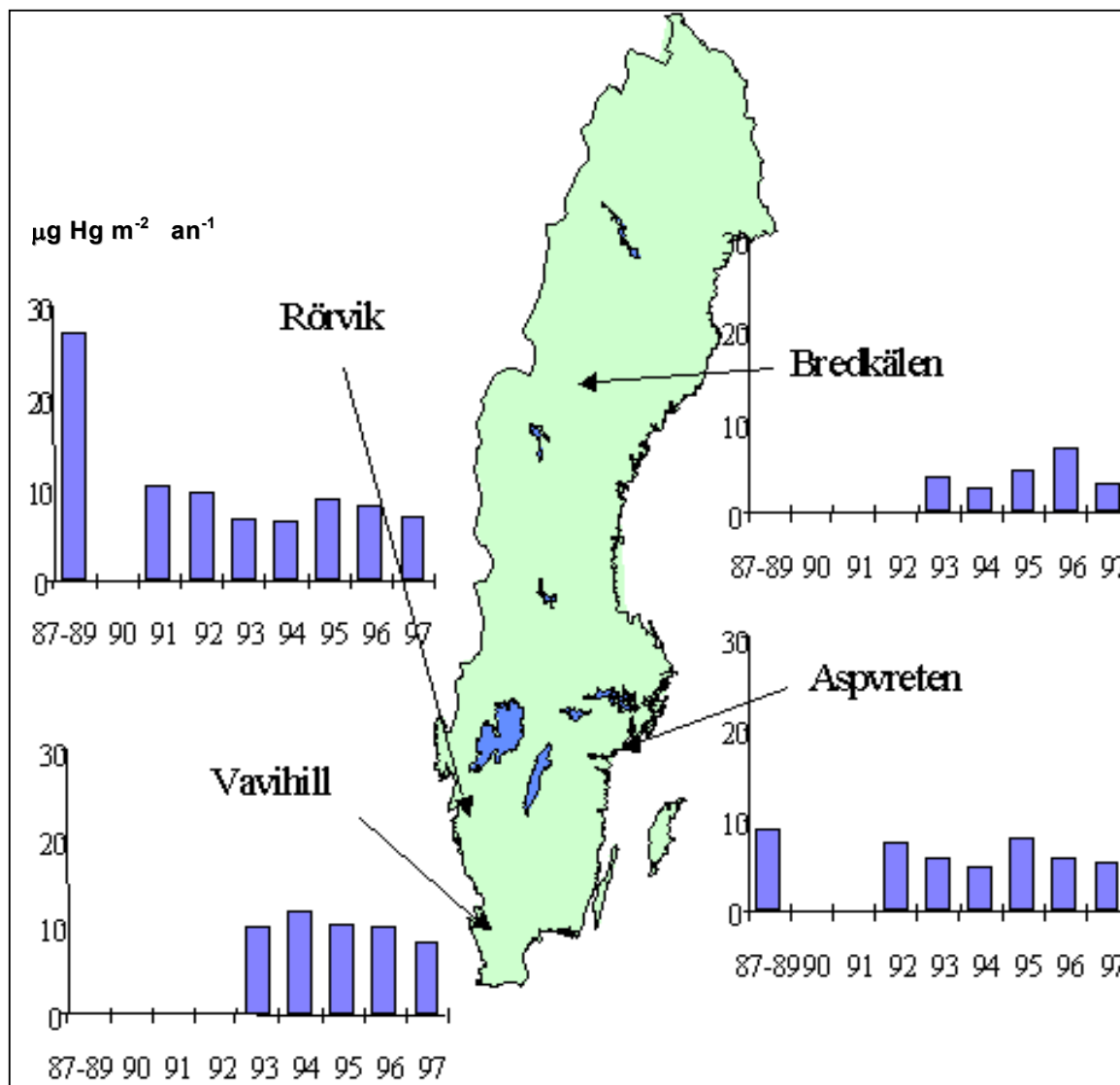


Figure 6.7 Stations de surveillance et résultats (dépôt humide mesuré pour les années indiquées) provenant du réseau de surveillance du dépôt humide mis sur pied en Suède. Les stations suédoises participent à l'activité de surveillance de l'EMEP dans le cadre de la Convention PATLD de la CEE-ONU. Figure fournie par John Munthe, IVL, Suède.

509. Une évaluation récente des concentrations de mercure dans des brochets de 1 kg prélevés dans des lacs de Suède a montré une diminution en comparaison des concentrations de la période 1981-1987, et de celles mesurées de 1988 à 1995. Cette diminution peut être attribuée à des baisses documentées du dépôt atmosphérique durant cette période (Johansson *et al.*, 2001). Des effets semblables semblent se produire dans les Everglades de la Floride aux Etats-Unis, après la mise en œuvre des mesures de contrôle des émissions de mercure imposées aux incinérateurs de déchets dans la région de Miami, mais ces résultats sont préliminaires et n'ont pas encore été publiés dans la littérature scientifique avec comité de révision.

Eau

510. Une fois présent dans les écosystèmes aquatiques, le mercure peut exister sous les formes dissoute et/ou particulaire et être transformé, par voie chimique ou microbienne, en méthylmercure, comme on l'a décrit à la section 2.3. Les sédiments contaminés au fond des eaux de surface peuvent

être un important réservoir de mercure, le mercure lié aux sédiments pouvant être réinjecté dans l’écosystème aquatique pendant des décennies ou plus longtemps.

Sol

511. Comme le mercure se caractérise par une longue durée de rétention dans le sol, il peut continuer d’être rejeté de ce milieu vers les eaux de surface et d’autres milieux pendant de longues périodes, qui pourraient aller jusqu’à plusieurs siècles.

Transport à longue distance dans l’environnement

512. Le mercure présent dans l’atmosphère est transporté sur de longues distances par la circulation de l’air et de l’eau. On pense que le transport atmosphérique en particulier est important pour le mercure, car, sous forme de mercure élémentaire vaporisé, il peut être transporté rapidement sur de longues distances. Cette forme de transport peut donc être responsable de la distribution du mercure vers les contrées les plus reculées de la Terre. Par exemple, l’évaluation du PSEA (PSEA, 1998) désigne les activités d’exploitation minière et de métallurgie du nord de la Russie, ainsi que de régions industrielles de l’Europe et de l’Amérique du Nord, comme les sources dominantes des autres métaux lourds présents dans l’air de l’extrême Arctique durant l’hiver. Contrairement à ce qui se passe pour les autres métaux lourds, le grand volume des émissions de mercure atmosphérique est rejeté sous la forme de mercure en phase gazeuse. La vapeur de mercure peut être transportée sur de longues distances avec les masses d’air. Des données plus récentes indiquent que les concentrations de fond de mercure dans l’atmosphère (de sources naturelles et anthropiques) contribuent significativement à la charge de mercure dans des régions reculées comme l’Arctique. Le reste du mercure rejeté dans l’atmosphère est à l’état de composés ou d’ions de mercure ionique ou gazeux, qui sont déposés par des processus atmosphériques de dépôt sec et humide près de la source, principalement dans un rayon de quelques centaines de kilomètres.

513. Un groupe de scientifiques, dont plusieurs des meilleurs spécialistes du monde en recherche sur le mercure atmosphérique, a conclu ce qui suit dans un récent examen de l’impact environnemental du mercure en Europe (Pirrone *et al.*, 2001) :

[Traduction] « Le transport à longue distance du mercure en Europe a été observé pour la première fois en Suède vers la fin des années 1970 (Brosset, 1982). Depuis lors, les activités de surveillance à long terme effectuées en Scandinavie ont montré un net gradient dans le dépôt humide de mercure, avec des flux élevés dans la partie sud-ouest de la région, c.-à-d. la plus proche des principales sources d’émissions de l’Europe centrale (Iverfeldt, 1991; Munthe *et al.*, 2001a). Des tendances semblables ont été constatées en Amérique du Nord. Les études menées en Scandinavie ont aussi révélé une diminution importante du dépôt humide après une réduction des émissions de mercure aux alentours de 1990 (Iverfeldt *et al.*, 1995; Munthe *et al.*, 2001a).

514. Des projets de recherche récents menés au sein du Programme Environnement et Climat ont révélé que l’influence humaine sur les concentrations de mercure atmosphérique en Europe est encore considérable malgré les réductions des émissions durant la dernière décennie (Pirrone *et al.*, 2000; Munthe *et al.*, 2001). Ces recherches ont aussi clairement montré l’influence du cycle mondial ou hémisphérique du mercure. Les auteurs ont conclu que, bien que les émissions de mercure aient baissé considérablement au cours de la dernière décennie, le dépôt atmosphérique est encore très élevé par rapport à l’époque pré-industrielle. Ils jugent que des réductions supplémentaires sont nécessaires pour protéger les écosystèmes vulnérables, prévenir et diminuer les concentrations de méthylmercure dans les poissons d’eau douce de la Scandinavie et d’ailleurs. Ils ont également constaté une influence significative des contributions de fond. Les auteurs postulent qu’une large portion du mercure aujourd’hui présent dans l’atmosphère mondiale résulte de décennies d’émissions causées par des activités humaines. Ils déclarent que l’élément naturel de la charge atmosphérique totale est difficile à estimer, mais est probablement de l’ordre de 20 à 40 p. 100 et que les activités anthropiques ont donc multiplié par un facteur d’environ trois les concentrations de fond de mercure dans l’atmosphère.

515. L’US EPA (1997) est arrivée aux mêmes conclusions dans son rapport intitulé « *Mercury Report to Congress* ».

« Incidence du lever de soleil polaire sur l’appauvrissement du mercure »

516. On a constaté qu’un phénomène spécial influe sur les dépôts du mercure dans les régions polaires. On l’a appelé l’incidence du lever de soleil polaire sur l’appauvrissement du mercure ou le « lever de soleil du mercure », car de très grands dépôts de mercure se produisent durant les premiers mois suivant le lever de soleil polaire (mieux étudié dans l’Arctique). Il semble que l’activité solaire et les cristaux de glace présents influent sur la transformation, dans l’atmosphère, du mercure élémentaire gazeux en mercure divalent, qui se dépose plus rapidement. L’appauvrissement du mercure se produit en même temps que celui de l’ozone troposphérique (un phénomène distinct de l’appauvrissement de la couche d’ozone stratosphérique, mieux connu).

517. Ce phénomène polaire pose un défi spécial aux modélisateurs du transport du mercure dans l’atmosphère, parce qu’ils ont besoin de comprendre le mécanisme du phénomène pour prédire les échanges et le dépôt de mercure dans les régions polaires et avoisinantes.

518. L’apport net de l’atmosphère aux écosystèmes polaires résultant de ce phénomène n’est pas connu en détail. Des réémissions de mercure se produisent à la surface de la neige et durant la fonte de celle-ci, mais les épisodes d’appauvrissement peuvent encore constituer un apport significatif au milieu aquatique. Si ce phénomène se révélait entraîner des taux de dépôt annuel de mercure plus élevés dans les régions polaires que dans d’autres régions du monde, cela pourrait signifier que les régions polaires jouent un rôle de « pièges condensateurs du mercure » en recueillant une partie proportionnellement plus élevée des émissions mondiales de mercure, ce qui concorderait bien avec les concentrations élevées de mercure observées dans le milieu aquatique de l’Arctique.

519. L’appauvrissement du mercure a maintenant été observé à Alert, au Canada (Schroeder *et al.*, 1998; Lu *et al.*, 2001), à Barrow (Alaska) aux Etats-Unis (Lindberg *et al.*, 2002b), au Svalbard (Berg *et al.*, 2002), au Groenland (Skov, 2002) ainsi que dans l’Antarctique (Ebinghaus *et al.*, 2002), et peut donc être décrit comme un phénomène polaire d’occurrence généralisée, qui peut influencer sur l’apport total aux écosystèmes polaires.

520. On trouvera dans Schroeder *et al.* (1998) et Lu *et al.* (2001) d’autres informations sur l’incidence des régions polaires sur l’appauvrissement du mercure.

Charge anthropique cumulative de mercure

521. Le mercure est naturellement présent dans l’environnement, mais la contribution anthropique à la charge environnementale de ce métal est évidente. Il y a des indications que les émissions anthropiques de mercure, depuis l’époque préindustrielle, ont causé, en moyenne planétaire, des augmentations de 50 à 300 p. 100 des taux de dépôt. Dans les zones industrielles et avoisinantes, les taux de dépôt ont augmenté d’un facteur de 2 à 10 au cours des 200 dernières années (Bergan *et al.*, 1999; Lindquist *et al.*, 1984; cité dans von Rein et Hylander, 2000). Cette information peut être dérivée des profils de concentration du mercure dans les sédiments lacustres et océaniques et dans les tourbières, ainsi que des tendances géographiques des concentrations de mercure dans le sol, entre autres.

522. Les profils des concentrations de mercure à différentes profondeurs à partir de la surface des sédiments donnent une image de l’évolution de la charge de mercure au cours du temps. Plusieurs conditions naturelles, comme les courants locaux, les concentrations d’oxygène et l’activité biologique, ont un impact sur l’immobilisation et la remobilisation du mercure piégé dans les sédiments. Il faut donc choisir avec soin les profils du mercure à cette fin, et interpréter les résultats avec précaution, particulièrement en ce qui concerne les couches supérieures, plus récentes, qui peuvent encore être affectées par la remobilisation (HELCOM, 2001).

523. Dans un document très récent, Schuster *et al.* (2002) ont cependant utilisé un enregistrement de carottes de glace pour étudier le dépôt de mercure atmosphérique durant les 270 dernières années. Entre autres observations, ils ont conclu que la contribution anthropique durant les 100 dernières années s'est élevée à 70 p. 100 du total. D'autre part, des baisses du dépôt de mercure atmosphérique étaient apparentes dans les relevés de carottes de glace et de carottes de sédiments pendant les dix dernières années (Schuster *et al.*, 2002, cité par le World Chlorine Council: Comm-4-ngo). Tout en gardant à l'esprit les mises en garde précédentes, on pourrait penser que l'influence anthropique majeure qui a marqué le dépôt de mercure atmosphérique durant l'ère industrielle commence maintenant à diminuer.

524. Pour illustrer les indications de la charge de mercure accumulée au cours du temps dans différentes régions géographiques, les figures 6.8 à 6.11 présentent les concentrations de mercure dans les sédiments marins de l'Arctique, de Skagerrak dans la région de la mer du Nord (eaux régies par la Convention OSPAR de l'Europe du Nord), et de la Baltique (eaux régies par la Commission HELCOM), (le choix des illustrations est quelque peu arbitraire, la littérature en offrant de nombreux exemples). On note que la plupart des profils affichent la même tendance, soit une hausse des concentrations de mercure durant l'ère industrielle.

525. En ce qui concerne l'Arctique (figure 6.8), on conclut dans l'évaluation du PSEA (1998) que plusieurs séries de données indiquent une grande accumulation de mercure dans les sédiments superficiels de l'Arctique. L'enrichissement se produit surtout dans les 2 à 10 cm supérieurs des sédiments, même au pôle Nord. Selon ce rapport, ce phénomène pourrait indiquer qu'il y a eu à une époque récente un apport mondial au milieu marin, mais que d'autres enquêtes sont nécessaires pour qu'on puisse tirer des conclusions formelles concernant la source de l'enrichissement observé.

526. Les profils de Skagerrak (figure 6.9) et de la zone de la Baltique (figures 6.10 et 6.11) ont été datés. À ces endroits, les concentrations de mercure se sont élevées au cours du siècle dernier. Pour les profils de la Baltique, il y a une indication que la charge de mercure a diminué au cours des dernières décennies, ce qui semble raisonnable, car le contrôle des rejets de la région a été renforcé considérablement en Scandinavie au cours de cette période (mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov). Les eaux européennes affichent une même tendance générale : les concentrations de mercure dans les sédiments marins sont le plus élevées à proximité des rivages et de l'embouchure des cours d'eau où il y a une grande activité humaine et des sources industrielles (comme l'industrie des pâtes et papiers et de la production du chlore) (OSPAR, 2000; HELCOM, 2001).

527. Certains chercheurs ont demandé dans quelles conditions les profils de sédiments de régions reculées sans pollution locale pouvaient être considérés comme une preuve de la concentration élevée de mercure de fond dans l'atmosphère de la planète ou de l'hémisphère, alors que les scientifiques de ce domaine pensent généralement autrement. La question est de savoir si le mercure est suffisamment mobile pour changer physiquement de position dans les couches supérieures des sédiments au cours des premiers changements géochimiques, le stade de la « diagénèse ».

528. Cette question a fait l'objet de quelques discussions dans la littérature récente. Par exemple, Fitzgerald *et al.* (1998) ont examiné les lacunes dans l'interprétation et le choix de l'information qui a été utilisée pour réfuter la contamination par le mercure atmosphérique et étudient plusieurs séries de données provenant d'autres recherches, qui ne peuvent pas – à leur avis – être expliquées par la diagénèse. Entre autres arguments, Fitzgerald *et al.* (1998) prétendent que les études plus anciennes des carottes de glace du Groenland sur lesquelles les critiques appuient leur argumentation ne faisaient pas appel aux techniques d'échantillonnage ultra-propres connues aujourd'hui et que leurs résultats étaient donc contaminés par l'équipement d'échantillonnage. Des études plus récentes de la calotte glaciaire du Groenland appuient les conclusions d'une hausse générale des concentrations de fond atmosphériques causées par des émissions anthropiques. Fitzgerald *et al.* (1998) ont conclu que, malgré les incertitudes dans les connaissances actuelles, il existe une large base de données cohérentes du point de vue géologique qui indique que, depuis le début de la période industrielle, les émissions anthropiques de mercure ont augmenté par rapport aux sources naturelles, dans de grandes régions du monde.

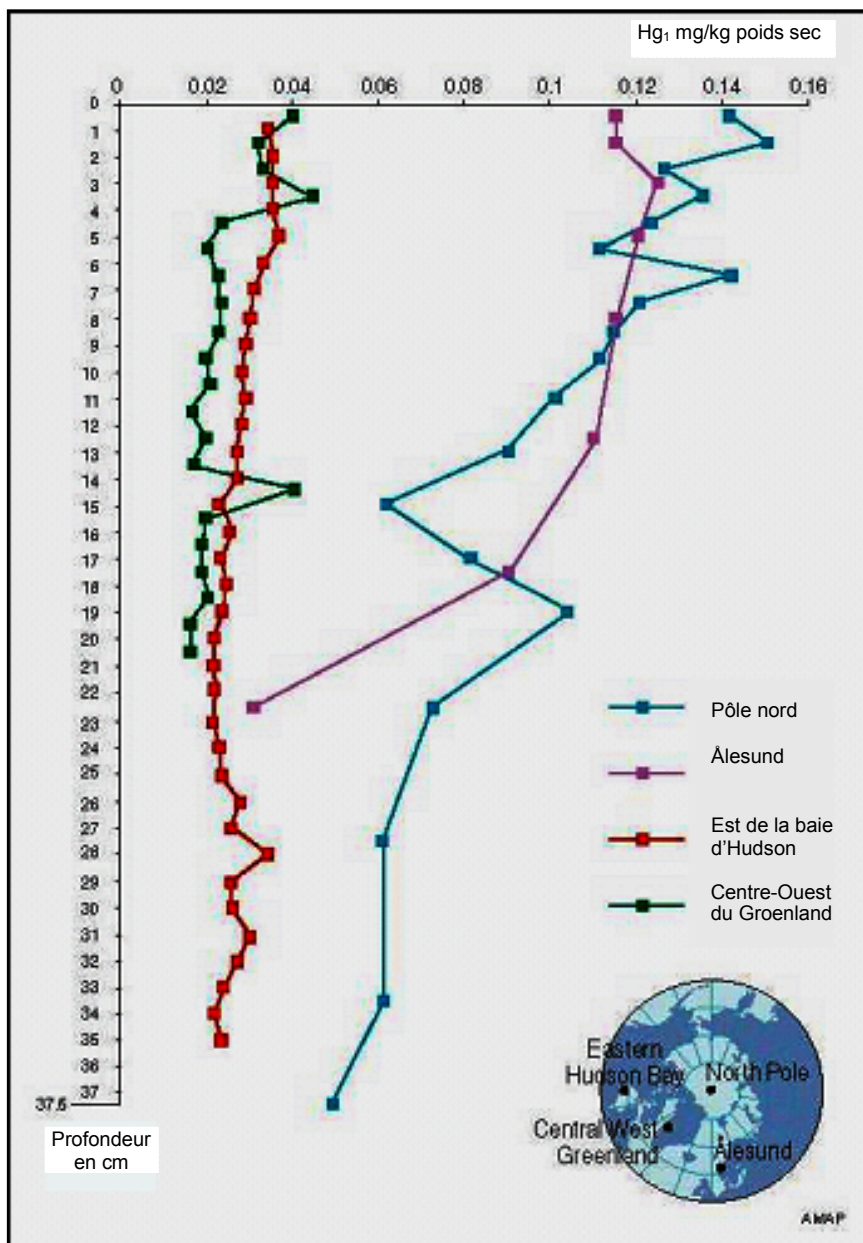


Figure 6.8 Exemples de concentrations de mercure dans les profils de sédiments de la zone marine de l’Arctique (PSEA, 1998).⁷ Figure originale présentée avec l’autorisation du PSEA, Norvège.

⁷ Les raisons pouvant expliquer le profil d’enrichissement quelque peu déviant du mercure de la baie d’Hudson ne sont pas expliquées dans la référence – l’échelle d’âge différente du profil local pourrait en être une explication.

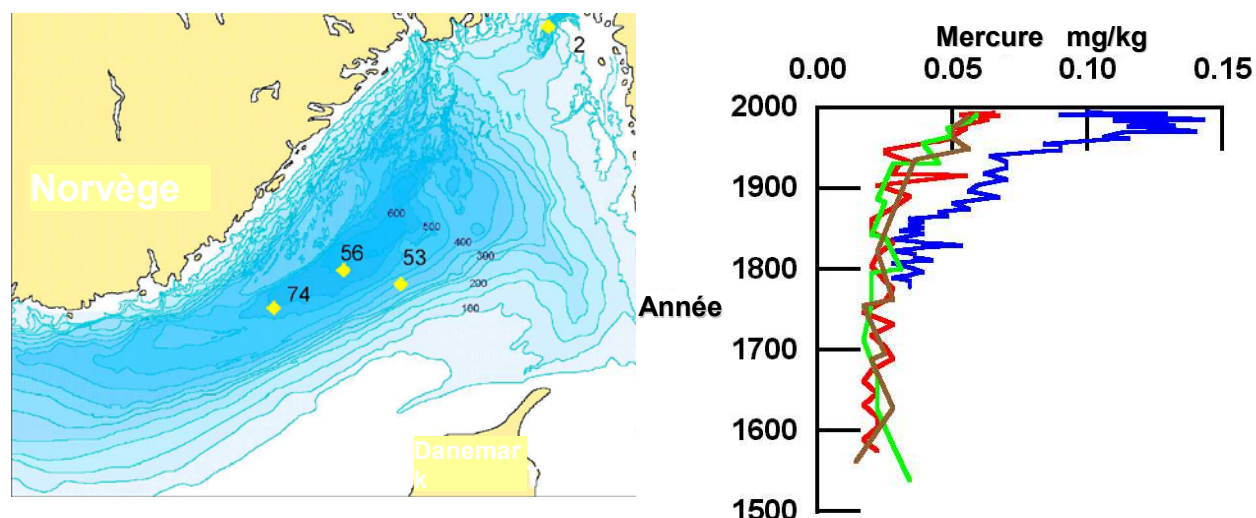


Figure 6.9 Exemples de mercure dans les profils de sédiments de Skagerrak au sud de la Norvège dans la zone marine régie par la Convention OSPAR (Oddvar et Thorsnes, 1997). Ligne bleue : profil de la station 2 la plus proche du fjord d’Oslo et de la côte de la Suède. Figures originales présentées avec l’autorisation du Service géologique de Norvège (ONG).

529. Les recherches sur les concentrations de mercure dans les profils de sédiments lacustres effectuées durant les années 1980 en Suède montrent clairement une hausse des concentrations de ce métal dans les sédiments de surface (Johansson, 1985). Cette augmentation est importante dans le cas des sédiments prélevés dans la partie méridionale du pays, alors que les sédiments des lacs du nord affichent une faible augmentation. Ce fait indique clairement l’influence du transport à longue distance du mercure de régions d’origine situées sur le continent européen. Dans des carottes lacustres plus récentes prélevées dans le sud-ouest de la Suède, les concentrations de mercure dans les sédiments superficiels diminuent en réponse à une réduction de l’apport atmosphérique survenue durant les années 1990 (Munthe *et al.*, 1995).

6.4.5 Modèles de transport atmosphérique du mercure

530. Depuis une vingtaine d’années, on s’est efforcé de développer des modèles capables de dresser le tableau, souvent complexe, du cycle atmosphérique du mercure dans différentes régions du monde. Il y a aujourd’hui des modèles pour des portions de l’hémisphère Nord, qui permettent aux scientifiques de décrire le transport atmosphérique de substances comme le mercure et de prédire les taux de dépôt du mercure selon la position géographique ainsi que de surveiller les conséquences des changements dans les caractéristiques des émissions. Quand elle est combinée à une étude observationnelle de base, la modélisation par simulation joue un rôle essentiel pour améliorer la compréhension du cycle du mercure dans l’atmosphère. Quand les résultats d’un modèle sont comparés aux observations, les non-concordances servent à isoler des incertitudes scientifiques importantes, qui peuvent être examinées ultérieurement par des recherches fondamentales. Les modèles sont alors mis à jour pour refléter la nouvelle information sur la source ou le processus atmosphérique, et testés une fois de plus à la lumière des observations. Ce cycle itératif de modélisation et de recherche fondamentale se poursuit jusqu’à ce qu’on obtienne l’exactitude désirée du modèle par rapport à l’observation. À l’heure actuelle, il reste des écarts sérieux entre les simulations des modèles et les concentrations de mercure observées dans l’atmosphère et les flux de dépôt. Les intercomparaisons des modèles ont montré que des modèles divers simulaient des conditions identiques de façon différente (voir Ryaboshapko *et al.*, 2001). On peut

donc penser que notre connaissance scientifique du mercure atmosphérique demeure imparfaite, ou incomplète, ou les deux.

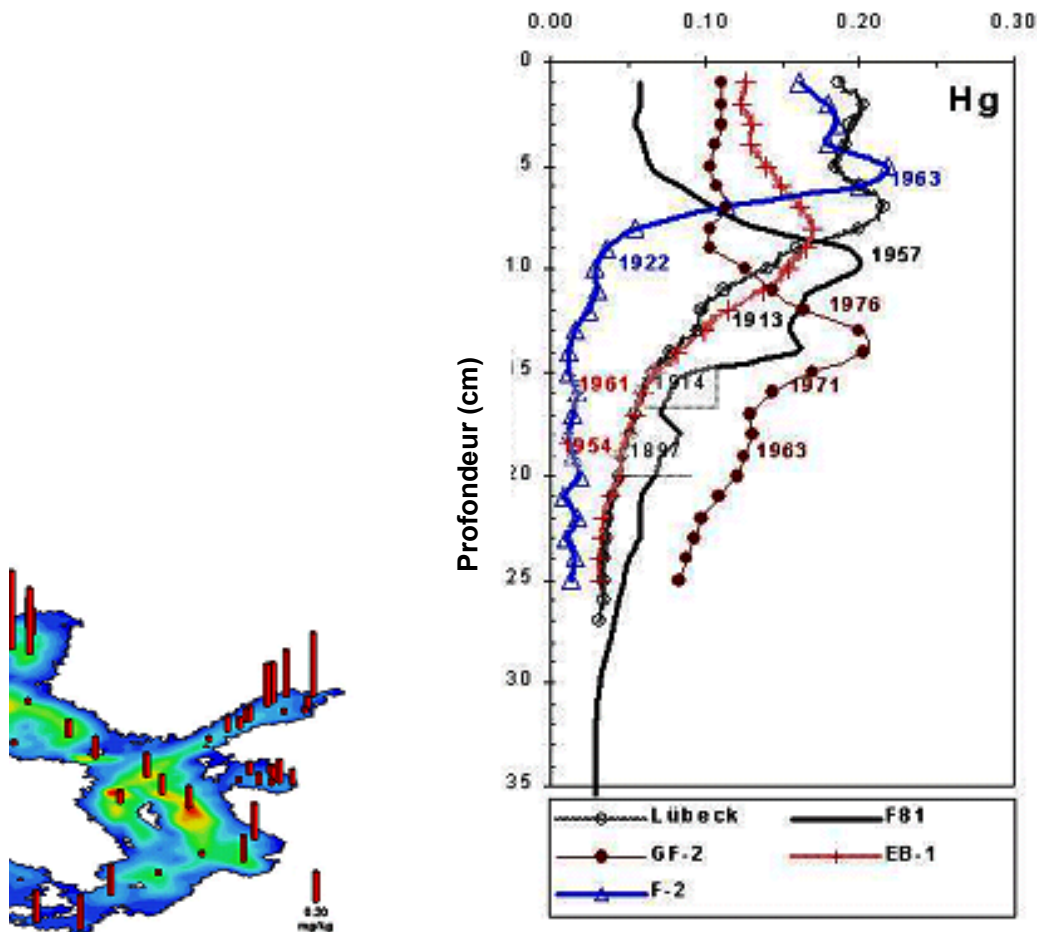


Figure 6.10 Concentrations de mercure dans les sédiments de surface dans la zone marine de la Baltique (mg/kg poids sec; valeurs corrigées pour le sel). Les zones jaune et orange indiquent des bassins profonds. Orientation : le Danemark est situé dans le coin inférieur gauche de la figure – la Russie, dans le coin supérieur droit. La figure de HELCOM (2001) est une figure originale présentée avec l’autorisation de HELCOM, Finlande.

Figure 6.11 Distribution verticale du mercure (mg/kg de poids sec) dans les sédiments de la baie de Lübeck, de Gdansk, du golfe de Finlande (GF-2), de la baie Botnie (F-2) et de la mer de Botnie (EB-1) en 1993. L’âge des sédiments est indiqué. La figure de HELCOM (2001) est une figure originale présentée avec l’autorisation de HELCOM, Finlande.

531. Pendant la dernière décennie, des modèles atmosphériques du transport du mercure ont été développés à l’échelle des régions, de la planète et des hémisphères. Les modèles régionaux couvrent l’Amérique du Nord (Bullock *et al.*, 1997; Pai *et al.*, 1997; Seigneur *et al.*, 2001; Bullock et Brehme, 2002) et l’Europe, y compris la portion européenne de la Russie (Petersen *et al.*, 2001; Ilyin *et al.*, 2001). Les modèles à l’échelle de la planète ou de l’hémisphère peuvent être répartis en modèles de type boîte décrivant le cycle général du mercure dans l’environnement au moyen de grands réservoirs (Mason *et al.*, 1994; Lamborg *et al.*, 2002) et en modèles eulériens calculant le transport à longue

distance du mercure et son dépôt au dessus de la planète (Bergan *et al.*, 1999; Seigneur *et al.*, 2001; Travnikov et Ryaboshapko, 2002). Des comparaisons et évaluations des différents modèles de transport du mercure sont effectuées dans le cadre de la campagne d’intercomparaison des modèles déjà mentionnée (Ryaboshapko *et al.*, 2001). On a aussi essayé de créer des modèles globaux en se basant sur les approches de bilan massique (Mason *et al.*, 1994) ou de transport météorologique (Bergan *et al.*, 1999, et Shia *et al.*, 1999).

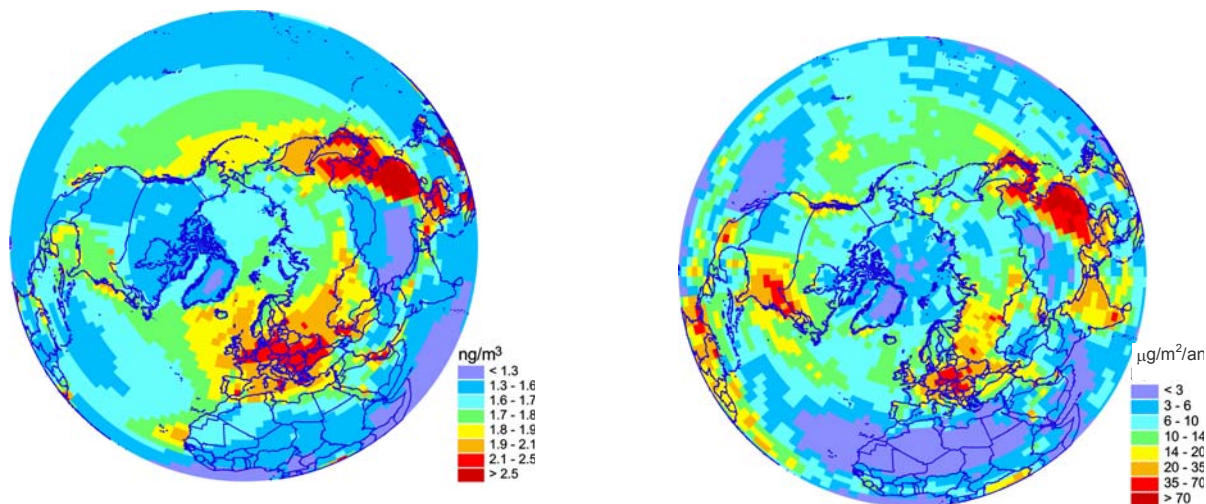
532. On peut avoir un aperçu du développement et de l’état actuel des réalisations dans la modélisation sur le transport du mercure en consultant les documents suivants :

- 1996 : *Global and regional mercury cycles: Sources, fluxes and mass balances* (Baeyens *et al.*, 1996).
- 1999 : *Proceedings from the WMO/EMEP/UNEP workshop on modelling of atmospheric transport and deposition of persistent organic pollutants and heavy metals* (WMO/EMEP/UNEP, 2000).
- 2000 : *Current methods and research strategies for modelling atmospheric mercury* (Bullock, 2000); qui décrit les méthodes et stratégies de recherche actuelles pour modéliser le transport du mercure dans l’atmosphère, sa transformation et son dépôt en Amérique du Nord et en Europe.
- 2001 : *Summary and findings from the AMAP-NMR-MEPOP International Workshop on Mercury and POPs*, qui a eu lieu à Roskilde, au Danemark, du 10 au 12 septembre 2001 (Annexe 3 du mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov).
- 2001 : *EU Ambient Air Pollution by Mercury (Hg) – Position Paper* (Pirrone *et al.*, 2001); qui décrit bien le transport du mercure dans l’atmosphère la modélisation du dépôt ainsi que les résultats les plus récents concernant l’Europe du Nord et la Méditerranée.
- 2002 : *Comparison of mercury chemistry models* (Ryaboshapko *et al.*, 2002); qui décrit une comparaison des traitements du mercure dans l’eau de nuage/de brouillard, par divers modèles de transport à longue distance en cours de développement en Europe et en Amérique du Nord.

533. Un bon nombre de documents sur la modélisation du transport du mercure et ses résultats ont été produits en lien avec le programme EMEP et d’autres activités liées à la Convention PATLD sous les auspices de la CEE-ONU; voir les mémoires de la CEE-ONU (pièces jointes au document sub9igo).

534. Tous les ans, le Meteorological Synthesizing Centre East de l’EMEP (MSC-E) effectue des calculs opérationnels du dépôt et du transport transfrontalier du mercure dans la région de l’Europe. On évalue alors les niveaux de concentrations du mercure dans l’air ambiant et les champs de dépôt pour chaque Partie à la Convention PATLD, ainsi que le transport mutuel du mercure entre ces pays. En outre, un modèle hémisphérique récemment mis au point dans le cadre du projet conjoint de l’EMEP et du PSEA permet d’évaluer la contamination par le mercure de l’hémisphère Nord. Les résultats de la modélisation du transport hémisphérique du mercure sont présentés dans la figure 6.12 (Travnikov et Ryaboshapko, 2002), et montrent que le mercure gazeux est réparti plus ou moins uniformément sur l’hémisphère Nord (noter les différences d’échelle), tandis que les flux de dépôt varient considérablement (jusqu’à deux ordres de grandeur) entre les régions industrialisées et les régions reculées. Il est possible de distinguer les trois régions les plus contaminées par le mercure : l’Asie du Sud-Est, l’Europe et l’est de l’Amérique du Nord.

535. Certains mémoires nationaux présentés au PNUE offrent, sur les concentrations dans l’air ambiant, de l’information qui pourrait aider à mieux comprendre le transport du mercure dans l’atmosphère.



a) Concentration moyenne annuelle de mercure gazeux total b) Dépôt annuel total du mercure

Figure 6.12 Concentration moyenne annuelle de mercure gazeux total (a) et dépôt annuel total du mercure (b) dans l’hémisphère Nord – noter la différence d’échelle. Tiré de Travnikov et Ryaboshapko (2002); présenté par le MSC-E de l’EMEP (comm-4-igo).

6.4.6 Modèles de cycles du mercure par bassin hydrographique

536. Comme pour la modélisation du cycle atmosphérique du mercure, les tentatives de modélisation visant le cycle du mercure dans un bassin hydrographique ont suscité un intérêt croissant au cours des deux dernières décennies. Cette modélisation est aussi complexe à cause des nombreuses espèces du mercure et des nombreux processus de transformation possibles, ainsi que de la difficulté à quantifier chacun. Un projet de modélisation, qui a été mis au point et appliqué en Amérique du Nord, est le modèle du cycle du mercure. Développé au départ pour des lacs, ce modèle tient compte des apports et des pertes de mercure par rapport à un plan d’eau, des processus de réaction (p. ex. méthylation et déméthylation, réduction du mercure réactif dissous en mercure élémentaire, etc.), des flux entre les compartiments (p. ex. fixation des particules dans les sédiments, remise en suspension des sédiments), et autres éléments. Le modèle, qui a subi diverses modifications, a été appliqué pour divers endroits, y compris dans un lac tempéré du nord du Wisconsin et dans les Everglades de la Floride, dans le cadre du projet pilote de l’US EPA sur la charge quotidienne maximale totale. Pour un complément d’information sur le modèle, voir Hudson *et al.* (1994).

537. L’US EPA a utilisé une approche de modélisation plus simple pour le développement de charges quotidiennes maximales totales du mercure dans le sud-est des Etats-Unis. Ce projet consistait à combiner le devenir d’une colonne d’eau et le modèle de transport WASP5 avec un système de caractérisation du bassin hydrographique basé sur un SIG et un tableur de la charge de mercure. Le modèle de système nécessite des données sur le mercure spécifiques au site pour la paramétrisation. Les auteurs ont fait remarquer qu’une application limitée du système de modélisation a produit des résultats qui concordent relativement bien avec les données ambiantes, bien qu’il reste à lever les incertitudes entachant un certain nombre de processus (Ambrose et Wool, 2002).

7 Production et utilisations actuelles du mercure

7.1 Aperçu

Origine du mercure

538. Le mercure est un composant naturel de la croûte terrestre, où son abondance moyenne est d'environ 0,05 mg/kg, avec toutefois des variations locales significatives. Les minerais de mercure exploités contiennent généralement environ 1 p. 100 de mercure, bien que les strates exploitées en Espagne en renferment typiquement jusqu'à 12 à 14 p. 100. On connaît environ 25 minerais de mercure, mais on exploite pour ainsi dire seulement les gisements de cinabre. Le mercure est aussi présent en concentrations très faibles dans toute la biosphère. L'absorption du mercure par les végétaux pourrait expliquer sa présence dans des combustibles fossiles tels que le charbon, le pétrole et le gaz naturel, puisqu'il est généralement admis que ces derniers sont le produit d'une transformation géologique de résidus organiques.

Sources du mercure sur le marché

539. Le mercure offert sur le marché mondial provient d'un certain nombre de sources différentes, qui comprennent (l'ordre n'étant pas lié à l'importance) :

- la production minière de mercure primaire (c.-à-d. le mercure extrait de minerais se trouvant dans la croûte terrestre) :
 - soit comme produit principal de l'activité minière;
 - soit comme sous-produit de l'extraction ou du raffinage d'autres métaux (tels que le zinc, l'or et l'argent) ou de minerais;
- la récupération du mercure primaire pendant le raffinage du gaz naturel (en fait un sous-produit, quand il est commercialisé; cependant, il ne l'est pas dans tous les pays);
- le retraitement ou l'exploitation des résidus miniers contenant du mercure accumulés au fil du temps;
- le recyclage du mercure récupéré dans les produits usés et dans les déchets de procédés industriels. De grandes quantités (« réservoirs ») de mercure sont « stockées » au sein de la société dans les produits encore en utilisation et « sur les tablettes des utilisateurs »;
- les stocks de réserve de mercure détenus par les gouvernements;
- les stocks privés (tels que le mercure utilisé dans diverses industries, y compris celle de la production de chlore dont une part pourrait revenir sur le marché.

540. En exploitant les minerais de mercure, l'homme mobilise ce métal pour l'utiliser dans des produits et des procédés. L'utilisation du mercure recyclé et du mercure en stock peut être considérée comme une remobilisation par l'homme du mercure déjà extrait de la Terre.

Persistance de l'exploitation du mercure primaire

541. Malgré une diminution de la consommation mondiale de mercure (la demande mondiale a baissé de plus de la moitié depuis 1980), la concurrence dans l'approvisionnement et les bas prix, l'extraction minière du mercure se poursuit dans un certain nombre de pays. Ces dernières années, ce sont l'Espagne, la Chine, le Kirghizistan et l'Algérie qui dominent ce marché, et plusieurs de ces mines appartiennent à l'Etat. Le tableau 7.1, ci-dessous, contient les données disponibles sur la production mondiale de mercure primaire enregistrée depuis 1981. Des exploitations artisanales à petite échelle de mercure ont été signalées en Chine, en Russie (Sibérie), en Mongolie Extérieure, au Pérou et au Mexique. Il est probable que cette production réponde à une forte demande locale soutenue de mercure,

souvent suscitée par l'extraction artisanale de l'or⁸. Une telle production de mercure doit bénéficier à la fois de minerais de mercure accessibles et d'une main-d'œuvre bon marché pour être rentable malgré l'existence de mercure à bas prix sur le marché mondial.

Tableau 7.1 Production mondiale de mercure primaire enregistrée depuis 1981 (tonnes/an)

Période	1981-1985	1986-1989	1990-1995	1996	1997	1998	1999	2000
Production primaire mondiale enregistrée annuellement (en tonnes)	5 500-7 100	4 900-6 700	3 300-6 100	2 600-2 800	2 500-2 900	2 000-2 800	2 100-2 200	1 800

Sources : Voir la section 7.2.1.

Possibilité que d'importantes quantités de mercure recyclé soient mises sur le marché

542. Des quantités importantes de mercure ont été mises sur le marché après la conversion ou la fermeture des usines de production de chlore à partir de mercure en Europe et dans d'autres régions. Une analyse du marché a montré qu'entre 700 et 900 tonnes/an de mercure recyclé (ce qui correspond à environ 30 p. 100 de la production primaire déclarée) ont été mises sur le marché dans le monde depuis le milieu des années 1990, la majorité provenant d'usines de chlore (voir la section 7.3.1). Cependant, dans la mesure où il existe toujours une demande légitime pour le mercure, la réutilisation et le recyclage de ce métal remplacent l'exploitation minière et le raffinage du mercure vierge, qui entraînent des rejets supplémentaires et ont comme effet d'introduire du nouveau mercure sur le marché et dans l'environnement.

543. La préférence pour la réutilisation et le recyclage du mercure plutôt que pour son extraction – surtout dans le contexte de l'arrivée massive de stocks de mercure sur le marché – est rendue compliquée par la règle économique généralement admise qu'une offre excédentaire de mercure fait chuter le prix du marché, ce qui favorise un accroissement de l'utilisation ou des déchets de mercure. C'est pourquoi certaines précautions sont actuellement prises, comme on l'explique ci-dessous.

544. Pendant la présente décennie et plus tard, de grandes quantités de mercure deviendront disponibles lors de la fermeture ou de la conversion des fabriques de chlore où l'on utilise le procédé au mercure; de nombreux pays d'Europe⁹ exercent des pressions pour que ce procédé soit progressivement éliminé d'ici 2010. À elle seule, l'UE pourrait ainsi introduire jusqu'à 13 000 tonnes additionnelles de mercure sur le marché (l'équivalent de quelque 6 à 12 ans de production de mercure primaire; voir la section 7.4.1 sur la production de chlore). Pour parer à cette surabondance de mercure du métal, Euro Chlor, qui représente l'industrie de la production de chlore en Europe, a signé une entente contractuelle avec Miñas de Almadén. Cet accord prévoit que Miñas de Almadén, en Espagne, achètera le mercure excédentaire provenant des fabriques de chlore d'Europe de l'Ouest et le commercialisera à la place du mercure que la firme aurait autrement extrait. Tous les pays de l'UE membres d'Euro Chlor ont accepté de vendre leur mercure excédentaire à Almadén conformément à cette entente, et Euro Chlor pense que la plupart des producteurs de chlore d'Europe centrale et d'Europe de l'Est s'y rallieront également. Bien que l'entente montre bien la volonté de toutes les parties d'adopter une position responsable vis-à-vis du problème des surplus de mercure, certains pensent que des contrôles efficaces font défaut en ce qui concerne le lieu de vente et le type d'utilisation de ce mercure.

545. De la même manière, les vastes réserves de mercure détenues par divers gouvernements sont devenues superflues, et pourraient être mises sur le marché mondial si les autorités nationales compétentes l'approuvent. C'est le cas par exemple aux Etats-Unis; ce pays détient en effet un stock de

⁸Dans certains pays, comme la Chine, l'extraction artisanale du mercure ou de l'or (ou des deux) est illégale, mais l'application de la loi à cet égard varie en fonction de nombreux facteurs locaux.

⁹Y compris la plupart des Parties à la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est (OSPAR) et à la Convention sur la protection du milieu marin dans la zone de la mer Baltique (Convention d'Helsinki). L'OSPAR prône l'élimination graduelle des procédés de production de chlore en cellule à mercure sur le territoire de toutes ses Parties. La plupart des pays qui sont Parties à l'OSPAR et à la Convention d'Helsinki sont des Etats membres de l'UE.

4 435 tonnes de mercure, dont la vente est suspendue depuis 1994 en attendant une évaluation des répercussions sur l'environnement et le marché. Avant cette suspension, cependant, la vente d'une partie de ce stock a contribué de manière significative à l'approvisionnement du marché domestique américain, ainsi qu'aux exportations. Les ventes du gouvernement des Etats-Unis ont représenté 18 à 97 p. 100 de la demande nationale de mercure pour les années 1990-94 (US EPA, 1997; Maxson et Vonkeman, 1996).

Utilisations du mercure

546. Le mercure est connu depuis des milliers d'années; le fait qu'il était le seul métal liquide le rendait fascinant, et il a été utilisé dans un grand nombre de produits et de procédés exploitant ses caractéristiques uniques. Comme le mercure est liquide à température ambiante, que c'est un bon conducteur électrique, que sa densité et sa tension superficielle sont très élevées, qu'il se dilate et se contracte, en réponse aux de pression et de température, de manière uniforme sur toute la plage de conditions où il est liquide, et qu'il est toxique pour les micro-organismes (y compris les organismes pathogènes) et autres parasites, cet élément se prête très bien à de nombreuses applications.

547. Dans le passé, un certain nombre de composés organiques du mercure ont trouvé des applications assez variées, par exemple comme pesticides (utilisation importante dans le traitement des semences, entre autres), et comme biocides dans certaines peintures, dans des produits pharmaceutiques et dans des cosmétiques. Bien que nombre de ces utilisations soient devenues moins répandues dans certaines régions du monde, des composés organiques du mercure sont encore employés à plusieurs fins; on peut notamment citer l'utilisation pour le traitement des semences dans certains pays, l'utilisation du diméthylmercure en petite quantité comme étalon de référence pour certains tests chimiques, et l'emploi du thimerosal (qui contient du mercure éthylique) comme agent conservateur dans certains vaccins et autres produits médicaux et cosmétiques depuis les années 1930. À mesure que les effets potentiellement nocifs du mercure sur la santé et l'environnement ont été reconnus, le nombre d'applications du mercure (tant organique qu'inorganique) ainsi que le volume de mercure utilisé ont été réduits de manière significative dans beaucoup de pays industrialisés, surtout depuis une vingtaine d'années.

Exemples d'utilisations du mercure
<p>Mercure métallique (entre autres) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • extraction de l'or et de l'argent (depuis des siècles) • catalyseur dans les fabriques de chlore • dans les manomètres, pour mesurer et réguler la pression • dans les thermomètres • dans les commutateurs électriques et électroniques • dans les lampes fluorescentes • dans les amalgames dentaires <p>Composés du mercure (entre autres) :</p> <ul style="list-style-type: none"> • dans les piles (sous forme de dioxyde) • biocides dans l'industrie du papier, dans les peintures, et sur les semences • antiseptiques dans les produits pharmaceutiques • réactifs pour les analyses de laboratoire • catalyseurs • pigments et colorants (utilisation probablement abandonnée maintenant) • détergents (utilisation probablement abandonnée maintenant) • explosifs (utilisation probablement abandonnée maintenant)

548. Les mémoires présentés en vue de l'Evaluation mondiale du mercure ont toutefois confirmé que nombre des utilisations maintenant abandonnées dans les pays de l'OCDE se maintiennent dans d'autres parties du monde. Plusieurs de ces utilisations sont interdites ou sévèrement limitées dans certains pays à cause de leurs effets nocifs sur l'homme et l'environnement. En outre, même si le présent chapitre donne une bonne idée générale de la production et des utilisations du mercure dans le monde, il montre également qu'il est impératif de comprendre encore mieux les marchés et les flux du mercure à l'échelle mondiale afin de pouvoir évaluer la demande, de mettre au point des mesures

appropriées de prévention et de réduction de la pollution, et de suivre les progrès réalisés en fonction d'objectifs précis.

549. Certaines parties du texte contenu dans le présent chapitre s'inspirent du mémoire présenté par le Conseil des ministres des pays nordiques (sub84gov).

7.2 Production mondiale

7.2.1 Production de mercure primaire

550. On trouvera au tableau 7.2 les estimations de la production de mercure primaire à l'échelle mondiale telles que publiées par la *US Geological Survey* (USGC). Toutefois, Reese (1999) fait remarquer que la plupart des pays ne déclarent pas leur production de mercure; il s'ensuit que l'incertitude sur les données concernant la production mondiale est grande. Sznopek et Goonan (2000) citent d'autres estimations de la production, établies celles-là par Gobi International (1998). Pour l'année 1990, la production mondiale a été estimée à 4 100 tonnes par la USGC, et à 5 356 tonnes par Gobi International. Pour l'année 1996, la USGC évalue la production à 2 795 tonnes, tandis que Gobi International l'établit à 3 337 tonnes. On ne connaît pas les causes de ces écarts, mais ceux-ci indiquent que la production réelle pourrait être supérieure aux valeurs présentées au tableau 7.2. Il se peut également que le volume de mercure recyclé, le volume de mercure récupéré comme sous-produit et le volume de mercure en stock ayant été mis en marché aient influé sur les estimations les plus élevées.

551. Lawrence (2000) a estimé que, à l'échelle mondiale, la quantité de mercure générée comme sous-produit pourrait atteindre 400 tonnes.

552. Lors de la Conférence sur le mercure organisée par l'EPA à Boston en mai 2002, Lawrence (2002, tel que cité par les E.-U.; comm-24-gov) a estimé l'offre actuelle de mercure sur le marché mondial à 2 000 tonnes par année, dont quelque 1 000 tonnes proviendraient annuellement de l'extraction de mercure vierge (y compris comme sous-produit), et environ 1 000 tonnes, d'autres sources. Compte tenu de la situation présente, c'est-à-dire que la production déclarée est très faible et que l'on soupçonne qu'elle rende mal compte de la réalité, la qualité des estimations figurant dans le tableau est très incertaine.

7.2.2 Recyclage du mercure

553. Le mercure recyclé a joué un rôle important sur le marché mondial ces dernières décennies. L'OCDE a estimé que, en 1982, la production secondaire pouvait représenter jusqu'à 40 p. 100 de la production primaire (OCDE, 1985). Masters (1997) a indiqué que 700 à 900 tonnes (soit 20 000 à 25 000 « flacons »¹⁰) de mercure sont recyclées chaque année dans le monde, dont 200 à 400 tonnes sont issues de produits usés contenant du mercure, et le reste principalement d'usines de chlore. Comme on l'a mentionné à la section 7.2.1 ci-dessus, des estimations récentes (Lawrence, 2002) montrent que jusqu'à 50 p. 100 de l'offre mondiale pourrait provenir de sources secondaires (sources autres que l'extraction de mercure vierge).

554. On sait que le mercure contenu dans les produits toujours en usage ainsi que dans les produits se trouvant « sur les tablettes des utilisateurs » forme un large « bassin » au sein de la société. Si ce mercure est adéquatement recueilli, recyclé et administré, le bassin pourrait répondre à l'ensemble des besoins de la société en mercure pour de nombreuses années à venir. On a tenté d'établir quelle quantité représente ce bassin de mercure en Suède, aux Pays-Bas et au Danemark.

¹⁰Nom donné au contenant en cuir dans lequel le mercure était commercialisé, à l'origine. Un flacon (de nos jours, il s'agit en fait d'un contenant en acier) contient 34,5 kg de mercure.

Tableau 7.2 Estimations de la production mondiale de mercure primaire (extrait), en tonnes, telles que publiées par la US Geological Survey (Jasinski, 1994; Reese, 1997; 1999; sauf avis contraire, synthèse conforme à celle présentée dans le mémoire soumis par le Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov) et par Hylander & Meili (2002) pour l'année 2000.

Pays	1981-1985 *1	1986-1989 *1	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Algérie	386-877	587-764	637	431	476	459	414	292	368	447	224	200	240
Chine	800	850-1 200	1 000	760	580	520	470	780	510	830	230	200	200
Finlande *2	65-130	135-160	141	74	85	98	89	90	88	63	80	80	45
Kirghizistan	-	-	-	-	300	1 000	379	380	584	610	620	620	600
Mexique	221-394	124-651	735	340	21	12	12	15	15	15	15	15	25
Russie	-	-	-	-	70	60	50	50	50	50	50	50	-
Slovaquie / Tchécoslovaquie	144-158	131-168	126	75	60	50	50	0	0	0	20	0	0
Slovénie	-	-	-	-	7	?	6	0	5	5	5	0	0
Espagne	1 416-1 560	967-1471	-	-	-	643	393	1 497	862	863	675	600	237 *3
Tadjikistan	-	-	-	-	100	80	55	50	45	40	35	35	40
Ukraine	-	-	-	-	100	50	50	40	30	25	20	-	-
Etats-Unis	570-962	140-520	562	58	64	nfs	nfs	nfs	65	nfs	-	-	15
URSS	1 600-1 700	1 500-1 650	800	750	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Yougoslavie	0-88	51-75	37	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Autres pays	200-400	100-200	-	-	-	-	223	200	-	-	830	380	448
Totaux pour l'activité déclarée (valeurs arrondies)	5 500-7 100	4 900-6 700	4 000	2 500	1 900	3 000	2 200	3 400	2 600	2 900	2 800	2 200	
Valeurs dérivées par Hylander & Meili (2002)	5 600-6 100	6 100-6 600	6 100	3 700	3 100	3 000	2 000	3 300	2 800	2 500	2 000	2 100	1 800

Notes et légende :

nfs Données ne figurant pas dans les sources.

- Données non pertinentes ou non disponibles.

Tchécoslovaquie Jusqu'en 1992, au sein de la Tchécoslovaquie.

1 Source : Metallgesellschaft (1992), tel que cité par l'OCDE (1994). Les totaux cités dans cette source étaient de 400 à 900 tonnes plus élevés, pour 1990 et 1991, que les totaux publiés par l'USGS.

2 Les données sur la Finlande, pour les années 1990 à 1997, proviennent de l'Institut finlandais de l'environnement (1999).

3 L'Espagne a déclaré que, en 2000, la production issue des mines de mercure sur son territoire s'établissait à 237 tonnes.

555. En 1996, la quantité de mercure recyclée aux Etats-Unis dépassait à elle seule la quantité que l'on déclarait avoir utilisée à des fins industrielles dans ce pays (372 tonnes) et elle était presque du même ordre de grandeur que la quantité entrée dans des applications (417 tonnes; source : Sznopce et Goonan, 2000). Selon les données publiées, les quantités recyclées ont augmenté de manière régulière au fil des ans, passant d'environ 100 tonnes, en 1990, à quelque 400 tonnes en 1996-1997 (EPA, 1997; USGS, www.usgs.gov; les tendances récentes n'ont pas été examinées ici).

556. Le recyclage du mercure en Allemagne de 1972 à 1993 a été quantifié par Rauhaut (Rauhaut, 1996). De 1986 à 1993 (années pour lesquelles la consommation est présentée dans le document cité), les quantités de mercure reraffinées à des fins de recyclage en Allemagne représentaient de 3 à 53 p. 100 de la consommation de mercure dans ce pays. Au cours de cette période le recyclage s'est légèrement accru en Allemagne (de 7 tonnes, en 1986, à 36 tonnes en 1993), tandis que la consommation diminuait (222 tonnes en 1986; 67 tonnes en 1993). Les quantités recyclées ont atteint un sommet, soit 205 tonnes/an, à la fin des années 1970. Le ralentissement du recyclage en Allemagne après cette période pourrait s'expliquer notamment par la réduction de la consommation et par la chute du prix du mercure (Rauhaut, 1996).

557. En 1992-1993, en moyenne 3,5 à 4 tonnes/an de mercure ont quitté le territoire du Danemark en vue d'être recyclées (Maag *et al.*, 1996).

558. Aux Pays-Bas, on a récupéré ou recyclé 93 tonnes de mercure en 1995, dont 2 tonnes provenaient de déchets d'amalgames dentaires utilisés aux Pays-Bas, 6 tonnes de boues ou de déchets issus de l'exploitation gazière, et 85 tonnes de boues ou de déchets importés (Maxson et Vonkeman, 1996; Annema *et al.*, 1995; DHV, 1996). Il est à noter que la récupération du mercure à partir, par exemple, de boues issues de l'exploitation gazière se distingue du recyclage du mercure usé contenu dans des produits; il s'agit bien dans le premier cas du traitement de déchets issus de l'extraction des ressources. Lorsque le mercure est mis en marché, il est assimilable au mercure généré comme sous-produit au cours de l'extraction minière de l'or ou du zinc.

559. Une évaluation portant sur le mercure dans les déchets en France a permis d'estimer que la quantité de mercure recyclée dans ce pays n'était que d'environ 2,8 tonnes/an. Toutefois, les déchets potentiellement substantiels issus de la fabrication de chlore, des contacts électriques au mercure et des laboratoires, entre autres, n'étaient pas visés par cette évaluation (Groupe de travail de l'AGHTM, 1999).

560. La Suisse récupère environ 15 tonnes de mercure recyclé/an (mémoire présenté par la Suisse, sub38gov).

7.2.3 Niveau des prix du mercure métallique

561. Selon les *Mineral Yearbooks de la US Geological Survey* pour diverses années (Reese, 1997, 1999 et autres), les prix du mercure métallique (c.-à-d. le prix de vente fixé par les fournisseurs) ont énormément fluctué au début des années 1990, s'établissant en moyenne à 190 \$US par « flacon » pour la période 1990-1996 (fourchette de 122 à 262 \$US). Étant donné qu'un « flacon » équivaut à 34,5 kg, le prix moyen par kg était de 5,5 \$US à cette époque. De 1997 à 2000, le prix du marché a semblé se stabiliser autour de 140 à 160 \$US/flacon (soit en moyenne 148 \$US/flacon ou 4,3 \$US par kg). Au XX^e siècle, le prix du mercure a culminé à quelque 500 \$US, cela pendant la première moitié de la décennie 1960. Si l'on rajuste les prix du marché en fonction de l'inflation en dollars américains, on constate que les prix en 1998 n'atteignaient qu'environ un dixième du prix qui avait cours à la fin des années 1960 (Scoullos *et al.*, 2000).

7.3 Utilisation actuelle

7.3.1 Consommation mondiale

562. La consommation mondiale équivaut à la quantité de mercure provenant des sources mentionnées à la section 7.1, ci-dessus, qui parvient aux utilisateurs ou aux consommateurs finaux, corrigée pour les variations de stocks intermédiaires. On ne dispose d'aucune donnée précise sur la consommation totale à l'échelle mondiale et sur sa répartition par pays et par application. L'utilisation de mercure dans les pays en développement étant en grande partie marginale, cette fraction de l'utilisation de mercure échappe à la compilation des statistiques économiques courantes – surtout en ce qui concerne l'extraction artisanale, à petite échelle, de l'or et de l'argent. Pourtant, l'emploi du mercure à cette fin pourrait figurer parmi les plus importantes utilisations de cet élément sur la planète. Les estimations de l'utilisation totale de mercure à l'échelle mondiale doivent donc être fondées en partie sur des estimations incertaines établies à partir de données fort incomplètes. Les données sur l'utilisation dans les pays de l'OCDE sont plus précises mais, comme le marché du mercure s'est rétréci dans ces pays depuis qu'il retient de plus en plus l'attention du public, ces données sont de moins en moins fiables et représentent une fraction de plus en plus petite.

563. Les données soumises sur la consommation par pays sont présentées au tableau 7.3. Nombre de pays n'ont pas soumis de données sur la consommation, mais leurs mémoires contiennent des données sur la consommation de mercure associée à un certain nombre d'applications et d'utilisations. Dans les cas où aucune donnée sur la consommation en tant que telle n'a été soumise, des données sur les importations et/ou la production sont présentées ici à titre d'indication grossière du degré de consommation. Il est à noter, cependant, que les données sur les importations et la production ne reflètent pas nécessairement toujours le degré de consommation, car d'autres facteurs peuvent entrer en

ligne de compte. Une analyse plus approfondie de ces aspects serait précieuse, mais il n'a pas été possible de la faire aux fins du présent rapport, faute du temps et des ressources nécessaires.

Tableau 7.3 Données présentées sur la consommation par pays (ou sur les importations et la production, à défaut de données sur la consommation. À noter que les hypothèses de départ et la qualité des données varient selon les cas, et que tous les apports ne sont pas nécessairement signalés dans chaque cas. Données en tonnes/an, sauf indication contraire.

Pays	Consommation (ou importations) annuelle déclarée (tonnes/an, sauf indication contraire)	Année(s)	Source
Australie	> 30 tonnes de mercure métallique importées + 5 tonnes générées comme sous-produit + 4 tonnes de composés du mercure importées	1996	Mémoire national, sub63gov
Canada	2,8 à 2,9 tonnes de mercure métallique consommées (sur 9,4 à 11,4 tonnes importées)	1998-1999	Mémoire national, sub42gov
Danemark	1,5 tonne consommée au total (y compris dans les produits, fabriqués sur place et importés)	2000-2001	Mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov
Finlande	Environ 10 tonnes consommées (mercure généré comme sous-produit, voir le tableau 7.2)	1991	Mémoire national, sub44gov
France	45 tonnes d'importations nettes en moyenne sur 3 ans (2, 112 et 20 tonnes, respectivement)	Moyenne pour 1998, 1999 et 2000 (quantité pour chaque année placée entre parenthèses)	Commentaires de la France, comm-10-gov
Inde	170 à 190 tonnes de mercure métallique importées	Non précisée (il s'agit probablement d'une estimation assez récente)	Mémoire national, sub71govatt1
Norvège	0,8 à 1,4 tonne consommée dans les produits seulement; à cela s'ajoute une consommation de mercure métallique	1995/1999	Mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov
Pérou	30 à 45 tonnes de mercure métallique importées + 19 à 48 tonnes générées comme sous-produit + faibles quantités de composés importées	1998-2000	Mémoire national, sub47gov
Philippines	55,658 tonnes de mercure métallique importées 26,169 tonnes de mercure métallique importées 19,100 tonnes de mercure métallique importées	1999 2000 2001	Bureau national de statistique et Bureau de la promotion du commerce d'exportation, ministère du Commerce et de l'Industrie, Philippines (comm-4-gov)
Suède	2 tonnes consommées dans les produits seulement; à cela s'ajoute une consommation de mercure métallique	1997	Mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov
Suède	30 tonnes importées (estimation incertaine)	« Fin des années 1990 »	Mémoire national, sub38gov

Pays	Consommation (ou importations) annuelle déclarée (tonnes/an, sauf indication contraire)	Année(s)	Source
Thaïlande	12,1 tonnes de mercure métallique importées 17,2 tonnes de mercure métallique importées 5,8 tonnes de mercure métallique importées (en majeure partie pour la fabrication de lampes fluorescentes, et un peu pour la dentisterie et l'analyse en laboratoire)	2000 2001 janvier à juin 2002	Mémoire national, sub53gov, www.customs.go.th (2805.40)
Turquie	4,5 tonnes de « mercure et de ses composés importés »	2000-2001	Mémoire national, sub34gov
Etats-Unis	372 tonnes consommées, y compris dans les produits fabriqués aux Etats-Unis (sans les importations)	1996	Sznopek et Goonan, 2000

564. En ce qui concerne la répartition géographique de la consommation mondiale de mercure, Scoullou *et al.* (2000) citent Lawrence (1994) comme source des renseignements présentés au tableau 7.4 sur la consommation de mercure dans le monde et sa répartition selon les pays et les régions.

Tableau 7.4 Estimation de la consommation mondiale de mercure en 1993 (en tonnes), d'après Lawrence (1994).

Pays/région	Consommation
CEI	1 379
Etats-Unis	558
Europe	448
République populaire de Chine	345
Inde	345
Iran*	414
Autres	345
Total	3 834

CEI – Communauté des Etats indépendants (ex-Union soviétique, sans les pays Baltes)

* Selon Hylander (2001), l'importante consommation enregistrée en Iran en 1993 est attribuable à la remise en activité des usines de chlore qui avaient été détruites pendant la guerre; les autres années, la consommation n'a pas été aussi élevée.

Estimation de la répartition de la consommation mondiale selon les régions et les utilisations

565. Sznopek et Goonan (2000, cités dans le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov) ont estimé la répartition probable de la consommation mondiale de mercure selon diverses régions et utilisations. D'après leur analyse, les pays industrialisés demeurent, de loin, les plus grands utilisateurs de mercure, ce qui concorde avec les données présentées au tableau 7.4, tirées de Lawrence (1994).

566. On trouvera au tableau 7.5 des estimations de la répartition de la consommation mondiale de mercure selon les types d'applications. Si l'on couple ces données à celles qui sont répertoriées au tableau 7.4, on voit que quelque 60 p. 100 de la consommation de mercure pour la fabrication de chlore à l'échelle mondiale est attribuable à l'Europe de l'Ouest et à l'Amérique du Nord, même si ces données ont été extrapolées à partir des ratios de consommation relatifs à cette industrie aux Etats-Unis pour le début des années 1990, et qu'elles ne sont plus représentatives de la situation actuelle. D'après les données transmises par les usines de chlore des Etats-Unis et des Parties à l'OSPAR aux autorités de

leurs pays respectifs ¹¹ (voir la section 9.3.2 pour plus d'information au sujet de l'OSPAR), cette industrie a consommé environ 170 tonnes de mercure par année en 1999 et 2000 (28 tonnes aux Etats-Unis et 145 tonnes dans les pays signataires de l'OSPAR). Selon divers rapports provenant d'autres parties du monde, la consommation totale de mercure par l'industrie de la production de chlore sur le reste de la planète est significativement plus élevée. ¹²

567. Ensemble, l'Europe de l'Ouest, l'Amérique du Nord et l'Asie du nord-est sont responsables de 80 p. 100 de l'utilisation mondiale de mercure pour la fabrication de produits. Les quantités entrant dans la fabrication de produits sont fournies à titre indicatif seulement (dans le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov), puisque le calcul en est fondé sur les profils de consommation aux Etats-Unis en 1990 et 1996 de même que sur l'hypothèse que la consommation est fonction de l'avancement économique. Autrement dit, les données ne sont basées sur aucune observation réelle de la consommation de mercure aux fins de la fabrication de produits dans d'autres pays que les Etats-Unis.

568. Enfin, comme on le mentionne dans les notes au bas du tableau 7.5, on a estimé la consommation de mercure pour l'extraction de l'or au Brésil. Les notes fournissent des indications quant à l'ampleur de la consommation à l'échelle mondiale.

¹¹ Les pays membres de l'OSPAR sont la Belgique, le Danemark, la Finlande, la France, l'Allemagne, l'Islande, l'Irlande, le Luxembourg, les Pays-Bas, la Norvège, le Portugal, l'Espagne, la Suède, la Suisse et le Royaume-Uni, même si la production de chlore au Danemark et au Luxembourg est nulle, et si la production de chlore en cellules à mercure est nulle en Irlande et en Norvège. Parmi les Etats membres de l'UE, seules l'Autriche, la Grèce et l'Italie ne sont pas Parties à l'OSPAR.

¹² Il est à noter que les données sur la « consommation » de mercure associée à la fabrication de chlore ne doivent pas être considérées comme équivalentes aux rejets de mercure dans l'environnement, puisqu'une part du mercure « consommé » (c.-à-d. les quantités de mercure achetées, corrigées en fonction de la variation des stocks) peut être récupérée dans les boues de rejet pendant l'exploitation normale de même que sur l'équipement et les structures des usines lors des gros travaux d'entretien et, plus spécifiquement, dans les cellules à mercure désaffectées (voir également la section 7.3.2 ci-dessous). On peut s'inquiéter, cependant, de ce que la récupération pourrait être inadéquate dans certains pays.

Tableau 7.5 Estimations de la consommation mondiale de mercure selon le type d'application en 1990 et 1996, respectivement, d'après Sznopek et Goonan (2000, tel que cités dans le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov).

Type d'application	1990	1996
Production de chlore	2 003	1 344*3
Fabrication de produits	1 818	1 061
Extraction d'or à petite échelle au Brésil*1	200	100
Ajouts aux stocks*2	1 335	832
Total	5 356	3 337

- Notes : 1 Une estimation des rejets de mercure, à l'échelle mondiale (de toute évidence associées à l'extraction de l'or, elle-même liée à la demande d'or), issus de l'extraction minière d'or à petite échelle chiffrait ces rejets à 460 tonnes/an pour la fin des années 1980 et le début des années 1990 (Lacerda, 1997a). Selon une autre estimation, la consommation mondiale de mercure s'établissait entre 350 et 450 tonnes/an pour 1996 (Maxson et Vonkeman, 1996, tel que cités par Scoullos *et al.*, 2000). On estimait plus récemment la consommation mondiale de mercure aux fins de l'extraction minière à petite échelle à au moins 500 tonnes/an et au maximum à 1 000 tonnes/an.¹³
- 2 Sznopek et Goonan ont posé que ce type d'application comprenait également les quantités employées à des fins inconnues (catégorie « tampon » dans le calcul du bilan mondial du mercure).
- 3 Les estimations récentes de la consommation mondiale de mercure par l'industrie de la production de chlore (à noter que la consommation n'équivaut pas aux rejets) sont considérablement moins élevées, tel que précisé dans le texte ci-dessus. Voir également la section 7.4.1.

7.3.2 Utilisations du mercure

569. On trouvera au tableau 7.6 un aperçu des applications délibérées du mercure recensées et des renseignements disponibles sur la situation actuelle à leur égard. Les applications qui sont qualifiées de « généralisées » dans le tableau étaient mentionnées dans nombre de mémoires de même que dans les bilans actuels. En ce qui concerne les applications qui s'écartent de la tendance générale ou qui sont considérées comme en grande partie abandonnées, on a fait figurer dans le tableau les pays qui ont déclaré de telles applications. Pour certaines applications, les renseignements présentés sur les interdictions et les restrictions (voir le tableau 7.7) constituent la meilleure indication disponible sur la situation actuelle. Les applications passées dont on ne savait pas si elles étaient maintenues aujourd'hui, les rapports ne le confirmant pas, sont assorties de la mention « aucune confirmation sur la situation actuelle ». Enfin, des indications moins tranchées sur la situation actuelle, fondées sur les connaissances générales des auteurs, sont données dans certains cas.

570. Il faut noter que cette liste d'applications précise également où chercher les sources de mercure à l'échelon national ou local, par exemple dans le but de repérer et de réduire ou d'éliminer des sources spécifiques du mercure qui se retrouve dans l'environnement, dans les déchets ou dans les eaux usées. Toutes les utilisations répertoriées entraînent des rejets de mercure à l'une ou l'autre des étapes du cycle de vie des produits en cause : extraction du mercure, fabrication des produits, utilisation, élimination, récupération ou transport.

571. Il importe de poursuivre l'examen des profils d'utilisation du mercure à l'échelle nationale et internationale, par exemple afin de mieux évaluer les tendances en matière de consommation mondiale de mercure, comme base de possibles initiatives internationales. Ceci n'a pas été possible avec les

¹³Le MMDD (« Etudes de cas », 2002) a calculé que la production minière d'or à l'échelle mondiale s'établissait à 2 574 tonnes en 2000, et a estimé que 20 p. 100 de cette production provient de l'extraction artisanale ou à petite échelle, qui repose dans la plupart des cas sur la récupération de l'or grâce à un procédé à base de mercure. Ces valeurs concordent avec l'estimation faite par Gold Fields Mineral Service Limited (World gold production, 1998) de la production artisanale d'or à l'échelle mondiale, soit 500 à 800 tonnes. Etant donné que les personnes qui se livrent à l'extraction artisanale de l'or utilisent en moyenne entre 1 et 2 kilogrammes de mercure pour chaque kilogramme d'or produit (Lacerda, 1997b), il semblerait que l'utilisation mondiale de mercure aux fins de l'extraction de l'or s'établirait à au moins 500 tonnes par an, et peut-être à 1 000 tonnes par an. Si l'on inclut l'extraction minière artisanale de l'argent, on arrive à des valeurs considérablement plus grandes.

limites de temps et de ressources imposées à cette phase de l’Evaluation mondiale du mercure du PNUE.

572. Aux tableaux 7.8 et 7.9 (section 7.3.3, ci-dessous), on donne pour certains pays des exemples de la contribution relative de différentes utilisations à la consommation mondiale totale de mercure.

Tableau 7.6 Applications recensées du mercure et indications sur la situation actuelle à leur égard. (Dans ce tableau, on tente de dresser un état de la situation actuelle dans les pays mentionnés; cependant, il serait faux de présumer que les renseignements qu’il contient sont complets.)

Application	Indications sur la situation actuelle
Production de chlore	Utilisation généralisée
Amalgames dentaires	Utilisation généralisée
Extraction artisanale de l’or et de l’argent	Australie, Burundi, Brésil, Burkina Faso (?), Chine, Costa Rica, Colombie, Côte d’Ivoire (?), Equateur, Guyane française, Ghana, Indonésie, Mongolie, Panama, Papouasie-Nouvelle -Guinée, Pérou, Philippines, Russie, Tanzanie, Venezuela, Vietnam, Zimbabwe
Piles	Utilisation se poursuivant, mais interdite ou restreinte dans de nombreux pays
Appareils de mesure et de régulation	Voir ci-dessous
Thermomètres médicaux	Utilisation généralisée, mais interdite ou restreinte dans quelques pays
Autres thermomètres (régulation des moteurs marins, laboratoires)	Utilisation généralisée, mais interdite ou restreinte dans quelques pays
Tensiomètres (sphygmomanomètres)	Utilisation généralisée, mais interdite ou restreinte dans quelques pays
Manomètres industriels et météorologiques	Utilisation se poursuivant fort probablement, mais interdite ou restreinte dans quelques pays
Soupapes de pression (systèmes de chauffage centralisé, industrie)	Utilisation interdite ou restreinte dans quelques pays
Gyroscopes	Utilisation interdite ou restreinte dans quelques pays
Commutateurs électriques ou électroniques	Utilisation interdite ou restreinte dans quelques pays
Capteurs de niveau (pompes d’égout, sonnettes de porte, signalisation ferroviaire, couvercles de coffres d’auto, réfrigérateurs, congélateurs, alarmes utilisées par les personnes âgées pour signaler une chute)	Utilisation interdite ou restreinte dans quelques pays
Interrupteurs multipolaires (p. ex. dans les excavatrices)	Utilisation interdite ou restreinte dans quelques pays
Microcommutateurs électroniques avec contacts au mercure	Utilisation fort probablement généralisée
Thermorupteurs	Utilisation interdite ou restreinte dans quelques pays
Commutateurs dans les chaussures de sport à semelles éclairantes	Utilisation interdite ou restreinte dans quelques pays
Lampes à décharge	Utilisation généralisée
Lampes fluorescentes	Utilisation généralisée
Autres lampes au mercure	Utilisation généralisée
Produits chimiques, électrodes et appareils d’analyse de laboratoire	Utilisation généralisée
Pesticides (traitement des semences et/ou autres)	Australie, Bélarus, Bénin (non précisée), Burkina Faso (non précisée), Côte d’Ivoire, Ghana, Guinée (non précisée), Inde (non précisée), Irlande
Biocides utilisés dans divers produits et procédés	Cameroun (production industrielle non précisée), Irlande
Peintures (peintures au latex et peut-être d’autres types de peinture)	Australie, Ghana, Guinée, Inde, Irlande, Samoa, Thaïlande (utilisation en cours de substitution), Trinité-et-Tobago (utilisation en cours de substitution ou récemment remplacée)

Application	Indications sur la situation actuelle
Myxobactéricides utilisés dans la production de papier	Maroc
Produits pharmaceutiques (fonction ou biocide systémique)	République tchèque (non précisée), Ghana (non précisée), Inde, Australie (non précisée et utilisation pour les chevaux), Suisse
Agents conservateurs dans les vaccins	Utilisation se poursuivant
Agents conservateurs dans les gouttes ophtalmiques	Utilisation se poursuivant fort probablement
Désinfectants, par exemple dans les hôpitaux	Burkina Faso (non précisée)
produits phytopharmaceutiques, remèdes de bonne femme, « pharmacies ambulantes »	Inde (certains produits phytopharmaceutiques), Lesotho (mercure métallique)
Composés du mercure employés comme catalyseurs	Inde
Catalyseurs utilisés dans la fabrication du polyuréthane et d'autres polymères	Finlande, Australie, Irlande
Catalyseurs utilisés dans la fabrication de chlorure de vinyle monomérique, d'acétate de vinyle et d'acétaldéhyde à partir d'acétylène	(Utilisation autrefois répandue dans un grand nombre d'usines dans le monde) On ne sait pas si cette utilisation se poursuit ou non.
Cosmétiques (crèmes, savons)	Bénin (non précisée), Irlande (non précisée)
Crèmes et savons destinés à éclaircir le teint	Utilisation courante, restreinte dans certains pays
Biocides dans les cosmétiques pour les yeux	Utilisation possible, restreinte dans certains pays
Phares (utilisation en milieu marin; lentilles de stabilisation)	Canada (peut-être généralisée – mentionnée dans la littérature)
Fabrication de fausse monnaie	Cameroun (aucun détail sur la façon dont le mercure est utilisé dans la fabrication)
Cérémonies religieuses, activités liées à des superstitions	Etats-Unis et peut-être des régions des Caraïbes (ATSDR des Etats-Unis, 1999), Lesotho
Pigments	Aucune confirmation de cette utilisation à l'heure actuelle
Tannage	Irlande
Brunissage et gravure de l'acier	Irlande
Papier photographique couleur	Australie
Explosifs, feux d'artifice	Aucune confirmation de cette utilisation à l'heure actuelle
Mécanismes de déclenchement des coussins gonflables et de freinage antiblocage dans les automobiles	Aucune confirmation de cette utilisation à l'heure actuelle
Production artisanale de diamants	Guinée (pour nettoyer les diamants et en améliorer la qualité)
Dispositifs d'amortissement du recul pour les armes à feu	Irlande
Bandages pour les bras et les jambes (p. ex. pour les épicondylites)	Irlande
Cadeaux de courtoisie	Irlande
Revêtement des pistes de course dans les stades sportifs (pistes de tartan)	Utilisation en Suisse dans le passé
Munitions	Utilisation en Suisse dans le passé

Tableau 7.7 Renseignements sur les mesures imposées par règlement ou prises sur une base volontaire dans les pays pour éliminer ou restreindre les utilisations du mercure répertoriées au tableau 7.6 (tirés d'une annexe indépendante à ce rapport, intitulée « Overview of existing and future national actions, including legislation, relevant to mercury »).

Application	Importation, vente et/ou utilisation interdite ou restreinte sur le territoire du pays (voir l'annexe indépendante)
Production de chlore	Japon
Extraction de l'or	Brésil, Chine, Philippines
Produits contenant du mercure en général (à certaines exceptions près)	Danemark, Suède, Suisse
Amalgames dentaires	Danemark, France, Nouvelle-Zélande, Norvège, Suède, Suisse
Piles	Canada, Chine, Estonie, pays de l'Union européenne*, Hongrie, Maurice, Norvège, Slovaquie, Suisse, Turquie, Etats-Unis
Piles à l'oxyde de mercure	Pays de l'Union européenne*, Japon
Piles alcalines	Canada, pays de l'Union européenne*
Autres piles (oxyde de zinc, oxyde d'argent, principalement des piles bouton)	Canada, pays de l'Union européenne*
Appareils de mesure et de régulation	Suède (en général)
Thermomètres médicaux	Canada, Danemark, France, Norvège, Suède
Autres thermomètres (régulation des moteurs marins, laboratoires)	Danemark, Suède
Tensiomètres (sphygmomanomètres)	
Manomètres industriels et météorologiques	Danemark
Soupapes de pression (systèmes de chauffage centralisé, industrie)	Danemark
Gyroscopes	Danemark
Commutateurs électriques ou électroniques	Danemark, Suède, Suisse
Capteurs de niveau (pompes d'égout, sonnettes de porte, signalisation ferroviaire, couvercles de coffres d'auto, réfrigérateurs, congélateurs, alarmes utilisées par les personnes âgées pour signaler une chute)	Danemark, Suède
Interrupteurs multipolaires (p. ex. dans les excavatrices)	Danemark
Microcommutateurs électroniques avec contacts au mercure	
Thermorupteurs	Danemark
Commutateurs dans les chaussures de sport à semelles éclairantes	Danemark
Lampes à décharge	
Lampes fluorescentes	Canada, Suède, pays de l'Union européenne* depuis juillet 2006
Autres lampes au mercure	Danemark, Suède
Produits chimiques, électrodes et appareils d'analyse de laboratoire	Danemark, Suède
Pesticides	
Traitement des semences et/ou autres usages agricoles	Arménie, Burundi, Canada, Chine, Colombie, Cuba, République tchèque, pays de l'Union européenne*, Hongrie, Japon, Lettonie, Lesotho, Lituanie, Maurice, Norvège, Samoa, Suisse, Tanzanie, Etats-Unis
Biocides utilisés dans divers produits et procédés	Danemark, Japon, Suède, Suisse
Peintures (peintures au latex et peut-être d'autres types de peinture)	Cameroun, Costa Rica, pays de l'Union européenne*, Japon, Norvège, Suisse, Etats-Unis
Préservation du bois	Union européenne*, Norvège
Produits pharmaceutiques (fonction biocide ou	Autriche, Canada, Costa Rica, Danemark, Japon, Maurice,

Application	Importation, vente et/ou utilisation interdite ou restreinte sur le territoire du pays (voir l'annexe indépendante)
 systémique)	Suède, Suisse, Etats-Unis
Agents conservateurs dans les vaccins	
Agents conservateurs dans les gouttes ophtalmiques	
Désinfectants, par exemple dans les hôpitaux	Danemark
Produits phytopharmaceutiques, remèdes de bonne femme, « pharmacies ambulantes »	Danemark
 Composés du mercure employés comme catalyseurs)	
Fabrication du polyuréthane** et d'autres polymères	
 Cosmétiques (crèmes, savons))	Chine, pays de l'Union européenne*, Norvège
Crèmes et savons destinés à éclaircir le teint	Cameroun, Danemark, Etats-Unis, Zimbabwe
Biocides dans les cosmétiques pour les yeux	
 Fabrication de fausse monnaie)	
 Cérémonies religieuses, activités liées à des superstitions)	
 Pigments)	Danemark
 Explosifs, feux d'artifice)	Danemark
 Mécanismes de déclenchement des coussins gonflables et de freinage antiblocage dans les automobiles)	Pays de l'Union européenne*
 Production artisanale de diamants)	
 Emballage et déchets d'emballage)	Pays de l'Union européenne*, Norvège

Note : * Cela implique que la législation en vigueur au sein de la Communauté européenne s'applique à tous les pays membres de l'Union européenne, à savoir l'Allemagne, l'Autriche, la Belgique, le Danemark, l'Espagne, la Finlande, la France, la Grèce, l'Irlande, l'Italie, le Luxembourg, les Pays-Bas, le Portugal, la Suède et le Royaume-Uni.

7.3.3 Exemples de la répartition de la consommation par pays selon les utilisations et selon les époques

Tableau 7.8 Consommation de mercure (tonnes/an) associée aux utilisations délibérées faites au Danemark de nos jours, il y a 10 ans et il y a 20 ans (telle que décrite dans le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov).

Utilisation/années	1982/83 *1	1992/93 *1	2000/2001 *1
Production de chlore	3,00	2,50	0
Amalgames dentaires	3,1	1,80	0,9
Piles à l'oxyde de mercure	2,40	0,36	0
Autres piles	2,30	0,28	0 *2
Appareils de mesure et de régulation	0,53	0,50	0,3
Commutateurs électriques et électroniques	0,34	0,30	0 *2
Sources de lumière (lampes)	0,14	0,17	0,17
Thermomètres médicaux	0,75	0,05	0
Autres thermomètres	1,55	0,10	0
Produits chimiques de laboratoire	0,50	0,09	0,09
Autres utilisations délibérées	1,48	0,03	0,03
Total, utilisations délibérées	16,09	6,18	1,5

Notes:

- 1 Comprend le mercure contenu dans les importations nettes de produits. Les données pour 1982/83 sont tirées de Hansen (1985), et les données de 1992/93, de Maag *et al.* (1996). Les données de 2001 sont des estimations grossières fondées sur des connaissances générales et sur l'élimination connue de certaines utilisations ayant suivi l'interdiction du mercure au Danemark, estimations faites par Heron (2001) et Maag dans le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov.
- 2 Il se peut que du mercure soit présent dans les piles bouton ainsi que dans les microcommutateurs de certains appareils électroniques.

Tableau 7.9 Consommation de mercure déclarée *1 par les Etats-Unis pour 1990 et 1996 (tonnes/an; Jasinski, 1994, et Sznopek et Goonan, 2000). *3

Application	1990	1996
Dentisterie	44	31
Laboratoires	32	20
Appareils de mesure et de régulation	108	41
Dispositifs de câblage et commutateurs	70	49
Eclairage électrique	33	11
Peintures	14	0
Piles	105	0
Production de chlore *2	247	136
Autres	58	84
Total	711	372

Notes : 1 Les importations et les exportations de mercure contenu dans des produits ne sont pas comprises dans ces valeurs. À l'exception des dispositifs de câblage et des commutateurs, qui pourraient avoir un certain poids dans le bilan réel des matières, Sznopek et Goonan (2000) ont posé que les importations et les exportations s'annulaient ou étaient négligeables.

2 L'industrie américaine de la production de chlore a déclaré avoir consommé 28 tonnes de mercure en 2001 (31 tonnes américaines), ce qui représente une diminution de 75 p. 100 par rapport à la consommation enregistrée de 1990 à 1996.

3 Stone (2002) donne des renseignements à jour et plus détaillés sur l'utilisation et la mobilisation du mercure.

7.4 Détails sur la production de chlore et l'extraction de l'or

7.4.1 Production de chlore et mercure résiduel

573. La production de chlore est parmi les activités associées aux plus importantes utilisations délibérées de mercure dans le monde (Sznopek et Goonan, 2000; voir la section 7.3.1), bien que la mise en place de mesures anti-rejets et, surtout, la fermeture des usines et l'adoption, dans celles-ci, de technologies sans mercure aient entraîné une diminution constante de la consommation et des rejets de mercure dans ce secteur industriel. L'un des trois procédés couramment employés pour la fabrication de chlore (le procédé avec cellule à mercure) exige l'utilisation de grandes quantités de mercure comme cathode liquide pour l'électrolyse. Ce procédé entraîne des rejets de mercure dans l'environnement sous forme d'émissions atmosphériques, de rejets dans l'eau, de même que de contamination de l'hydroxyde de sodium (NaOH) et de l'hydrogène produits¹⁴; dans certains pays, les déchets contenant du mercure générés au cours du procédé sont soigneusement éliminés (récupération du mercure, transfert dans une décharge de déchets dangereux) mais, dans d'autres, on prend moins de précautions à cet égard (élimination sur place ou dans des décharges ordinaires). Une partie du mercure que renferment les déchets solides est récupéré et recyclé dans le processus de fabrication, souvent sur place, dans des installations intégrées à l'usine de production. Toutefois, il faut périodiquement effectuer des recharges de mercure afin de combler les pertes. Lorsque des cellules à mercure sont désaffectées ou converties pour être employées dans un procédé sans mercure, on peut récupérer de grandes quantités de mercure à partir de l'équipement et des structures ayant servi au procédé.

574. Au cours des dernières décennies, les rejets de mercure par les usines fabriquant du chlore en cellules à mercure toujours en activité en Europe de l'Ouest et aux Etats-Unis ont diminué de manière substantielle grâce aux efforts de lutte contre la pollution déployés dans un contexte d'échanges constants entre les autorités en matière d'environnement, les organisations internationales et l'industrie. On trouve peu d'information laissant supposer que des améliorations semblables se seraient produites ailleurs dans le monde. Même après ces réductions, l'utilisation de mercure aux fins de la production de chlore demeure une source significative de rejets de cet élément dans l'environnement. Les données fournies par

¹⁴Dans les usines gérées de façon médiocre, le mercure contenu dans l'hydrogène non traité (souvent acheminé vers les centrales électriques sur place pour être utilisé comme combustible) est une source importante de rejets atmosphériques de mercure consécutifs à la fabrication de chlore, tandis que le mercure qui contamine le NaOH contribue peu à ces rejets.

l'industrie et communiquées par le *US Toxic Release Inventory* pour 2000 (rapport du US TRI Explorer de l'EPA concernant les usines chimiques appartenant à la catégorie 28 de la classification type des industries, disponible à l'adresse <http://www.epa.gov>) de même que les données présentées par les Parties à l'OSPAR pour 1999 (OSPAR, 2001b) montrent que les rejets totaux (sauf le mercure contenu dans les déchets) attribuables à ces 16 pays (qui, ensemble, représentent environ 62 p. 100 de la capacité mondiale de production de chlore à l'aide de cellules à mercure) se chiffraient à 16 tonnes par an en 1999 et 2000. On dispose de données moins détaillées sur les autres régions, comme on le précise ci-dessous.

575. À titre d'exemple, Qi *et al.* (2000) signalent que les rejets de mercure (y compris le mercure contenu dans les déchets – le traitement de ces derniers n'étant pas décrit) par les usines de production de chlore en Chine ont connu une baisse significative, passant de 500 à 1 400 g de mercure/tonne d'hydroxyde de sodium produit, pour la période précédant 1977, à 160 à 180 g de mercure/tonne d'hydroxyde de sodium produit, en 1997, mais qu'ils demeurent largement supérieurs aux rejets générés dans certains autres pays. Plus précisément, cette année-là, en Chine, les rejets de mercure par tonne de produits étaient plus de 4 fois plus importants que les rejets enregistrés dans les pays membres de l'OSPAR (incluant les déchets de mercure, entreposés et traités conformément à la législation applicable) pour la même période. Cependant, la plupart des fabriques de chlore de Chine utilisent le procédé au diaphragme, sans mercure; en outre, on mentionnait dans le document (Qi *et al.*, 2000) qu'il était prévu de convertir ou de fermer les quelques usines fabriquant du chlore à partir de cellules à mercure qui subsistent en Chine (nous n'en connaissons qu'une, propriété de Tianjin Chemical Company; sa capacité de production est de 50 000 tonnes de chlore par année).

576. Pour donner un autre exemple, le mémoire du Mexique précisait que les rejets de mercure engendrés par les usines fabriquant du chlore à partir de cellules à mercure au Mexique (trois sites répertoriés, avec une capacité de production d'environ 170 000 tonnes de chlore par année) étaient eux aussi considérablement supérieurs aux rejets produits par des usines similaires des États-Unis.

577. La technologie permettant de produire du chlore sans se servir de mercure existe et elle est largement utilisée partout dans le monde : il s'agit du procédé à membrane. C'est une technologie propre, au point et facilement accessible. La troisième technologie en utilisation est le procédé au diaphragme, jugé légèrement moins avantageux que le procédé à membrane. Scoullos *et al.* (2000), l'EIPPCB (2000) et Lindley (1997) décrivent et commentent en détail le procédé de production de chlore au mercure et ses répercussions.

578. Selon les statistiques sur la capacité mondiale de production de chlore (voir le tableau 7.10), ce sont les régions de l'Europe de l'Ouest et de l'Europe centrale qui détiennent le plus important pourcentage relatif de la capacité mondiale de production de chlore en cellules à mercure (61 et 66 p. 100, respectivement, en 1997), d'après Sznopke et Goonan (2000), qui citent la CMAI (1999). Cette même année, la production mondiale moyenne de chlore à partir de mercure représentait 24 p. 100 de la capacité de production totale, selon la même source, dont 15 p. 100 revenaient à l'Amérique du Nord. Les données à jour en provenance des États-Unis (comm-24-gov) indiquent qu'on a encore enregistré une baisse de la production de chlore en cellules à mercure dans ce pays en 2001, qui ne représente plus que 10 p. 100 de la production de chlore totale aux États-Unis. Au Japon, le procédé de production de chlore au mercure a entièrement été remplacé il y a longtemps par des technologies sans mercure (CMAI, 1999; Maxson, 1999, tel que cité par Scoullos *et al.*, 2000). Étant donné qu'environ les trois quarts de la capacité mondiale de production de chlore sont associés à l'Europe de l'Ouest, à l'Amérique du Nord et à l'Asie du Nord-Est, il ne fait pas de doute qu'une grande part du mercure en utilisation dans les usines de chlore de la planète se trouve en Europe, même si une fraction importante de la consommation et des rejets de mercure est rattachée à des pays moins développés. D'après les données enregistrées sur le mercure facilement récupérable à la suite de la désaffectation des fabriques de chlore en Europe et aux États-Unis, on peut estimer grossièrement

qu'environ la moitié (12 000 à 13 000 tonnes¹⁵) des stocks de mercure associés à la production de chlore dans le monde (quelque 20 000 à 30 000 tonnes, selon les estimations¹⁶) se trouve au sein de l'UE.

579. En 1990, les pays de l'Europe du Nord membres de l'OSPAR ont recommandé l'élimination graduelle de l'ensemble de la production de chlore fondée sur le procédé au mercure d'ici 2010 (Décision 90/3 de la PARCOM, 14 juin 1990; voir la section 9.3.2). Les usines de chlore visées par l'OSPAR (la plupart des Parties à cette convention faisant partie de l'UE) possèdent actuellement plus de la moitié des quantités de mercure en utilisation pour la fabrication de chlore en Europe. La Décision 90/3 recommandant l'élimination graduelle des cellules à mercure a été revue en 1999-2001, mais elle n'a été modifiée en rien. L'application de cette recommandation est laissée entre les mains des organismes de réglementation nationaux des différentes Parties à l'OSPAR. Par conséquent, la conversion ou la fermeture des usines de production de chlore en cellules à mercure se déroule plus rapidement dans certains pays membres de l'OSPAR que dans d'autres. Néanmoins, la cadence actuelle laisse prévoir que la plupart de ces usines auront été désaffectées d'ici 2020 (Maxson et Verberne, 2000).

580. Les rejets de mercure associés à la production de chlore ne constituent pas la seule source de préoccupation en matière d'utilisations. La remise en marché du mercure issu des usines de chlore désaffectées et ses possibles répercussions sur le marché mondial du mercure ont donné lieu à bien des discussions entre les pays membres de l'OSPAR et au sein de l'UE. Pour les pays signataires de l'OSPAR, cela représentera plus de la moitié des 12 000 à 13 000 tonnes de mercure mentionnées précédemment. Il s'agit d'un mercure pour ainsi dire « pur », et donc facilement commercialisable; toutefois, la question de savoir si ce mercure devrait, techniquement, être considéré comme un « déchet » et, par conséquent, être visé par les restrictions de transport imposées par la Convention de Bâle (voir la section 9.3.4), a fait l'objet de nombreux débats. Suivant une décision législative prise très récemment (CE, 2002), « le mercure provenant d'installations mises à l'arrêt n'est pas automatiquement régi par la législation communautaire relative aux déchets ni soumis aux dispositions de la Convention de Bâle ». Cela signifie qu'il reviendra à chaque Etat membre de l'UE de décider, « en fonction des circonstances », si le mercure en question est ou non un « déchet ». Dans le cas où l'on déterminera que le mercure est effectivement un déchet, il deviendra assujéti à toutes les ententes internationales applicables. Le document cité précise que l'élimination définitive de ce mercure constituerait la « meilleure solution », sur le plan de l'environnement, et qu'il s'agirait de la seule formule durable.

581. La Suède a décidé que ce mercure résiduel pur devait être considéré comme un déchet, et être assujéti à la législation suédoise interdisant l'exportation de déchets de mercure. Les pays signataires de l'OSPAR ont proposé que les mesures à adopter pour éliminer ce mercure résiduel en toute sécurité soient discutées au niveau de l'UE, car les initiatives prises individuellement par les différents pays pourraient avoir un effet sur les paramètres des échanges commerciaux et sur les politiques relatives à la manutention des déchets au sein de l'Union, et entraveraient probablement le fonctionnement du marché commun de l'UE.

582. On craint que l'introduction de grandes quantités de mercure recyclé sur le marché accroisse l'abondance du mercure à bas prix offert à l'échelle mondiale et favorise, voire ravive, l'utilisation généralisée du mercure (pour certaines applications) dans les pays où la législation est moins sévère, les possibilités d'application de la loi moindres et/ou les conditions socio-économiques particulières. Par exemple, on pourrait constater un ralentissement des efforts destinés à accroître l'efficacité de l'utilisation du mercure aux fins de l'extraction de l'or à petite échelle en Amazonie et dans d'autres

¹⁵Calcul de Maxson et Verberne (2000).

¹⁶En 1997, la capacité mondiale de production de chlore en cellules à mercure s'établissait à environ 11 640 000 tonnes (Euro Chlor, 1998). D'après les données recueillies par Maxson et Verberne (2000), indiquant qu'on compte environ 1,8 kg de Hg (dans les cellules) par tonne de capacité de production de chlore, auquel s'ajoutent 10 à 15 p. 100 de mercure facilement récupérable dans d'autres parties des installations, les stocks de mercure associés à la production de chlore dans le monde dépassent 25 000 tonnes. La fourchette de valeurs de 20 000 à 30 000 tonnes proposée traduit une certaine incertitude, liée par exemple au fait que le taux d'efficacité peut être moins élevé dans certaines régions.

régions du monde (voir ci-dessous), activité fondée, du moins en partie, sur les importations de mercure en provenance des pays de l'OCDE (Maxson et Vonkeman, 1996, tels que cités par Scoullou *et al.*, 2000). On peut également penser à l'exportation d'une ancienne usine de production de chlore entière, mercure compris, du Danemark vers le Pakistan. L'intervention du ministre de l'Environnement du Danemark a empêché que la fabrique soit effectivement réassemblée au Pakistan, et les installations ont été rapatriées pour être éliminées. Il s'en est suivi que, en 1999, tous les producteurs de chlore de l'Europe de l'Ouest se sont volontairement engagés devant les autorités à, entre autres, ne pas vendre ni transférer de cellules à mercure à des tierces parties en vue d'une réutilisation après la fermeture des usines.

583. Toutes ces considérations font écho aux discussions se déroulant aux Etats-Unis, où les préoccupations relatives aux effets sur l'environnement ont mené à la suspension, en 1994, des ventes de mercure issu des stocks du gouvernement américain, suspension encore maintenue à l'heure actuelle (EPA, 1997; Sznopek et Goonan, 2000, tels que cités par Scoullou *et al.*, 2000).

584. Toujours en réponse au problème de la perturbation du marché et à la question de la responsabilité sociale, la Fédération européenne des industries du chlore (Euro Chlor) a signé une entente avec la société d'Etat espagnole Miñas de Almadén, l'un des plus gros producteurs et vendeurs de mercure au monde. Selon cette entente, Miñas de Almadén acceptera tous les surplus de mercure en provenance des producteurs de chlore de l'Europe de l'Ouest à la condition que ces surplus se substituent, tonne pour tonne, au mercure qui aurait autrement été extrait (mercure « vierge ») et raffiné pour répondre aux besoins légitimes. Tous les pays de l'Europe de l'Ouest membres d'Euro Chlor ont consenti à transférer leur mercure excédentaire à la société espagnole (ou, au nom du libre-échange et de la compétition, à un autre producteur de mercure européen). Euro Chlor croit pouvoir convaincre les producteurs de l'Europe centrale et de l'Europe de l'Est de se rallier à cet accord. Bien que l'entente montre bien la volonté de toutes les parties d'adopter une position responsable vis-à-vis du problème des surplus de mercure, certains pensent que des contrôles efficaces font défaut en ce qui concerne le lieu de vente et le type d'utilisation de ce mercure.

585. Le Conseil mondial du chlore a fait remarquer que cette entente est étroitement liée aux engagements volontaires pris en 1999 par tous les producteurs de chlore de l'Europe de l'Ouest devant les autorités. Les entreprises admettent qu'il est préférable d'employer le mercure pur issu des cellules désaffectées ou converties d'une manière qui permette de réduire le plus possible la nécessité de mettre en circulation, sur le marché mondial, du mercure vierge provenant de l'extraction. Elles reconnaissent également que si, dans le futur, les surplus de mercure issus de l'industrie de la fabrication de chlore semblent vouloir dépasser la demande subsistante de mercure pour les utilisations légitimes, il faudra en envisager le stockage.

586. Comme on l'a indiqué, les pays occidentaux ne sont pas les seuls à utiliser du mercure pour produire du chlore. Pour des raisons historiques, le procédé au mercure est encore employé dans le monde entier, même si, proportionnellement, il est plus répandu en Europe que dans les autres régions du monde. Au tableau 7.10, on dresse un état de la capacité mondiale et régionale de production de chlore, de même que de la part relative de cette production reposant sur l'utilisation du procédé au mercure.

587. On trouvera au chapitre 8 des renseignements sur les avenues en matière de remplacement du mercure dans la production de chlore, de même que les possibilités techniques de réduire les rejets de mercure des usines de fabrication de chlore employant le procédé au mercure.

Tableau 7.10 Capacité mondiale et régionale de production de chlore en 1992 et 1997, et part relative de cette production reposant sur l'utilisation du procédé au mercure (capacité de production de chlore en tonnes; tableau tiré de Sznopek et Goonan, 2002, eux-mêmes citant la CMAI, 1999)

	Capacité mondiale totale	Amérique du Nord	Amérique du Sud	Europe de l'Ouest	Europe de l'Est	ex-URSS	Afrique	Moyen-Orient	Inde et Pakistan	Asie du Nord-Est	Asie du Sud-Est
Toutes les cellules											
1992	45 394 100 %	13 575 30 %	1 696 4 %	11 223 25 %	1 896 4 %	3 773 8 %	535 1 %	800 2 %	1 523 3 %	9 706 21 %	667 1 %
1997	49 437 100 %	14 686 30 %	1 787 4 %	10 640 22 %	1 791 4 %	3 676 7 %	584 1 %	1 294 3 %	2 135 4 %	11 794 24 %	1 050 2 %
TCAC*	1,72	1,59	1,05	(1,06)	(1,13)	(0,59)	1,77	10,10	6,99	3,94	9,50
Cellules au Hg											
1992	12 625 100 %	2 016 16 %	460 4 %	6 984 55 %	1 437 11 %	248 2 %	295 2 %	263 2 %	898 7 %	0 --	5 nil
1997	11 640 100 %	1 809 16 %	424 4 %	6 445 55 %	1 174 10 %	248 2 %	222 2 %	276 2 %	916 8 %	50 nil	5 nil
TCAC*	(1,61)	(2,14)	(1,62)	(1,59)	(3,94)	0	(5,53)	0,97	0,40	nil	0
% de cellules au Hg											
1992	28	15	27	62	76	7	55	33	59	0	1
1997	24	15	24	61	66	7	38	21	43	nil	nil

*TCAC = taux de croissance annuel composé. Les valeurs entre parenthèses sont négatives.

7.4.2 Recrudescence de l'utilisation du mercure aux fins de l'extraction de l'or

588. Un exemple de la recrudescence de l'utilisation du mercure est le recours à la méthode d'amalgamation au mercure pour l'extraction de l'or, qui a suscité de vives préoccupations chez les personnes s'inquiétant des répercussions du mercure sur l'environnement à l'échelle mondiale. Lacerda (1997a) a décrit et étudié l'utilisation de cette technique de même que l'apport en mercure dans l'environnement occasionné par cette pratique autrefois et de nos jours. L'utilisation du mercure pour l'extraction de l'or et de l'argent remonte à l'Antiquité romaine. L'invention en Amérique coloniale espagnole d'une nouvelle méthode de raffinage (système de la cour d'amalgamation), a permis de produire de l'argent et de l'or à grande échelle en Amérique ainsi qu'en Australie, en Asie du Sud-Est et même en Angleterre. Les rejets de mercure dans la biosphère attribuables à cette activité pratiquée depuis des siècles pourraient avoir dépassé, pour la période 1550-1930, les 260 000 tonnes; en 1930, les gisements d'argent facilement exploitables étaient presque épuisés, et le procédé d'amalgamation au mercure a été en partie remplacé par le procédé de cyanuration, plus efficace, permettant l'extraction de l'or à grande échelle, même à partir de minerais pauvres. À la suite de cette transition, l'amalgamation au mercure a été pour ainsi dire complètement abandonnée comme procédé d'extraction jusqu'aux années 1970.

589. Une flambée exceptionnelle du prix de l'or de même que l'apparition d'une conjoncture socio-économique difficile dans les années 1970 ont entraîné une nouvelle ruée vers l'or, en particulier dans l'hémisphère Sud, à laquelle ont participé plus de dix millions de personnes venues de tous les continents. À l'heure actuelle, l'amalgamation au mercure est la principale technique d'extraction artisanale de l'or en Amérique du Sud (surtout dans le bassin de l'Amazone), en Chine, en Asie du Sud-Est et dans certains pays d'Afrique. Au Brésil, on a produit 5,9 tonnes d'or grâce à l'amalgamation au mercure en 1973. En 1988, cette production avait grimpé à plus de 100 tonnes/an puis, au cours des années 1990, elle a connu un nouveau déclin en raison de la chute du prix de l'or et de l'épuisement des gisements (Université d'Uppsala; comm-3-ngo).

590. Il existe d'autres méthodes d'extraction que l'amalgamation au mercure; si celle-ci est privilégiée, c'est sans doute parce que c'est celle qui exige le moins d'investissement de départ et de connaissances techniques.

591. La liste des pays où l'on sait que l'amalgamation au mercure a été utilisée pour extraire l'or ces dernières années comprend le Brésil, le Venezuela, la Bolivie, la Guyane française, le Pérou, l'Equateur, la Colombie, les Philippines, l'Indonésie, le Vietnam, la Chine (Lacerda, 1997a), le Panama, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, le Ghana, le Zimbabwe (Maxson, 1999, tel que cité par Scoullos *et al.*, 2000), la Tanzanie (Appel *et al.*, 2000), et la Russie (Laperdina *et al.*, 1996). D'après les renseignements contenus dans les commentaires sur les ébauches du présent rapport, on peut y ajouter les pays suivants : Australie, Burundi, Burkina Faso, Costa Rica, Côte d'Ivoire, Inde, Kirghizistan, Mali, Mexique, Mongolie, Mozambique, Afrique du Sud et Suriname.

592. Plus de 200 petites mines auraient été mises en exploitation depuis 1992 dans une province de la Chine après qu'il soit devenu permis de créer des entreprises individuelles. Cela a conduit, d'après Yshuan (communication personnelle, *in* Lacerda, 1997a), à une hausse de 10 p. 100 de la production d'or qui pourrait expliquer les importations relativement importantes de mercure par la Chine soulignées par Sznoppek et Goonan (2000) ainsi que Scoullos *et al.* (2000). Depuis environ deux ans, cependant, les autorités chinoises ont interdit toute extraction artisanale de l'or (et du mercure).

593. Lacerda (1997a) a estimé que les rejets annuels mondiaux de mercure dans l'environnement consécutifs à l'extraction de l'or ont pu atteindre 460 tonnes/an à la fin des années 1980 et au début des années 1990, ce qui équivaut à environ 10 p. 100 de l'ensemble des rejets anthropiques à l'échelle mondiale. Certains secteurs du bassin de l'Amazone sont fortement contaminés au mercure à cause de l'extraction de l'or à petite échelle. L'amalgame d'or et de mercure provenant du procédé d'extraction libère des vapeurs de mercure lorsqu'il est chauffé, à l'une des étapes de la purification. Le mercure est présent non seulement dans les résidus miniers aux sites d'exploitation et aux comptoirs commerciaux, mais aussi dans le sol, les végétaux, les sédiments et les cours d'eau. On a estimé, vers le milieu des années 1990, qu'au moins 95 p. 100 du mercure utilisé aux fins de ce type d'extraction s'échappait dans l'environnement; à partir de là, le métal devient remobilisable et peut intégrer le cycle planétaire du mercure (Maxson et Vonkeman, 1996, tels que cités par Scoullos *et al.*, 2000). L'organisation Greenpeace (2000), citée par les mêmes auteurs, estimait que la consommation totale de mercure pour l'extraction minière de l'or à l'échelle mondiale se chiffrait entre 400 et 500 tonnes/an en 1993-1994; cependant, certains observateurs de l'industrie jugent cette valeur trop élevée, et affirment que la consommation en 1996 pourrait s'être située entre 350 et 450 tonnes. D'autres analystes bien renseignés (MMDD, 2002) considèrent cette estimation trop timide et indiquent que, à l'heure actuelle, il se pourrait que 500 à 1 000 tonnes de mercure soient consommées annuellement par les personnes se livrant à l'extraction artisanale de l'or et de l'argent, volume dont une très importante fraction se retrouverait dans l'environnement. Maxson et Vonkeman (1996), cités par Scoullos *et al.* (2000), ont noté que des quantités considérables du mercure employé à cette fin provenaient de l'Europe ou y transitaient.

594. En 1989, les activités d'extraction de l'or au Brésil ont entraîné le rejet d'au moins 168 tonnes de mercure dans l'environnement. Cela correspond à 80 p. 100 de la somme des rejets de mercure produits dans ce pays cette année-là (somme évaluée à 210 tonnes). La deuxième source en importance au Brésil n'était responsable que de 8 p. 100 des rejets. On ne sait pas ce qu'il est advenu des 67 autres tonnes et, d'après Hylander *et al.* (1994), citant CETEM (1992), il se peut que ces quantités aient également été utilisées pour l'extraction de l'or; donc, les rejets totaux de mercure attribuables à cette activité pourraient avoir atteint 277 tonnes en 1989.

595. Maxson et Vonkeman (1996), cités par Scoullos *et al.* (2000), font remarquer que, officiellement, la vente et l'utilisation de mercure à des fins d'extraction de l'or sont interdites au Brésil mais, de toute évidence, il est difficile de faire respecter cette interdiction dans le bassin de l'Amazone. Selon cette source, on continue d'importer du mercure pour cet emploi, principalement à partir des pays voisins comme la Colombie et le Venezuela, mais aussi à partir de l'Europe (le commerce du mercure est mondial). Ces dernières années, on signale que l'utilisation de mercure à cette fin est en déclin, surtout parce que les gisements d'or accessibles avec des techniques d'exploitation à petite échelle

(« garimpero ») semblent en voie de se tarir (Mercury as a Global Pollutant, 1999). Les données fournies par le ministère national brésilien des mines et de la prospection indiquent que le Brésil a produit 112,5 tonnes d'or en 1988, dont 90 tonnes provenaient de l'extraction de l'or à petite échelle. En 1995, on a déclaré une production totale d'or de seulement 63 tonnes, dont 20 étaient attribuables à l'extraction à petite échelle. Maxson et Vonkeman (1996), cités par Scoullos *et al.* (2000), préviennent qu'il faut prendre ces valeurs avec réserve étant donné que nombre des activités en question échappent au contrôle étatique. Ces mêmes auteurs, cités par Scoullos *et al.* (2000), rappelaient les importations de mercure estimées par CETEM (1993) pour l'année 1992, soit 250 tonnes, dont 150 ont été employées pour l'extraction minière. On présume que cette valeur a diminué pour atteindre environ 100 tonnes en 1996, parallèlement à la chute du prix de l'or par rapport à son niveau des années 1980.

596. Maxson et Vonkeman (1996), cités par Scoullos *et al.* (2000), font remarquer que le prix du mercure n'est certainement pas le facteur déterminant quant à l'utilisation de cet élément aux fins d'extraction artisanale de l'or. Il faudrait que le prix soit considérablement plus élevé pour inciter les intéressés à se servir d'une technologie sans mercure pour extraire l'or à petite échelle.

597. Dans plusieurs pays d'Amérique du Sud, il existe des programmes destinés à promouvoir l'utilisation de matériel d'extraction à base de mercure moins polluant, à accroître le degré de sensibilisation aux dangers du mercure et à fournir de l'aide et des renseignements au sujet des volets environnementaux et sociaux, de l'administration des affaires, etc. Dans le cadre d'autres entreprises, on tente d'évaluer ou d'améliorer la capacité des autorités (et des autres parties intéressées) à faire respecter la réglementation en matière d'environnement dans les régions où l'on se consacre à l'extraction de l'or à petite échelle (d'après le document Mercury as a Global Pollutant, 1999). On est également en train d'appliquer dans un certain nombre de pays de trois continents (voir la section 9.4.6) un plan conjoint de l'ONUDI et du FEM visant à lever les obstacles à l'introduction de technologies moins nuisibles pour l'environnement dans le domaine de l'extraction artisanale de l'or.

598. D'après un chercheur de l'Université d'Uppsala, en Suède, un autre risque pour l'environnement pourrait souvent découler de l'extraction de l'or au moyen des techniques d'amalgamation relativement inefficaces employées par la plupart des gens se livrant à ce type d'activité minière. Étant donné que des quantités d'or considérables restent sur les lieux de l'exploitation après l'amalgamation, par exemple au Brésil, les résidus de la première extraction sont souvent traités de nouveau grâce au procédé de cyanuration (Hylander, 2001). Le cyanure est lui aussi toxique pour l'environnement, mais son avantage par rapport au mercure d'être dégradé et non bioaccumulable.

599. Au chapitre 8, on trouve de l'information sur les moyens de prévenir ou de réduire les rejets de mercure associés à l'extraction minière artisanale de l'or.

8 Technologies et pratiques de prévention et de réduction des rejets

8.1 Aperçu

600. Le présent chapitre résume l'information recueillie dans le monde sur les technologies et les pratiques de prévention et de réduction des rejets – ainsi que sur leur rentabilité – employées pour éviter et/ou limiter les rejets de mercure, ce qui englobe l'utilisation de produits de substitution appropriés, le cas échéant.

601. Comme il est indiqué au chapitre 6, les sources de rejets de mercure dans la biosphère peuvent être classées en quatre catégories principales (la dernière catégorie n'étant pas clairement expliquée dans nombre de rapports en la matière) :

- sources naturelles – rejets dus à la mobilisation naturelle du mercure présent naturellement dans l'écorce terrestre, par l'activité volcanique et la météorisation;
- rejets anthropiques courants (associés à l'activité humaine) résultant de la mobilisation d'impuretés de mercure présentes dans des matières premières, telles que les combustibles fossiles – en particulier le charbon et, à un moindre degré, le gaz et le pétrole – et d'autres minerais extraits, traités et recyclés;
- rejets anthropiques courants (associés à l'utilisation intentionnelle du mercure dans des produits et des procédés) résultant de rejets dans les procédés de fabrication, de fuites, de l'élimination ou l'incinération de produits usés, etc.;
- remobilisation de rejets historiques anthropiques déposés antérieurement dans les sols, les sédiments, les plans d'eau, les décharges et les terrils.

602. La figure 8.1 illustre ces principales catégories de rejets ainsi que les principales options de prévention et de réduction des rejets.

603. Les rejets dus à la mobilisation naturelle et à la remobilisation de rejets anthropiques historiques – déposés antérieurement dans les sols, les sédiments et les plans d'eau – sont mal compris et sont pratiquement incontrôlables par l'homme. Les deux autres catégories sont celles des rejets courants dus aux activités humaines. Pour réduire en totalité ou en partie ces rejets, il faut :

- investir dans des systèmes de réduction des rejets résultant de l'utilisation de matières premières contaminées par le mercure; trouver des produits de remplacement à ces matières premières (principale source de rejets associés à des utilisations non intentionnelles de mercure);
- éviter ou limiter l'utilisation du mercure dans les produits et les procédés (principale source de rejets associés à des utilisations intentionnelles de mercure).

604. Les méthodes employées pour prévenir ou réduire les rejets de mercure à partir de ces sources varient considérablement selon les conditions locales, mais elles entrent généralement dans l'un ou l'autre des quatre groupes ci-après.

- A. Réduction de l'exploitation minière du mercure et de la consommation de matières premières et de produits responsables des rejets de mercure.

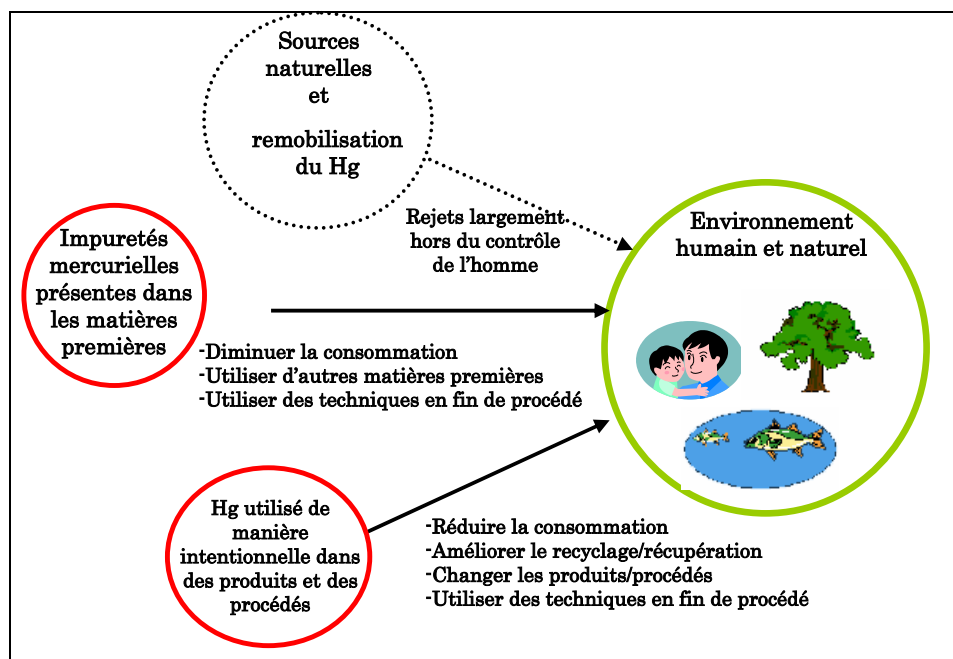


Figure 8.1 Principales sources de rejets de mercure dans l'environnement et principales options de réduction.

- B. Substitution (ou élimination) de produits, de procédés et de pratiques contenant ou utilisant du mercure par des solutions de rechange sans mercure.
- C. Contrôle des rejets de mercure par l'utilisation de techniques en fin de procédé.
- D. Gestion des déchets contenant du mercure.

605. Les deux premières séries de mesures sont des mesures « préventives » – qui peuvent éviter que certaines utilisations ou rejets du mercure aient lieu¹⁷. Les deux dernières sont des mesures « de réduction » qui peuvent limiter ou retarder certains rejets dans l'environnement. À l'intérieur de ces quatre catégories très générales, on trouve de nombreuses techniques et de stratégies qui permettent de gérer les rejets de mercure et les expositions au mercure. Leur application éventuelle par les différents pays est fonction des priorités gouvernementales et locales, de l'information et de la formation concernant les risques possibles, du cadre juridique, du degré d'application de la législation, des coûts d'investissement, des avantages perçus et d'autres facteurs.

A. Réduction de la consommation de matières premières et de produits responsables de rejets de mercure

606. La diminution de la consommation de matières premières et de produits responsables des rejets de mercure est une mesure préventive que l'on utilise le plus souvent dans les cas des produits et des procédés contenant du mercure, mais une réduction des rejets peut aussi être le résultat d'une utilisation plus efficace des matières premières et des combustibles dans la production d'électricité. Ce groupe de mesures pourrait comprendre le choix d'une autre matière première, comme le gaz naturel au lieu du charbon, pour la production d'électricité ou l'utilisation d'un type de charbon qui, parce qu'il renferme des composants particuliers (p. ex. davantage de chlore), lorsqu'il brûle, produirait des émissions de mercure plus faciles à limiter que celles produites par d'autres types de charbon.

¹⁷ « Par « prévention de la pollution », on entend toute pratique qui réduit la quantité d'un polluant entrant dans le flux de déchets ou qui est autrement rejeté dans l'environnement avant le recyclage, le traitement ou l'élimination. Elle peut inclure un vaste éventail d'activités, comme la réduction de l'utilisation de substances toxiques, la substitution de matières, la modification d'un procédé ou de l'équipement et le recours à de meilleures pratiques de gestion.

607. Une autre approche possible dans certaines régions est l'utilisation de charbon dont la teneur en mercure à l'état de traces est plus faible (les concentrations de mercure semblent varier énormément dans certaines régions selon l'origine des matières premières). Cette approche présente cependant certains problèmes et limitations. Ainsi, comme dans le cas des sociétés de services publics qui préfèrent s'approvisionner en pétrole brut à faible teneur en soufre, certaines centrales pourraient être prêtes à payer davantage pour un charbon à faible teneur en mercure, ce qui aurait pour effet de diminuer la valeur marchande du charbon à teneur en mercure plus élevée et, par le fait même, d'accroître la consommation de ce type de charbon dans des régions faisant l'objet de mesures de réduction des émissions moins strictes. Ajoutons que des données récentes provenant des États-Unis indiquent que les teneurs en mercure du charbon utilisé dans ce pays ne varient que très peu.

608. Néanmoins, ces mesures préventives sont généralement rentables, sauf quand la matière première de substitution coûte nettement plus cher ou quand d'autres problèmes limitent l'application de cette approche.

B. Substitution de produits et de procédés contenant ou utilisant du mercure

609. La substitution de produits et de procédés contenant ou utilisant du mercure par des produits ou procédés exempts de mercure pourrait être l'une des mesures préventives susceptibles d'avoir la plus grande incidence sur tous les flux de mercure dans l'économie et l'environnement. Elle pourrait limiter sensiblement les quantités de mercure présentes dans les maisons (et limiter les rejets accidentels de mercure dus notamment aux bris de thermomètres), dans l'environnement, dans le flux des déchets, dans les émissions des incinérateurs et dans les décharges. La substitution présente généralement un bon rapport coût-efficacité, d'autant plus qu'elle est de plus en plus exigée par le marché. Ce groupe de mesures comprendrait aussi la substitution des combustibles non fossiles aux combustibles fossiles dans les centrales.

610. Par ailleurs, il serait faux de supposer que la substitution est toujours la meilleure solution. Ainsi, dans le cas des lampes fluorescentes à haut rendement énergétique, pour autant qu'il n'existe pas de produits de remplacement concurrentiels exempts de mercure, il est généralement préférable du point de vue du cycle de vie du produit d'utiliser une lampe fluorescente au mercure à haut rendement énergétique plutôt qu'une lampe à incandescence sans mercure à moins bon rendement énergétique, dans le contexte des pratiques actuelles de production de l'électricité¹⁸.

C. Contrôle des émissions de mercure par l'utilisation de techniques en fin de procédé

611. La réduction des émissions de mercure à l'aide de techniques mises en œuvre en fin de procédé (p. ex. la filtration des gaz de combustion) pourrait être particulièrement appropriée dans le cas des matières premières contenant du mercure à l'état de traces, notamment celles employées dans les centrales à combustible fossile, les cimenteries (où la chaux utilisée comme matière première contient souvent du mercure à l'état de traces), les opérations d'extraction et de traitement de matières premières de base telles que le fer et l'acier, le ferromanganèse, le zinc, l'or et autres métaux non ferreux et, finalement, le traitement de matières premières secondaires telles que la ferraille. Les technologies

¹⁸ Une lampe ordinaire (à incandescence) consomme beaucoup plus d'énergie pour un même rendement lumineux qu'une lampe fluorescente et génère donc plus d'émissions de mercure, si l'on suppose que la majeure partie de l'énergie est produite par des combustibles fossiles. Selon le bulletin n° 3 (1993) et les bulletins n°s 1 et 4 (1994) de l'*International Association for Energy-Efficient Lighting* (IAEEL), le surplus d'énergie consommée par une lampe à incandescence génère 2,6 fois plus de mercure que ne le fait une lampe fluorescente compacte moyenne de même intensité lumineuse, et jusqu'à 12 fois plus de mercure que ne le fait une lampe fluorescente contenant peu de mercure, même si l'on présume que tout le mercure que contient la lampe à incandescence sera éventuellement rejeté dans l'environnement. (Comme il est mentionné dans le corps du texte, la teneur en mercure des lampes fluorescentes varie grandement.) Ces chiffres sont basés sur le mélange des sources d'énergie utilisées aux États-Unis pour la production de l'électricité, à savoir 56 % de charbon, 9 % de gaz naturel, 4 % de mazout et 31 % de combustibles non fossiles. Le mélange des sources d'énergie utilisées par les pays européens est semblable, mais il diffère considérablement dans certains pays, dont la Norvège et la Suède, qui dépendent davantage de l'hydroélectricité. Le recyclage des lampes à haut rendement énergétique réduit encore plus les effets sur l'environnement.

conçues pour réduire les émissions de SO₂, de NO_x et de particules des chaudières au charbon et des incinérateurs ne sont pas encore très répandues dans le monde, mais elles peuvent jouer un certain rôle dans la réduction des émissions de mercure. Dans le cas des chaudières au charbon, la réduction va de 0 à 96 p.100, suivant le type de charbon, la conception de la chaudière et l'équipement anti-émissions. En général, plus la classe du charbon est basse, plus la réduction de la teneur en mercure sera faible; cependant, la réduction peut aussi varier à l'intérieur d'une classe de charbon donnée. Des technologies visant à mieux maîtriser les émissions de mercure sont en développement et ont atteint la phase des essais, mais elles ne sont pas encore commercialisées. À long terme, les stratégies de réduction intégrées ciblant des rejets de polluants multiples, y compris le SO₂, les NO_x, les particules et le mercure, seront peut-être plus rentables. Soulignons toutefois que les technologies de réduction mises en œuvre en fin de procédé, bien qu'atténuant la contamination de l'atmosphère par le mercure, produisent quand même des déchets contenant du mercure qui peuvent être des sources futures d'émissions et qui doivent être éliminés ou réutilisés d'une manière écologiquement rationnelle.

D. Gestion des déchets contenant du mercure

612. Les déchets contenant du mercure, y compris ceux récupérés par des technologies mises en œuvre en fin de procédé, représentent une catégorie particulière de rejets de mercure pouvant atteindre des populations éloignées de la source de mercure initiale. La gestion des déchets contenant du mercure (correspondant à la quatrième mesure susmentionnée) peut consister soit à rendre inerte le mercure contenu dans les déchets et à enfouir ceux-ci dans une décharge contrôlée, soit à enfouir les déchets dans une décharge sans les avoir traités au préalable. En Suède, la seule méthode d'élimination acceptable des déchets contenant du mercure est le « stockage définitif » du déchet traité, en enfouissement profond, bien que certains aspects techniques de cette méthode n'aient pas encore été définis (voir l'information ci-après).

613. La gestion des déchets contenant du mercure gagne en complexité à mesure qu'augmentent les quantités de mercure récupérées et que se diversifient les sources de mercure, notamment : les filtres à gaz, les boues provenant des fabriques de chlore, les cendres, les scories et les résidus minéraux inertes ainsi que les tubes fluorescents usagés, les piles et d'autres produits qui sont rarement recyclés. La plupart des pays autorisent la présence de faibles teneurs en mercure dans les déchets mis en décharge, tandis que certains n'autorisent l'enfouissement des déchets contenant du mercure que dans des décharges équipées de technologies améliorées de réduction des rejets de mercure qui permettent de limiter la lixiviation et l'évaporation du mercure. Le coût d'élimination des déchets contenant du mercure est tel dans certains pays que de nombreux producteurs sont actuellement à la recherche de solutions de rechange qui leur permettraient d'éviter de générer des déchets contenant du mercure et d'avoir à s'occuper de leur élimination. La gestion des déchets contenant du mercure, telle que pratiquée le plus couramment aujourd'hui, c'est-à-dire en respectant la réglementation nationale et locale, demande de plus en plus une vision et des investissements à long terme. Une gestion adéquate des déchets contenant du mercure est importante si l'on veut limiter les rejets provenant notamment de thermomètres et de manomètres cassés ou, encore, les rejets graduels dus à certaines applications (p. ex. autocommutateurs¹⁹, amalgames dentaires). En outre, comme il existe une demande du marché pour le mercure, la collecte de produits contenant du mercure en vue de leur recyclage limite le besoin de nouvelles exploitations minières de mercure.

¹⁹ Dans les aciéries secondaires des États-Unis où l'on procède à la transformation d'automobiles et d'appareils en fin de cycle de vie utile, on croit que la source prédominante de mercure est celle provenant des composants entrant dans la fabrication des automobiles ou des appareils et non celle provenant des impuretés naturelles. Les composants renfermant du mercure les plus préoccupants sont les commutateurs. Des technologies de contrôle des émissions ou des programmes efficaces de démontage et de collecte des commutateurs sont donc nécessaires pour limiter les rejets de mercure. Pour obtenir des ouvrages de référence à ce sujet, consulter les documents *Mercury Task Force Report* du *Department of Environmental Protection* (DEP) du New Jersey (décembre 2001) et *Plan to Reduce Mercury Releases from Motor Vehicles* (DEP) du Maine (janvier 2002), sur leur site Web respectif. Soulignons que certaines aciéries secondaires d'Europe peuvent différer d'autres régions sur le plan de la réduction des émissions en raison de restrictions imposées à la vente de nouvelles voitures avec des commutateurs au mercure. Ces restrictions sont entrées en vigueur en 1993 en Suède, et les fabricants d'automobiles d'autres régions d'Europe les ont appliquées par la suite.

Mesures de prévention et de réduction des émissions

614. Comme il est illustré à la figure 8.1, une combinaison judicieuse de mesures de prévention et de réduction des émissions est un moyen efficace d'assurer une gestion optimale des rejets de mercure. Dans les paragraphes qui suivent, on indique comment des mesures de prévention et de réduction pourraient être combinées et appliquées aux principales sources de rejets anthropiques de mercure décrites dans les chapitres précédents.

- Il est possible de réduire les émissions produites par les **incinérateurs de déchets municipaux et médicaux** en triant la faible fraction des déchets qui peut contenir du mercure, avant l'incinération. Aux États-Unis, par exemple, des collectes gratuites de déchets ménagers contenant du mercure ont obtenu un franc succès et ont permis de recueillir des quantités importantes de produits contenant du mercure, y compris des flacons de mercure élémentaire. Des programmes de tri ont également obtenu du succès dans le secteur hospitalier, et un certain nombre d'hôpitaux se sont engagés à s'abstenir d'acheter des produits contenant du mercure par l'adoption de programmes concertés entre l'industrie, les organisations non gouvernementales et le gouvernement. Cependant, les programmes de tri sont parfois difficiles ou coûteux à mettre en œuvre à une grande échelle, en particulier quand le grand public est mis à contribution. En pareil cas, une meilleure solution à long terme serait d'encourager fortement le remplacement des produits contenant du mercure par des produits sans mercure. Comme solution à moyen terme, des programmes de tri peuvent être mis en place, et le mercure peut être piégé dans les gaz de combustion. On peut réduire relativement bien les émissions de mercure provenant des incinérateurs municipaux et médicaux en ajoutant du charbon actif à l'équipement de réduction des particules et du SO₂ déjà en place; cependant, cette technique n'est pas efficace à 100 p. 100 et, en outre, le procédé produit lui-même des déchets contenant du mercure.
- Le problème des émissions de mercure provenant des **chaudières des services publics et autres**, surtout celles fonctionnant au charbon, peut être traité efficacement au moyen de différentes approches : épuration préalable du charbon, réduction des quantités de charbon consommées par une augmentation de l'efficacité énergétique, mise en œuvre de techniques en fin de procédé, telles que l'épuration des gaz brûlés ou l'utilisation de combustibles autres que le charbon, le cas échéant. Une autre approche possible serait peut-être l'utilisation de charbon à teneur en mercure plus faible. L'épuration du charbon, ainsi que d'autres techniques de traitement préalable, peut certainement être utilisée pour réduire les émissions de mercure lorsque cela est viable et rentable. Un piégeage additionnel du mercure peut aussi être effectué par l'introduction d'un matériau absorbant en amont des systèmes de réduction du SO₂ et des particules déjà en place. De telles technologies complémentaires sont en développement et ont atteint la phase des essais, mais elles ne sont pas encore commercialisées. De plus, les sous-produits de ces procédés sont des sources potentielles d'émissions futures et doivent être éliminés ou recyclés d'une manière écologiquement acceptable.
- Il est possible de réduire les émissions dues à la présence de **mercure à l'état de traces dans les matières premières**, notamment celles employées dans les industries cimentière, métallurgique ou minière, en ayant recours à des techniques de réduction en fin de procédé et, parfois, en choisissant des matières premières à plus faible teneur en mercure à l'état de traces, quand cela est possible.
- Les émissions dues aux procédés de **traitement de la ferraille**, ou celles provenant de parcs à ferrailles, de déchiqueteurs et d'aciéries secondaires, résultent surtout de la présence de commutateurs électriques des phares d'appoint et des systèmes ABS (systèmes de freins anti-blocage) dans les véhicules automobiles; une solution pourrait donc être la mise en place de programmes efficaces de démontage et de collecte des commutateurs.
- Il est possible de réduire les émissions de mercure et les risques pour la santé associés aux **exploitations aurifères artisanales** en faisant appel à des programmes de formation des mineurs et de leurs familles sur les dangers auxquels ils s'exposent; en favorisant des techniques qui sont plus sûres et qui n'utilisent pas ou qui utilisent peu de mercure; lorsque cela est possible, en créant des ateliers où les mineurs peuvent apporter leurs minerais concentrés pour les soumettre à un procédé final de raffinage. Certains pays ont essayé d'interdire l'utilisation du mercure par des mineurs artisanaux. Cette interdiction pourrait favoriser l'utilisation d'installations de traitement centralisées, mais son application pourrait se révéler difficile.

- Il est possible de réduire considérablement les rejets de mercure et les expositions professionnelles dans les **fabriques de chlore** par l'application de mesures strictes de comptabilisation du mercure et de « bonne gestion » visant à empêcher la dispersion du mercure, par une filtration efficace de l'air évacué à l'extérieur de l'installation et par la mise en place de bonnes pratiques de manutention et d'élimination des déchets contenant du mercure. Un certain nombre de techniques de prévention peuvent être utilisées pour réduire les émissions atmosphériques de mercure. Aux États-Unis, les fabriques de chlore ont mis au point un système basé sur l'utilisation de rayons ultraviolets pour détecter la présence de fuites de mercure provenant de l'équipement de production; ces fuites sont colmatées par la suite. On laisse refroidir l'équipement avant de l'ouvrir, ce qui réduit les fuites de mercure dans l'atmosphère. On peut aussi utiliser un détecteur de vapeur de mercure en continu pour détecter les fuites et alerter les employés pour qu'ils puissent prendre des mesures appropriées. La solution à long terme généralement acceptée consiste à encourager la conversion à des technologies sans mercure.
- Il est possible de réduire les rejets de mercure et les expositions résultant de produits qui contiennent du mercure – **peintures, savons, divers types de commutateurs, thermostats, thermomètres, manomètres, baromètres, solutions pour lentilles de contact, produits pharmaceutiques et cosmétiques** – en les remplaçant par des produits sans mercure.
- Il est possible de réduire les rejets de mercure provenant des **cabinets dentaires** en préparant les amalgames au mercure d'une manière plus efficace, en remplaçant ces amalgames par d'autres produits et en installant des siphons appropriés dans les systèmes d'évacuation des eaux.
- La seule manière de réduire les émissions de mercure produites par les amalgames dentaires pendant la **crémation** consiste soit à retirer ces amalgames avant la crémation, ce qui n'est pas une pratique courante, soit à filtrer les émissions quand cette pratique a lieu dans un crématoire. Comme les systèmes d'épuration des fumées coûtent cher, l'approche privilégiée sera probablement celle de la prévention, c'est-à-dire l'utilisation de matériaux autres que des amalgames de mercure pour les traitements dentaires courants.
- Dans les cas **d'élimination sauvage de produits ou de déchets contenant du mercure**, il est possible de limiter les rejets résultant de telles pratiques en rendant celles-ci illégales et en appliquant strictement la loi, en facilitant l'accès aux installations de traitement de déchets toxiques et, à plus long terme, en réduisant les quantités de mercure utilisées par l'entremise d'une série de mesures favorisant la substitution de produits sans mercure aux produits et aux procédés utilisant du mercure.

615. Compte tenu du vaste éventail de mesures de restrictions et de mesures de réduction applicables aux produits et aux procédés qui contiennent ou utilisent du mercure (voir le résumé présenté au tableau 8.1 ci-après) et des importantes ressources requises (qui vont en augmentant) pour assurer la surveillance et l'application adéquates de ces mesures, on comprend mieux la déclaration faite par le ministre de l'Environnement du Japon (JME, 1997) concernant le désastre de Minamata et les difficultés qu'a eues le Japon à se remettre de cette expérience :

[Traduction] « *D'un point de vue strictement économique, il faut investir beaucoup d'argent et de temps pour réparer de tels dommages; cependant, lorsque l'on compare les coûts engagés à ceux des mesures qui, si elles avaient été prises, auraient pu prévenir la pollution, permettre cette pollution n'est certainement pas une option économiquement souhaitable.* »

Tableau 8.1. Mesures de restriction et de réduction des rejets applicables au mercure (adapté de la présentation au Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov)

Restrictions applicables à la production, à l'utilisation et à la gestion du mercure dans divers pays
<ul style="list-style-type: none"> • Eviter ou limiter l'utilisation intentionnelle du mercure dans les procédés. • Eviter ou limiter les rejets directs de mercure dans l'environnement dus à des procédés industriels (fabriques de chlore et industrie métallurgique). • Mettre en place des technologies de réduction des émissions de mercure provenant de la combustion des combustibles fossiles et du traitement de minerais. • Eviter ou limiter les rejets de mercure dans les systèmes de traitement des eaux usées. • Eviter ou limiter l'utilisation de technologies obsolètes et/ou exiger l'utilisation des meilleures technologies existantes pour prévenir ou limiter les rejets de mercure. • Eviter ou limiter les produits contenant du mercure dans le commerce national. • Eviter que des produits contenant du mercure soient exportés. • Eviter ou limiter l'utilisation de produits déjà achetés contenant du mercure ou ses composés. • Limiter la teneur en mercure autorisée en tant qu'impureté dans les produits utilisés en gros volume (emballage, etc.). • Limiter les teneurs en mercure autorisées dans les produits alimentaires du commerce, en particulier le poisson, et proposer des conseils (basés sur les mêmes valeurs limites ou d'autres) concernant la consommation de poissons contaminés.
Restrictions applicables à l'élimination de déchets contenant du mercure dans plusieurs pays
<ul style="list-style-type: none"> • Eviter que le mercure contenu dans les produits et procédés soit rejeté directement dans l'environnement, par un ramassage efficace des déchets. • Eviter que les déchets contenant du mercure provenant de produits et de procédés soient mélangés avec des déchets moins dangereux dans le flux des déchets, en assurant une collecte et un traitement séparés. • Eviter ou limiter les rejets de mercure dans l'environnement dus au traitement de déchets ménagers, dangereux et médicaux par l'utilisation des technologies de contrôle des émissions. • Fixer des valeurs limites pour les teneurs en mercure autorisées dans les boues des stations d'épuration pour l'épandage sur des terrains agricoles. • Limiter l'utilisation de résidus d'incinération solides dans la construction des routes, les travaux publics et autres applications. • Eviter que le mercure usé et recyclé soit réintroduit sur le marché.
Options de réduction des rejets de mercure envisagées
<ul style="list-style-type: none"> • Eviter ou limiter l'extraction du mercure à partir de l'écorce terrestre. • Eviter ou limiter la commercialisation du mercure récupéré en tant que sous-produit durant l'extraction d'autres minerais ou combustibles fossiles (activités d'extraction de métaux non ferreux et épuration du gaz naturel). • Gérer le commerce du mercure pur afin de le limiter à des utilisations essentielles prédéfinies et d'assurer une manutention sans danger pour l'environnement (méthodes semblables à celles employées pour les déchets dangereux). • Limiter les teneurs en mercure autorisées en tant qu'impuretés dans les carburants et d'autres minéraux en vrac.

8.2 Substitution

616. Comme il est décrit au chapitre 6, l'utilisation délibérée du mercure dans les produits et les procédés contribue de façon importante à sa mobilisation et à son rejet dans l'environnement. Vu l'accroissement de la sensibilisation générale aux effets négatifs du mercure sur la santé humaine et sur l'environnement, un certain nombre de pays ont fait des efforts spéciaux pour limiter l'utilisation du mercure et ont obtenu un certain succès à cet égard. Au Canada, au Danemark, en Norvège, en Suède et aux Etats-Unis, entre autres, on a constaté une diminution considérable du nombre d'applications ainsi que des quantités de mercure utilisées, surtout au cours des 15 à 20 dernières années. Néanmoins, comme de nombreux produits renfermant du mercure ont une longue vie utile, il ne faut pas oublier que


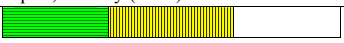
même si un pays décide d’interdire la commercialisation et l’utilisation du mercure dans la plupart des produits, il peut s’écouler des décennies avant que la majeure partie du mercure utilisé soit recueillie et retirée de la circulation.

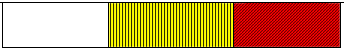
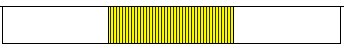
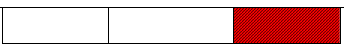


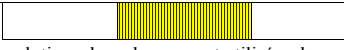
617. Aujourd’hui, des solutions de rechange existent dans le commerce pour pratiquement toutes les applications du mercure, ce qui permettrait un arrêt quasi total de l’utilisation du mercure dans les pays qui poursuivent un tel objectif. Cependant, les expériences suédoises et danoises montrent que les administrations publiques doivent prendre un engagement ferme et avoir une stratégie claire en place. Pendant la mise en œuvre de l’interdiction suédoise frappant l’utilisation du mercure dans les produits (sauf pour quelques produits bénéficiant d’une exemption), on a mené des recherches sur des produits pouvant être substitués à des instruments et à des composants électriques contenant du mercure. On a découvert que si plusieurs applications du mercure étaient graduellement éliminées, il en apparaissait, étonnamment, de nouvelles – comme dans l’équipement électronique – même si des technologies de rechange existaient. On a conclu que les utilisateurs de produits contenant du mercure étaient confrontés à quatre obstacles principaux dans leurs tentatives de recherche de solutions de rechange viables. Les voici.

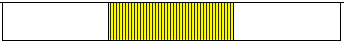
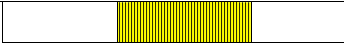
- Efforts de conception et d’essai (p. ex. exigences à remplir pour des raisons de sécurité).
- Coûts plus élevés et concurrence plus forte.
- Attitudes envers les solutions de rechange et connaissance de celles-ci – même parmi les fournisseurs d’équipement.
- Recours à des mesures internationalement normalisées.


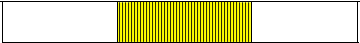
618. Ce ne sont pas des obstacles insurmontables, mais ceux-ci peuvent exiger un programme approprié d’information et d’incitatifs. Un sommaire des produits usuels et des produits de remplacement du mercure est fourni au tableau 8.2 ci-après. Ce tableau donne un aperçu de la vaste gamme des applications du mercure, mais il ne contient pas toutes les applications ni tous les produits de remplacement possibles. Pour obtenir un complément d’information, il suffit de consulter les ouvrages de référence mentionnés, tout particulièrement la présentation du Conseil des ministres des pays nordiques (sub84gov).

Tableau 8.2 *Sommaire des solutions de rechange aux principales utilisations du mercure et indications de leur coût relatif (voir la remarque sous le tableau).*

Produit ou application	Solution(s) de rechange	Coût général par rapport à la technologie au mercure
Utilisation du procédé à cathode de mercure pour la production de chlore, d’alcalis, d’hydroxyde de sodium et d’hydroxyde de potassium.	La meilleure technologie existante pour la production de chlore serait le procédé à membrane. Le procédé au diaphragme sans amiante peut également être considéré comme l’une des meilleures technologies à cet égard.	 <p>Les coûts des investissements requis pour la conversion à de nouveaux procédés sont importants, mais les coûts de l’électricité et des matières premières (qui représentent ensemble environ la moitié des coûts d’exploitation totaux) pour le procédé à membrane, de même que le coût du traitement et d’élimination des déchets, sont inférieurs à ceux du procédé à cathode de mercure. EIPPCB (European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau) (2000), US EPA (1993), mémoire au Conseil des ministres des pays nordiques, Lindley (1997).</p>
Amalgames dentaires	En raison des progrès technologiques réalisés ces dernières années, diverses nouvelles solutions de rechange (argent froid, gallium, céramique, porcelaine, polymères, composés, ionomères de verre, etc.) aux amalgames de mercure sont offertes sur le marché. Cependant, le Conseil national de la santé du Danemark n’estime pas que les solutions de rechange soient entièrement capables de remplacer les amalgames de mercure dans tous les cas (obturations de molaires adultes), et c’est également la position suédoise actuelle. Même les solutions de rechange viables ne sont pas encore largement connues ou acceptées dans nombre des pays, car les praticiens trouvent généralement plus facile de continuer à employer des techniques qu’ils connaissent bien.	 <p>Certaines solutions de rechange coûtent plus ou moins cher ou sont plus ou moins faciles à appliquer que les amalgames de mercure, mais aucune d’entre elles n’exige un équipement spécialisé de traitement des eaux usées dont les professionnels dentaires ont besoin pour satisfaire aux règlements environnementaux dans nombre de pays. KEMI (1998), mémoire au Conseil des ministres des pays nordiques, Gustafsson (2001), US EPA (1997).</p>

Produit ou application	Solution(s) de rechange	Coût général par rapport à la technologie au mercure
Piles bouton à l'oxyde mercurique et au mercure-zinc (applications médicales)	Des piles zinc-air pratiquement exemptes de mercure et d'autres solutions de rechange aux piles bouton (qui contiennent moins de 10 mg de mercure) existent depuis plusieurs années. Nombre de fabricants ne produisent plus de piles à l'oxyde mercurique ou de piles mercure-zinc, mais ces piles demeurent un problème important dans le flux de déchets municipaux de la plupart des pays.	 <p>Le coût des solutions de rechange peut souvent être plus élevé que celui des piles à l'oxyde mercurique ou des piles mercure-zinc, mais les municipalités peuvent éviter de coûteux systèmes de collecte et d'élimination.</p>
Autres types de piles	Pratiquement tous les autres types de piles existent maintenant dans des versions standard et rechargeables sans mercure et sans cadmium. Seules les installations plus anciennes de fabrication de piles peuvent continuer à produire des piles au moyen d'anciennes techniques et de matériaux désuets.	 <p>Bien qu'on puisse difficilement établir des comparaisons parmi les nombreuses piles actuellement sur le marché (et compte tenu de l'augmentation de la capacité des piles), le coût des piles sans mercure standard est à peu près le même que celui des piles qu'elles remplacent. Les piles rechargeables, en revanche, particulièrement les piles rechargeables sans cadmium, coûtent sensiblement plus cher, mais leur coût diminue de beaucoup si elles sont rechargées plus de 10 ou 15 fois.</p>
Thermomètres médicaux	Il existe de nombreuses solutions de rechange aux thermomètres au mercure cliniques, y compris les thermomètres électriques et électroniques, les thermomètres jetables à usage unique, les thermomètres en verre contenant un « alliage » Ga/In/Sn (gallium/indium/étain), etc.	 <p>Utilisés la plupart du temps pour mesurer la température du corps, les thermomètres électroniques sont devenus la norme au Danemark et dans d'autres pays. Bien qu'ils demeurent légèrement plus chers que les thermomètres de verre au mercure, leur prix a baissé considérablement ces dernières années. D'autres solutions de rechange sont également plus chères, bien que le coût du thermomètre Ga/In/Sn récemment mis sur le marché doive se rapprocher de celui des anciens thermomètres au mercure avec le temps.</p>
Autres thermomètres	<p>Les thermomètres non médicaux sont très largement répandus. Dans ceux-ci, le mercure peut être remplacé par d'autres liquides, des gaz et des capteurs électriques et électroniques (probablement les plus courants). Le choix de la solution de rechange est fonction de la fourchette de températures, de l'application spécifique et du besoin de précision. (Les thermomètres au mercure sont inutiles aux températures au-dessous de -39 °C, quand le mercure devient solide).</p> <p>Pour la lecture des températures dans les bâtiments, un dispositif bimétallique est souvent utilisé. Un thermomètre Pt 100 ou un thermocouple peut aussi être utilisé quand une mesure de température doit être transmise à un régulateur ou à un enregistreur de température.</p> <p>Les solutions de rechange électroniques ont plusieurs avantages par rapport au mercure. Un thermomètre peut être réglé pour différentes fourchettes de mesure et peut remplacer à lui seul plusieurs thermomètres au mercure. De plus, on peut lire les températures par technologie numérique et les enregistrer à distance, ce qui permet de réduire les risques d'erreur humaine et les dépenses de fonctionnement.</p> <p>Pour un nombre très restreint d'applications de précision, des thermomètres au mercure sont encore privilégiés pour des raisons techniques (étalonnage d'autres types de thermomètre, respect les normes internationales, etc.)</p>	 <p>L'éventail des solutions de rechange et d'applications du mercure est extrêmement vaste, et leur prix varient tout autant, ce qui ne signifie pas que leur coût soit nécessairement plus élevé. Soulignons également que si le coût initial d'un thermomètre en verre au mercure est inférieur à celui d'un dispositif électronique, les thermomètres en verre au mercure cassent plus fréquemment. Un thermomètre électronique peut donc remplacer à lui seul plusieurs thermomètre au mercure. Si un coût annuel est calculé, le prix d'un appareil de mesure électronique n'est probablement pas plus élevé que celui du dispositif au mercure qu'il remplace.</p> <p>Gustafsson (1997), mémoire au Conseil des ministres des pays nordiques, Rasmussen (1992).</p>
Utilisation du mercure en laboratoire	Il est entièrement possible de limiter l'utilisation du mercure dans les laboratoires scolaires ou universitaires à certaines utilisations spécifiques et contrôlables (principalement pour des témoins et des réactifs standard).	 <p>Cette initiative a déjà été incluse dans la législation suédoise et danoise. Les solutions de rechange ne sont généralement pas plus chères, et la nécessité de réduire les sources de mercure dans les laboratoires est considérablement diminuée.</p>
Pesticides et biocides pour différents produits et procédés	<p>L'utilisation du mercure dans les pesticides et les biocides a été abandonnée ou interdite dans nombre de pays. Deux solutions de rechange principales ont été favorisées :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) utilisation des procédés n'exigeant pas de pesticides/biocides chimiques; 2) utilisation de substances facilement dégradables et étroitement ciblées dont les effets sur l'environnement sont minimaux. 	 <p>Ces solutions de rechange sont utilisées dans nombre de pays. La gamme de produits et d'applications est trop diverse pour que l'on puisse faire des comparaisons de coûts définitives; cependant, dans la majorité des cas, leurs coûts devraient être à peu près comparables et leurs avantages environnementaux, considérables.</p>

Produit ou application	Solution(s) de rechange	Coût général par rapport à la technologie au mercure																
<p>Equipement de mesure et de régulation de la pression</p>	<p>Le mercure est employé comme « liquide lourd » dans les manomètres, les manostats et les transmetteurs de pression. Ces applications peuvent être remplacées sans qu'il y ait une perte d'exactitude ou de fiabilité. Trois technologies principales sont employées :</p> <ul style="list-style-type: none"> • membranes souples; • cristaux piézoélectriques et autres capteurs qui modifient une certaine propriété physique quand la pression change; • capteurs de pression à fibres optiques, basés sur la transmission de la lumière. <p>Dans les manomètres à tube en U, les baromètres et autres types de manomètres, le mercure est employé pour indiquer sans interruption les différences de pression. Ici, le mercure peut être remplacé par un autre liquide, par un gaz ou par d'autres techniques.</p> <p>Des manostats au mercure sont utilisés pour mesurer des différentiels de pression ou de vide. Ils peuvent être remplacés par les mêmes solutions de rechange que celles prévues pour les manomètres, mais ils sont également équipés d'un disjoncteur sans mercure.</p> <p>Pour la transmission à distance des valeurs mesurées, un transmetteur de pression est souvent employé. Un transmetteur au mercure est un tube circulaire qui peut contenir jusqu'à 8 kg de mercure. Les solutions de rechange utilisent un potentiomètre ou un transformateur différentiel pour mesurer des changements de pression et transmettre un signal électronique. La solution de rechange la plus commune est un capteur à diaphragme.</p>	 <p>Les solutions de rechange basées sur un gaz, d'autres liquides ou un ressort mécanique affichent à peu près le même prix que les dispositifs au mercure. Les solutions de rechange telles que les instruments électriques et électroniques sont légèrement plus coûteuses, mais elles présentent plusieurs avantages par rapport au mercure. Gustafsson (2001), Rasmussen (1992), mémoire au Conseil des ministres des pays nordiques.</p>																
<p>Composants électriques et électroniques</p>	<p>À de rares exceptions près, il n'y a aucun obstacle technique à remplacer les composants électriques, les relais classiques et autres éléments de contact (même lorsque ceux-ci sont contenus dans des capteurs de niveau, des manostats, des thermostats, etc.) par des composants sans mercure équivalents. Un certain nombre d'exemples sont donnés ci-après.</p>	 <p>Il n'y a aucune différence de prix importante entre les relais et autres éléments de contact classiques au mercure et ceux qui ne contiennent pas de mercure, sauf pour des applications très spécifiques. Il existe également certains composants qui contiennent du mercure qui sont plus chers que les solutions de rechange. Gustafsson (1997).</p>																
	<table border="1"> <thead> <tr> <th data-bbox="399 1045 477 1087">Composant au mercure</th> <th data-bbox="477 1045 708 1087">Composant de rechange</th> <th data-bbox="708 1045 997 1087">Application</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td data-bbox="399 1087 477 1234">Interrupteur à bascule – commutateur muet</td> <td data-bbox="477 1087 708 1234">Divers composants manuels/mécaniques (boule de commande en acier, autre fluide conducteur), micro - commutateur</td> <td data-bbox="708 1087 997 1234">Commande de circuit, thermostats, communications</td> </tr> <tr> <td data-bbox="399 1234 477 1339">Commutateur électronique</td> <td data-bbox="477 1234 708 1339">Commutateur à semi-conducteurs, commutateur optique</td> <td data-bbox="708 1234 997 1339">Commande de circuit, thermostats, communications</td> </tr> <tr> <td data-bbox="399 1339 477 1465">Commutateur à lames – à contact mouillé au mercure</td> <td data-bbox="477 1339 708 1465">Commutateur à semi-conducteurs, commutateur électro-optique, semi-conducteurs</td> <td data-bbox="708 1339 997 1465">Communications, commande de circuit dans les dispositifs électroniques sensibles</td> </tr> <tr> <td data-bbox="399 1465 477 1558">Capteur de proximité – « non tactile »</td> <td data-bbox="477 1465 708 1558">Capteur inductif, capteur capacitif, capteur photoélectrique, capteur ultrasonique</td> <td data-bbox="708 1465 997 1558">Rotation d'arbre, convoyeurs</td> </tr> </tbody> </table>	Composant au mercure	Composant de rechange	Application	Interrupteur à bascule – commutateur muet	Divers composants manuels/mécaniques (boule de commande en acier, autre fluide conducteur), micro - commutateur	Commande de circuit, thermostats, communications	Commutateur électronique	Commutateur à semi-conducteurs, commutateur optique	Commande de circuit, thermostats, communications	Commutateur à lames – à contact mouillé au mercure	Commutateur à semi-conducteurs, commutateur électro-optique, semi-conducteurs	Communications, commande de circuit dans les dispositifs électroniques sensibles	Capteur de proximité – « non tactile »	Capteur inductif, capteur capacitif, capteur photoélectrique, capteur ultrasonique	Rotation d'arbre, convoyeurs		
Composant au mercure	Composant de rechange	Application																
Interrupteur à bascule – commutateur muet	Divers composants manuels/mécaniques (boule de commande en acier, autre fluide conducteur), micro - commutateur	Commande de circuit, thermostats, communications																
Commutateur électronique	Commutateur à semi-conducteurs, commutateur optique	Commande de circuit, thermostats, communications																
Commutateur à lames – à contact mouillé au mercure	Commutateur à semi-conducteurs, commutateur électro-optique, semi-conducteurs	Communications, commande de circuit dans les dispositifs électroniques sensibles																
Capteur de proximité – « non tactile »	Capteur inductif, capteur capacitif, capteur photoélectrique, capteur ultrasonique	Rotation d'arbre, convoyeurs																

Produit ou application	Solution(s) de rechange	Coût général par rapport à la technologie au mercure
Lampes à haut rendement énergétique	<p>Actuellement, il n'y a pas de solutions de rechange à haut rendement énergétique sans mercure pour les lampes à haut rendement énergétique sur le marché, bien que l'on ait entendu parler d'une lampe à haut rendement énergétique sans mercure basé sur l'émission de champ, dont la production serait amorcée en Chine²⁰, et d'une lampe basée sur une technologie de type diode, qui serait en phase expérimentale. En conséquence, une seule recommandation s'impose : la production et l'utilisation de lampes à haut rendement énergétique et à teneur en mercure minimale, et la collecte et le traitement des lampes usées.</p> <p>Selon la décision de la Commission européenne 1999/568/EC (modifiée le 9 septembre 2002), un fabricant ne peut utiliser l'étiquetage écologique européen que pour une lampe fluorescente compacte à un culot, la teneur en mercure de cette lampe ne doit pas excéder 4 mg et sa durée de vie doit dépasser 10 000 heures.</p> <p>Il existe d'autres sources lumineuses contenant du mercure qui sont principalement employées à des fins spéciales et limitées et vendues en quantités de beaucoup inférieures. On a toutefois récemment lancé des phares automobiles très prisés contenant du mercure qui suscitent des préoccupations, car ils sont difficilement récupérables et réutilisables, et il existe des solutions de rechange sans mercure parfaitement acceptables.</p>	 <p>Les lampes à faible teneur en mercure sont légèrement plus chères que celles qui contiennent un peu plus de mercure.</p> <p>Les lampes à incandescence et certaines autres solutions de rechange sont moins chères que les lampes à plus haut rendement énergétique, mais leur coût énergétique et de fonctionnement est beaucoup plus élevé.</p> <p>Falk (1994), Gustafsson (1997), mémoire au Conseil des ministres des pays nordiques.</p>
Extraction aurifère artisanale	<p>Une solution de rechange qui semble prometteuse est un procédé électrolytique sans mercure (voir le point 8.5.3) qui a été lancé au Brésil. Cependant, ce procédé existe depuis environ dix ans et ne semble pas avoir convaincu la communauté artisanale. Une solution de rechange est un procédé de cyanuration, qu'on dit être employé par de nombreux mineurs à production relativement restreinte au Mexique et ailleurs, bien qu'elle exige des investissements plus importants et de plus grandes compétences techniques et comporte ses propres risques.</p> <p>Une autre option est le procédé Minataur mis au point en Afrique du Sud par un centre gouvernemental de recherches en technologie minérale, Mintek. Ce procédé consiste à traiter le minerai avec de l'acide chlorhydrique en présence d'hypochlorite de sodium, puis à employer du métabisulfate de sodium ou de l'acide oxalique pour précipiter l'or et former un concentré constitué à 99,5 p. 100 de poudre d'or.</p> <p>L'Organisation des Nations Unies pour le développement industriel (ONUUDI) tente de résoudre ce problème en favorisant le remplacement de procédés à faible récupération, à forte consommation de mercure et à taux élevé de rejet par des solutions de rechange peu dommageables pour l'environnement, qui affichent des taux de récupération de l'or élevés et qui réduiront de façon marquée ou élimineront totalement l'utilisation du mercure et ses émissions. Selon la technique, le coût et la méthode d'exécution, certaines propositions sont mieux reçues que d'autres, mais aucune jusqu'ici n'a été largement adoptée. Une technique typique, mise au point par <i>Imperial College Consultants</i> (ICON), de Londres, emploie sensiblement moins de mercure et affiche un taux de récupération de l'or de 40 à 50 p. 100 supérieur.</p>	 <p>L'aspect économique de ces solutions de rechange n'a pas été étudié en détail, mais il semble (le premier procédé étant utilisé à grande échelle, et le second procédé générant plus d'or et employant moins de mercure) qu'elles ne soient pas plus chères que les procédés classiques au mercure. Si ces solutions de rechange étaient plus chères, elles ne seraient pas adoptées par les garimpeiros.</p> <p>CETEM (Centro de Tecnologia Mineral)/IMAAC International Materials Assessment and Application Centre/CYTED (Ciencia y tecnologia para el desarrollo) (2001), ICON (2000), ONUUDI (1997), ONUUDI (2000), MMSD (Projet Mines, Minéraux et Développement Durable) (2002)</p>

Nota : la barre colorée est un indicateur du prix global utilisateur/consommateur de solutions de rechange sans mercure par rapport à la technologie au mercure. Les facteurs influant sur le prix varient selon l'utilisation (dépenses d'achat, d'utilisation, d'entretien, etc.), mais ne comprennent pas les coûts externes.

Vert (gauche) = coût moins élevé.
Orange (centre) = coût semblable.
Rouge (droit) = coût plus élevé.

8.2.1 Expérience du Danemark

619. On peut s'inspirer de l'expérience du Danemark qui a mis en place une stratégie cohérente de substitution du mercure. Ces dernières années, le Danemark a décidé de faire la promotion des produits de remplacement sans mercure et a notamment interdit la vente et l'utilisation de la plupart des produits contenant du mercure. Comme dans un certain nombre d'autres pays, on a observé une diminution substantielle de la consommation de mercure pour des usages intentionnels. Comme on peut le voir au tableau 8.3, pendant la période 1983-1993, la consommation annuelle de mercure pour des utilisations intentionnelles est passée d'environ 16 tonnes métriques en 1982-1983 à 6 tonnes métriques en 1992-1993, puis a diminué encore pour atteindre 1,5 tonne métrique en 2000-2001. Durant la même période,

²⁰ Voir <http://www.lightlab.se/english/products/index.htm>.

les rejets dans l'environnement sont passés de 6,9-9,9 tonnes métriques environ en 1983 à 2,3-3,0 tonnes en 1993 (de celles-ci, 0,3-0,8 tonne provenait de mercure à l'état de traces dans les carburants et les minerais). Les mises en décharge (contrôlée) sont passées pendant la même période de 1,7-2,9 tonnes métriques à 2,3-4,5 tonnes, sûrement en raison de la collecte accrue de déchets dangereux (reflétant la teneur en mercure de produits usés, de piles, etc.) et du filtrage amélioré des émissions des incinérateurs à déchets.

Tableau 8.3 *Changements estimés dans la consommation annuelle de mercure au Danemark (tonnes métriques par année). Réf. : mémoire au Conseil des ministres des pays nordiques (sub84gov), d'après Maag et al. (1996), Hansen (1985) et Heron (2001).*

Consommation danoise de mercure	Année/utilisation	1982/1983	1992/1993	2000/2001
	Production de chlore (abandonnée en 1997)	3,00	2,50	0
	Amalgames dentaires	3,1	1,80	0,9
	Piles à l'oxyde mercurique	2,40	0,36	0
	Autres piles	2,30	0,28	~ 0
	Equipement de mesure et de contrôle	0,53	0,50	0,3
	Commutateurs électriques et électroniques	0,34	0,30	~ 0
	Sources lumineuses (lampes)	0,14	0,17	0,17
	Thermomètres médicaux	0,75	0,05	0
	Autres thermomètres	1,55	0,10	0
	Produits chimiques de laboratoire	0,50	0,09	0,09
	Autres utilisations intentionnelles	1,48	0,03	0,03
	Sous-total, utilisations intentionnelles	16,09	6,18	1,5
	Impuretés présentes dans les carburants consommés, les minerais et les matériaux à fort volume (mobilisation non intentionnelle)	1,96	1,80	1,8
Total	18,05	7,98	3,3	

Nota : les zones ombragées indiquent graphiquement le changement approximatif des quantités de mercure consommé au fil du temps.

8.2.2 Nécessité de mettre au point des produits de remplacement

620. Pour un très petit nombre d'applications, qui représentent une quantité relativement faible de la consommation de mercure, il faudra pousser la recherche et le développement si l'on veut arriver à éliminer complètement l'utilisation du mercure (mémoire au Conseil des ministres des pays nordiques, sub84gov).

Lampes fluorescentes

621. Concernant l'utilisation du mercure dans les lampes fluorescentes, connues pour leur faible consommation d'énergie, aucune solution de rechange commercialement viable n'existe encore. On a cependant tenté de réduire la quantité de mercure requise dans chaque lampe. Comparativement à des quantités typiques de mercure allant de 20 à 40 mg par lampe, des lampes ne renfermant que 3 mg de mercure sont offertes sur le marché aujourd'hui. Malheureusement, ces lampes modernes à faible teneur en mercure ont du mal à concurrencer, sur le plan du prix, les lampes à teneur en mercure plus élevée, et les consommateurs ignorent généralement en quoi elles se différencient.

622. On propose l'utilisation des diodes pour l'éclairage – des lampes de ce type ont récemment été installées dans certains feux de circulation – comme produits de remplacement à haut rendement énergétique. L'intensité lumineuse pour cette application semble être comparable à ce qui est nécessaire pour certaines utilisations ménagères. Cependant, jusqu'à ce que des solutions de rechange sans mercure soient largement commercialisées, on peut gérer le mercure contenu dans les lampes fluorescentes par la collecte des lampes usagées et le recyclage ou le traitement approprié des déchets. Il y a eu des tentatives de ce genre dans certains pays et municipalités, mais il a été difficile dans la plupart des cas d'obtenir des taux de collecte élevés.

Amalgames dentaires

623. Comme il est mentionné au chapitre 6, les obturations faites avec des amalgames au mercure contribuent de manière significative à la charge de mercure chez l'homme. Bien qu'on ait mené des travaux de développement importants sur une gamme des solutions de rechange, il n'existe pas encore de consensus sur les produits qui peuvent remplacer adéquatement ce type d'amalgame dans toutes les applications dentaires. En Suède et au Danemark, des ententes volontaires de substitution sont en place depuis un certain nombre d'années et la consommation de mercure pour l'usage dentaire a diminué sensiblement. Au Danemark, les amalgames au mercure ne sont autorisés (jusqu'à nouvel ordre) que pour les molaires dont les obturations sont à refaire.

Analyses chimiques standard

624. Un certain nombre d'analyses chimiques standard reposent sur l'utilisation de composés contenant du mercure. Bien que des produits de remplacement sans mercure soient généralement accessibles, cette question mérite qu'on s'y attarde parce qu'il faudra sans doute du temps pour changer les normes déjà acceptées. Ainsi, une analyse courante utilise le mercure, la DCO (demande chimique en oxygène – mesure de la teneur en matière organique), aux fins de gestion et de surveillance de la qualité des eaux usées. D'autres analyses de la demande en oxygène (p. ex. la DBO – demande biologique en oxygène) existent et sont souvent employées. Or, dans les normes relatives à de nombreuses analyses obligatoires énoncées dans la réglementation et les permis de rejets d'eaux usées, c'est la DCO qui est spécifiée. Il faudra modifier ces normes. Il est possible d'y arriver, mais il faudra de l'attention et du temps. Le gouvernement suédois envisage d'interdire l'utilisation du mercure dans les produits d'analyse chimique et dans les réactifs à partir du 1^{er} janvier 2004.

8.3 Réduction des rejets de mercure

625. La transformation des ressources minérales à des températures élevées – combustion de combustibles fossiles, grillage et fonte de minerais, utilisation de fours dans l'industrie cimentière, incinération de déchets, production de certains produits chimiques – entraîne le rejet de nombreux éléments volatils à l'état de traces dans l'atmosphère.

626. On croit souvent qu'une unité de combustion – habituellement utilisée pour la production d'électricité ou l'incinération de déchets – équipée d'un dispositif anti-émissions capte la majeure partie, sinon la totalité, du mercure et d'autres métaux lourds émis durant la combustion. Or, à la différence des autres métaux lourds, le mercure possède des propriétés particulières (décrites au chapitre 6) qui lui permettent d'échapper à nombreux dispositifs anti-émissions. S'il est vrai que certaines unités de combustion équipées de tels dispositifs captent le mercure assez efficacement²¹, il en existe vraisemblablement des dizaines de milliers d'autres dans le monde qui ne sont pas équipées de dispositifs d'épuration des gaz de combustion ou qui sont équipées de dispositifs qui n'extraient pas efficacement le mercure.

627. Bien que la présente section se concentre sur les émissions de mercure dans l'atmosphère, il convient de rappeler que le mercure est un polluant persistant qui circule également dans d'autres milieux (comme l'eau et le sol). Qui plus est, il faut garder à l'esprit que le mercure capté dans un dispositif antipollution ou détourné d'un incinérateur peut néanmoins être rejeté dans l'environnement si les scories ou les résidus ne sont pas correctement gérés.

628. Une grande partie des faits décrits dans les sections 8.3.1 à 8.3.4 ci-après repose sur les travaux de Pacyna et Pacyna (2000).

²¹ D'après les données recueillies en 1999 (US EPA) sur les émissions de mercure des services publics d'électricité, sur l'efficacité des dispositifs anti-émissions, etc., les réductions des émissions de mercure obtenues grâce aux mesures visant d'autres polluants varient de 0 à plus de 90 p. 100. Aux États-Unis, de nombreuses installations d'incinération des déchets munies de dispositifs anti-émissions obtiennent même des taux plus élevés.

8.3.1 Nature des émissions de mercure

629. Afin de comprendre pleinement la pertinence des diverses technologies de réduction des rejets, il faut d'abord examiner la nature des émissions de mercure (Pacyna et Pacyna, 2000 [document modifié conformément aux commentaires formulés par des chercheurs américains dans une version précédente du présent rapport]).

- Les concentrations de mercure dans le charbon et les combustibles liquides varient considérablement selon le type de combustible et son origine. Le mercure présent dans le charbon peut être associé aux composés organiques ou inorganiques (matière minérale) du charbon. Le mercure associé à des matières minérales comme les sulfures peut souvent être extrait par des techniques d'épuration mécanique du charbon. Cependant, son extraction de la fraction organique du charbon est beaucoup plus difficile et coûteuse.
- La plupart des procédés qui génèrent des émissions atmosphériques de mercure utilisent une température élevée. Durant ces procédés, y compris la combustion de combustibles fossiles, l'incinération de déchets, les opérations de grillage et de fonte de métaux ferreux et non ferreux et la fabrication de ciment, le mercure introduit en même temps que les intrants se volatilise et se transforme en mercure élémentaire (Hg^0) dans les zones à températures élevées de l'appareil. Lorsque les gaz de combustion se refroidissent pour atteindre les températures nécessaires à leur épuration, le mercure peut demeurer sous la forme de Hg^0 ou s'oxyder en partie pour devenir du mercure bivalent [$Hg(II)$]. De plus, le Hg^0 et le $Hg(II)$ peuvent être adsorbés sur des particules pour former le mercure particulaire [$Hg(p)$]. L'importance relative du Hg^0 , du $Hg(II)$ et du $Hg(p)$ dans les gaz de combustion est décrite comme étant la spéciation du mercure.
- L'oxydation du mercure peut résulter de réactions en phase gazeuse ou de réactions gaz-solide (réactions hétérogènes). Dans des expériences de laboratoire et des études thermo-chimiques, on a déterminé que le chlore atomique (Cl) et le dioxyde d'azote (NO_2) constituaient des oxydants possibles. Les études sur l'équilibre thermo-chimique indiquent que le meilleur produit oxydant est le $HgCl_2$ lorsque le combustible ou les déchets présentent une teneur en chlore suffisamment élevée (c.-à-d. sensiblement plus élevée que la teneur en mercure dans les gaz de combustion). Les cendres volantes et autres surfaces intérieures du système de combustion peuvent catalyser ou faciliter les réactions d'oxydation du mercure. Les principaux facteurs qui influent sur la spéciation du mercure sont la composition du combustible (ou des déchets), les conditions de combustion et les méthodes d'épuration des gaz de combustion employées.
- Diverses technologies utilisées au sein de la même industrie peuvent produire différentes quantités d'émissions atmosphériques de mercure. On peut affirmer que, en général, dans le cas des centrales thermiques classiques, la conception de la centrale, et en particulier la configuration du brûleur, les caractéristiques des cendres volantes, etc., influent sur les émissions²².

²² Les chaudières à cyclone et les chaudières à charbon pulvérisé fonctionnent toutes deux à des températures qui permettent la volatilisation du mercure présent dans le charbon et sa transformation en Hg^0 dans les zones à températures élevées de l'appareil. La différence entre ces deux types d'unités, lorsqu'il est question des émissions atmosphériques de mercure, réside probablement dans la quantité de cendres volantes et leurs caractéristiques. Dans les unités à cyclone, la majeure partie de la matière minérale est convertie en scories, qui fondent et s'écoulent au fond de l'unité de combustion. Une quantité relativement faible de matière minérale est convertie en cendres volantes, lesquelles contiennent elles-mêmes une quantité relativement faible de carbone imbrûlé. Dans les chaudières à charbon pulvérisé, environ 90 p. 100 du charbon minéral est transformé en cendres volantes. L'utilisation de chaudières à faible émission de NO_x tend à accroître la quantité de carbone présent dans les cendres volantes, ce qui augmente la quantité de mercure adsorbé et ensuite capté en aval sous la forme de $Hg(p)$ dans un dépoussiéreur électrostatique ou un séparateur à couche filtrante.

On a observé un phénomène semblable dans les incinérateurs de déchets solides municipaux. Certains incinérateurs de déchets non conditionnés à écran d'eau affichent une très bonne combustion et de faibles concentrations de carbone dans les cendres volantes. Les incinérateurs de déchets non conditionnés bien gérés et équipés d'un adsorbant à séchage par atomisation (ASA) et de séparateurs à couche filtrante (SCF) affichent un taux faible sinon nul de mercure capté. Par contre, des essais menés aux États-Unis sur une chambre de combustion utilisant des combustibles dérivés des déchets et équipée d'un ASA et d'un SCF ont révélé des taux

- Les principaux paramètres qui déterminent la quantité et les caractéristiques du mercure émis dans l’atmosphère par les procédés à température élevée sont la quantité et l’espèce chimique du mercure introduit dans les dispositifs d’épuration des gaz de combustion, le type de dispositif d’épuration des gaz de combustion utilisé, les concentrations d’autres substances (chlore, NO_x) et la température de fonctionnement des dispositifs d’épuration.

8.3.2 Options

630. On peut classer les options de réduction des rejets de mercure issus de divers procédés en deux catégories, à savoir les options non technologiques et les options technologiques.

631. Parmi les **options non technologiques** les plus connues figurent les suivantes :

- conversion à une technologie de production d’énergie reposant sur le gaz naturel, le pétrole ou des combustibles non fossiles;
- amélioration de l’efficacité énergétique (on s’attend que les réductions de CO₂ prévues dans le Protocole de Kyoto à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques contribuent à réduire les émissions de mercure attribuables à la production d’électricité à partir de combustibles fossiles);
- interdiction du mercure dans les produits;
- imposition de taxes ou d’autres moyens de dissuasion à l’utilisation du mercure dans les produits;
- étiquetage des produits.

632. L’interdiction du mercure et l’imposition de taxes sont raisonnablement explicites. L’étiquetage des produits présente des avantages et des inconvénients, mais il s’est révélé plutôt efficace dans certains cas, lorsqu’il est conjugué à d’autres mesures. Par exemple, dans le cas des piles vendues dans le commerce, les consommateurs lisent les étiquettes afin de connaître la teneur en mercure et en cadmium.

633. On peut classer les **options technologiques** dans les trois catégories suivantes, décrites plus en détail dans la prochaine section :

- A. mesures de traitement préalable;
- B. modification de la combustion;
- C. épuration des gaz de combustion ou techniques mises en œuvre en fin de procédé.

634. Il convient de préciser que les descriptions des techniques et des technologies de réduction des émissions présentées ci-après sont de portée générale; elles ne visent aucunement à prescrire des méthodes ou de l’équipement de réduction des rejets de mercure pour une centrale ou un site donné. L’applicabilité et l’efficacité ultimes d’une technique ou technologie donnée sont fonction du site visé et doivent tenir compte des circonstances locales.

de captage du mercure oscillant entre 96 et 99 p.100. De façon similaire, les incinérateurs à lit fluidisé rejettent habituellement des quantités relativement importantes de cendres volantes dont la teneur en carbone est élevée. Bien qu’un taux de captage élevé du mercure dans les cendres volantes soit parfois associé à de faibles taux d’émission de NO_x, il ne semble pas exister de rapport de cause à effet entre la concentration de NO_x dans les gaz de combustion et le captage du mercure.

8.3.3 Réduction des émissions de mercure des chaudières des services publics et autres et des incinérateurs²³

A. Mesures de traitement préalable

635. Les mesures de **traitement préalable** incluent habituellement l'épuration du charbon, le tri manuel des déchets à un incinérateur ou à un site d'élimination, la production de combustible dérivé des déchets à un site d'incinération ou le tri des déchets à une installation de recyclage et de manutention.

B. Modification de la combustion

636. La **modification de la combustion** nous permet de modifier le procédé de combustion. Une telle modification peut être employée pour réduire les concentrations de mercure dans les gaz de combustion issus du procédé ou, encore, pour modifier les caractéristiques du flux gazeux, de façon à faciliter le captage du mercure par l'équipement d'épuration des gaz de combustion en aval. Les modifications peuvent inclure l'utilisation de technologies comme la chambre de combustion en lit fluidisé, la chambre de combustion de déchets non conditionnés à écran d'eau, la chaudière à faible émission de NO_x, etc.

637. Par exemple, les technologies à faible d'émission de NO_x reposant sur une modification de la combustion devraient entraîner une réduction des émissions de mercure dans les gaz de combustion grâce aux températures de fonctionnement inférieures, même s'il est difficile de tirer des conclusions fermes en raison de la nature très limitée de l'information concernant cette technologie. Bien que certaines sources indiquent qu'une réduction raisonnable est possible, d'autres résultats préliminaires de la combustion par étapes dans des chambres de combustion en lit fluidisé sous pression atmosphérique indiquent qu'une faible émission de NO_x influe peu sur l'émission d'éléments à l'état de traces.

638. Le passage à un combustible du même type, mais dont la teneur en mercure est inférieure et qui n'exige pas de traitement préalable, peut également être considéré comme une modification de la combustion.

639. Parmi les autres exemples de modifications qui peuvent être apportées pour améliorer le captage du mercure figurent les techniques de modification de la combustion qui augmentent la teneur en carbone et la capacité subséquente d'adsorption du mercure sur les cendres volantes. La teneur en carbone des cendres volantes augmente avec l'utilisation de chaudières à faible émission de NO_x ou d'une technologie de réduction des émissions de NO_x (appelée la recombustion) dans les zones riches en combustibles du système de combustion. Bien qu'on ait démontré l'existence d'un lien entre le captage accru du mercure et une concentration accrue de carbone dans les cendres volantes, ce phénomène n'a jamais été utilisé dans la pratique commerciale pour réduire les émissions de mercure. On doit donc le considérer comme une option potentielle qui pourra être disponible dans le futur.

C. Techniques mises en œuvre en fin de procédé pour le traitement des gaz de combustion

640. Les **techniques de traitement des gaz de combustion (ou techniques mises en œuvre en fin de procédé)** sont actuellement utilisées pour réduire les émissions de SO₂, de NO_x et de particules : les mesures de réduction des émissions de SO₂ incluent divers épurateurs par voie sèche et humide; les mesures de réduction des émissions de NO_x incluent la réduction catalytique et non catalytique sélective; pour la réduction des émissions de particules, on fait appel aux séparateurs à couche filtrante (SCF) ou aux dépoussiéreurs électrostatiques (DES). On a longuement vérifié aux Etats-Unis l'efficacité de ces systèmes d'extraction du mercure sur un vaste éventail de chaudières des services publics fonctionnant au charbon. En moyenne, les taux variaient de 0 à 96 p.100 selon les divers facteurs détaillés ci-après. De manière générale :

- on obtient, pour une technologie donnée ou une combinaison de technologies, une fourchette de taux de réduction des rejets de mercure pour un type de charbon donné;

²³ Pour obtenir plus de détails sur les dernières avancées aux Etats-Unis dans ce domaine, voir US EPA (1998), Brown *et al.* (1999) et US EPA (2002).

- le type de charbon influe fortement sur la réduction des rejets de mercure obtenue, le taux d'extraction du mercure augmentant avec la « classe » du charbon, depuis le lignite jusqu'au charbon bitumineux, en passant par le charbon subbitumineux. Pour chaque classe, on obtient une fourchette de taux d'extraction. Il convient aussi de préciser que les charbons utilisés un peu partout dans le monde sont de types (p. ex. houille brune) et de caractéristiques (p. ex. soufre, cendres) plus diversifiés que ceux utilisés aux Etats-Unis

641. On peut accroître la réduction des rejets de mercure par l'injection d'un sorbant (à base de carbone et/ou de calcium) en amont du système de traitement des gaz de combustion. Ces technologies sont en cours de développement et d'essai aux Etats-Unis, mais ne sont pas encore mises sur le marché.

642. Jusqu'ici, la recherche a indiqué que l'approche la plus rentable pour réduire les rejets de mercure peut résider dans l'utilisation d'une technologie intégrée de réduction des rejets de polluants multiples (SO₂, NO_x, particules et mercure). Un certain nombre de ces technologies sont en cours de développement à échelle réduite aux Etats-Unis, mais n'ont généralement pas encore été mises à l'essai à grande échelle. En Suède, on a récemment démontré l'efficacité tant économique que technique de tels systèmes à pleine échelle dans des incinérateurs de déchets et des brûleurs des services publics (Hylander *et al.*, 2002, comme il est mentionné dans les commentaires de l'Université d'Uppsala, en Suède).

643. L'effet potentiel de la technologie de réduction du mercure sur l'utilisation ou l'extraction de sous-produits doit être évalué. Par exemple, la teneur accrue en mercure du gypse recueilli dans des épurateurs de gaz de combustion peut excéder la concentration autorisée dans les panneaux muraux ou, encore, une teneur accrue en carbone dans les sous-produits peut restreindre leur utilisation sous la forme d'agrégats pour les revêtements de route. Qui plus est, tous les sous-produits qui ne peuvent être utilisés doivent se présenter sous une forme stable aux fins de l'élimination. L'un ou l'autre de ces effets potentiels nuirait à la rentabilité du procédé.

644. Les principaux mécanismes de captage du mercure incluent l'adsorption du mercure à la surface de solides et la solvataion du mercure dans des épurateurs liquides. Le mercure peut être adsorbé sur des cendres volantes ou des particules de sorbant entraînées pour être subséquentement capté dans les dispositifs de réduction des particules (PM). Le mercure peut également être capté dans des tours à garnissage contenant divers sorbants.

645. La distribution du mercure dans les divers flux gazeux des systèmes de désulfuration des gaz de combustion (DGC) par voie humide a été étudiée dans un certain nombre de pays. Les études ont montré que le captage du mercure dans les systèmes de DGC par voie humide est fonction du type de charbon brûlé ainsi que de la conception et des conditions de fonctionnement du système de DGC. Les épurateurs des systèmes de DGC par voie humide sont généralement précédés de dispositifs de réduction des émissions de particules (c.-à-d. d'un DES ou d'un SCF). La quantité totale de mercure captée dans une chaudière équipée d'un épurateur est fonction de la quantité de mercure captée dans le dispositif de réduction des émissions de particules installé en amont et du Hg²⁺ soluble capté par l'épurateur. Les gaz de combustion des unités à charbon bitumineux affichaient des teneurs plus élevées en Hg²⁺ que les gaz issus de la combustion de charbons de classes inférieures; ce mercure a été facilement capté par le dispositif de réduction des émissions de particules et l'épurateur installé en aval. Le mercure des gaz provenant de la combustion de charbons de classes inférieures était souvent du Hg⁰, et le captage du mercure dans ces unités était souvent minimal. Il faut également gérer la chimie du système d'épuration afin de s'assurer que le Hg²⁺ dissous dans la liqueur de l'épurateur ne se transforme pas de nouveau en Hg⁰ pour retourner dans les gaz de combustion. Les boues d'épuration doivent également être manipulées d'une façon écologiquement acceptable.

646. Pacyna signale que certains systèmes de DGC par voie humide ne peuvent éliminer plus de 30 à 100 du mercure des gaz de combustion, mais qu'en général le taux d'extraction se situe entre 30 et 50 p. 100 (Pacyna et Pacyna, 2000). Des essais menés à court terme aux Etats-Unis ont donné des réductions des émissions pour des unités de combustion de charbon bitumineux se situant entre 40 et 95 p. 100. L'unité qui a obtenu le meilleur taux de captage était équipée d'un SCF et d'un épurateur par voie humide à la chaux (de type DGC).

647. Sous sa forme soluble, le mercure peut être capté dans des épurateurs par voie humide. Les formes solubles du mercure incluent le chlorure mercurique [$\text{Hg}(\text{Cl}_2)$] et d'autres formes ioniques du mercure. Le Hg^0 est relativement insoluble dans les solutions aqueuses et doit être soit adsorbé sur un solide, soit oxydé dans une forme ionique qui peut être captée par un épurateur. Les systèmes de DGC par voie humide utilisés sur les unités de combustion à charbon bitumineux (qui émettent beaucoup plus de mercure ionique hydrosoluble) affichent un rendement de loin supérieur que lorsqu'ils sont installés sur des unités de combustion à charbon subbitumineux (qui émettent beaucoup plus de mercure élémentaire insoluble).

648. Les principaux facteurs qui influent sur la spéciation du mercure sont la composition du combustible (ou des déchets), les conditions de la combustion et le type de méthodes employées pour épurer les gaz de combustion. Le type de charbon et la teneur en chlore sont des facteurs extrêmement importants dans la spéciation et le captage du mercure au moyen de différents types de technologies de réduction de la pollution atmosphérique. Aux Etats-Unis, les charbons bitumineux contiennent souvent des concentrations relativement élevées de chlore (Cl), ce qui peut entraîner l'oxydation du Hg^0 en Hg^{2+} (principalement du HgCl_2). Le Hg^{2+} peut être adsorbé sur le carbone des cendres volantes et capté dans un DES ou un SCF. Les chaudières à charbon bitumineux pulvérisé équipées d'un DES ou d'un SCF peuvent afficher des taux de captage totaux du mercure variant de 20 à plus de 90 p.100. On croit que les taux de captage les plus élevés sont associés à des cendres volantes à plus forte teneur en carbone. Toutefois, le carbone des cendres volantes influe négativement sur l'utilisation de ces dernières comme sous-produit pour la fabrication de béton ainsi que sur la production d'énergie par la centrale. Les chaudières à charbon bitumineux équipées d'unités de désulfuration des gaz de combustion (DGC) par voie sèche ou humide affichent également des taux élevés de captage du mercure. Par contre, les charbons de classes inférieures utilisés aux Etats-Unis (lignite et charbon subbitumineux) sont alcalins, contiennent relativement peu de chlore et produisent des cendres volantes dont la teneur en carbone est faible. Le mercure présent dans les gaz de combustion des centrales qui brûlent des charbons de classes inférieures est souvent du Hg^0 . Peu de mercure est habituellement capté dans les gaz de combustion de ces centrales, qu'elles soient équipées d'un DES, d'un SCF ou d'unités de DGC par voie sèche ou humide.

649. Les méthodes classiques de mesure du mercure doivent faire l'objet d'une application soignée si l'on désire déterminer efficacement la distribution critique des espèces de mercure (c.-à-d. $\text{Hg}^0/\text{Hg}^{2+}$). En outre, des dispositifs de surveillance en continu des émissions (DSCE), qui doivent permettre une quantification directe de la quantité totale de Hg^0 et/ou de Hg^0 et de Hg^{2+} , sont actuellement en cours de développement et d'évaluation sur le terrain.

(1) Systèmes de DGC par voie humide

650. La distribution du mercure dans divers flux gazeux du système de DGC par voie humide a été étudiée dans un certain nombre de pays. Les températures relativement basses observées dans les systèmes d'épuration par voie humide ont facilité la condensation de nombreux éléments à l'état de traces plus volatils à partir de la phase gazeuse et, ainsi, leur extraction des gaz de combustion. En raison des caractéristiques particulières du mercure, les installations de DGC par voie humide ne peuvent parfois pas extraire plus de 30 p. 100 du mercure des gaz de combustion. En général, toutefois, le taux d'extraction du mercure oscille entre 30 et 50 p. 100 (Pacyna et Pacyna, 2000).

651. L'extraction des éléments à l'état de traces des gaz de combustion par les systèmes de DGC par voie humide a été étudiée aux Pays-Bas, où l'on utilise uniquement des chaudières à charbon pulvérisé à fond sec équipées d'un dépoussiéreur électrostatique (DES) à rendement élevé et d'un système de DGC, qui consiste en un procédé par voie humide à la chaux/au calcaire-gypse précédé d'un dépoussiérage. La plupart des charbons bitumineux (à faible teneur en mercure) importés principalement des Etats-Unis et de l'Australie sont destinés à la combustion. Au cours d'une étude, la concentration de mercure était de $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée dans le système de DGC, et de $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à sa sortie. La distribution relative du mercure dans les cendres résiduelles, les cendres volantes recueillies et les cendres volantes présentes dans les gaz de combustion et en phase gazeuse était d'environ 10 p. 100 sur les particules fines et d'environ 90 p. 100 dans la phase gazeuse. Une proportion de 87 p. 100 de la teneur en mercure du charbon a été émise dans les gaz de combustion et jusqu'à

70 p. 100 de cette proportion a été éliminée par le système de DGC par voie humide. Environ 60 p. 100 du mercure a été extrait au cours du dépoussiérage préalable et environ 40 p. 100 l'a été dans l'épurateur principal. Ces étapes de l'extraction du mercure sont récapitulées dans la figure 8.2 ci-après (Pacyna et Pacyna, 2000).

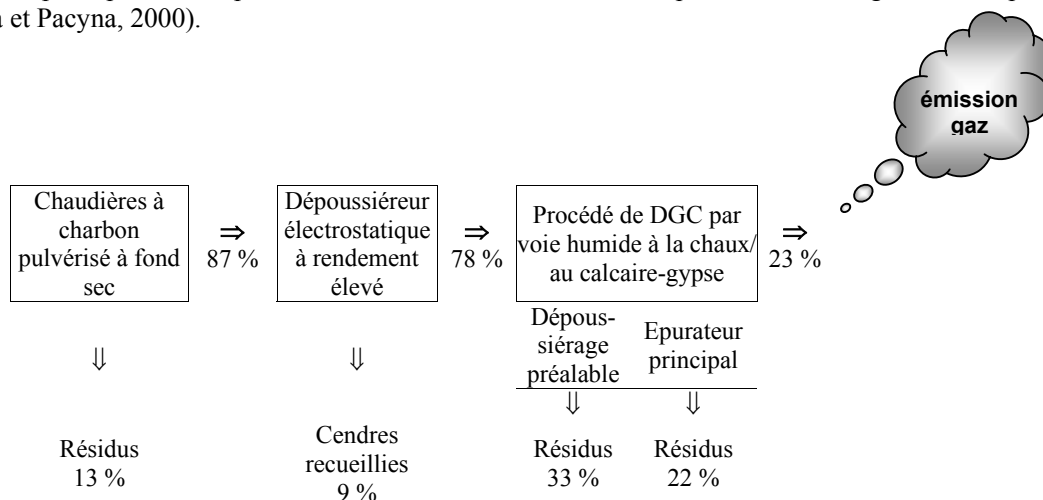


Figure 8.2 Réduction des émissions de mercure au moyen de systèmes de DGC par voie humide.

652. Il est difficile de calculer le bilan massique du mercure, qui est fonction des configurations de l'équipement et des conditions de fonctionnement propres à chaque site. Par exemple, la distribution du mercure entre les cendres résiduelles, les cendres volantes recueillies, les résidus d'épuration et les émissions de cheminée peut varier sensiblement selon le type de charbon utilisé, la conception de la chaudière, les conditions de fonctionnement de la centrale et les méthodes utilisées pour l'épuration des gaz de combustion.

(2) Systèmes de DGC par voie sèche

653. La rétention du mercure en phase gazeuse par des adsorbants à séchage par atomisation (ASA) reliés à des chambres de combustion au charbon et des incinérateurs a fait l'objet d'études en Scandinavie et aux Etats-Unis. En résumé, le taux global d'extraction du mercure dans les divers ASA variait de 35 à 85 p. 100 environ. Les taux d'extraction les plus élevés ont été obtenus dans les ASA équipés de séparateurs à couche filtrante en aval (Pacyna et Pacyna, 2000).

(3) Emissions de particules transportant du mercure

654. Les chaudières au charbon et les incinérateurs municipaux sont le plus souvent équipés de **dépoussiéreurs électrostatiques** (DES) ou de séparateurs à couche filtrante (SCF). Les DES sont particulièrement efficaces pour l'extraction de tous les types de particules dont le diamètre est supérieur à 0,01 μm , y compris celles sur lesquelles du mercure s'est fixé après la condensation dans les gaz de combustion. Les particules contenant des éléments à l'état de traces se divisent pour la plupart entre deux classes de grandeur :

1) à un diamètre d'environ 0,15 μm et 2) à un diamètre se situant entre 2 et 8 μm . On peut trouver du mercure sur des particules de ces deux classes de grandeur. Les DES peuvent tolérer des températures de fonctionnement aussi élevées que 720 kelvins (Pacyna et Pacyna, 2000).

655. Des **séparateurs à couche filtrante (SCF)** sont également utilisés dans les chaudières au charbon. Le taux d'extraction des particules (et non pas du mercure uniquement) est toujours très élevé et, même pour les particules dont le diamètre est égal à 0,01 μm , il excède 99 p. 100. Cependant, la longévité des séparateurs à couche filtrante est largement fonction de la température à laquelle ils sont exposés et de leur résistance à l'attaque chimique par les éléments corrosifs des gaz de combustion. La température des gaz de combustion dépasse souvent le seuil de tolérance du matériel entrant dans la fabrication du séparateur à couche filtrante et, par conséquent, limite l'application de ce type d'appareil (Pacyna et Pacyna, 2000). Selon des chercheurs américains, des séparateurs à couche filtrante résistants aux températures mesurées dans les chaudières à charbon sont vendus aux Etats-Unis.

656. Un certain nombre d'autres technologies de réduction (utilisées seules ou combinées) sont employées dans les chaudières des services publics. Le tableau 8.4 récapitule la plupart des technologies de réduction couramment utilisées dans les chaudières de centrales électriques en Amérique du Nord de même que leur efficacité à réduire les émissions de mercure et d'autres polluants, tandis que le tableau 8.5 fournit quelques mesures plus récentes des émissions de mercure aux Etats-Unis (US EPA, 2002).

Tableau 8.4 Technologies de réduction utilisées dans les chaudières des services publics en Amérique du Nord (GNA/PMEC, 2000)

Technologie	Efficacité de la réduction des émissions de mercure	Réduction des émissions d'autres polluants	Disponibilité et autres notes
Réduction non catalytique sélective	Inconnue.	De 30 à 60 % de réduction des émissions de NO _x .	Technologie disponible et utilisée sur les chaudières des services publics. Faible diminution de l'efficacité de la chaudière.
Réduction catalytique sélective	La combinaison RCS + épurateur par voie humide peut entraîner une réduction substantielle des émissions de mercure (voir ci-après).	De 70 à plus de 90 % de réduction des émissions de NO _x .	Technologie disponible et utilisée dans les grandes centrales. Faible diminution de l'efficacité de la chaudière. Le catalyseur utilisé dans la RCS peut améliorer l'oxydation du mercure élémentaire en mercure bivalent, lequel peut être capté dans un épurateur par voie humide utilisé pour réduire les émissions de SO ₂ . La capacité de la RCS à améliorer l'oxydation du Hg aux fins du captage dans les épurateurs peut varier fortement selon le charbon utilisé.
Chaudières à faible émission de NO _x	Aucune.	Réduction possible > 50 % des émissions de NO _x .	Technologie disponible et utilisée sur la plupart des chaudières à charbon. La pose en rattrapage de dispositifs de RCS et de RNCS offre une réduction additionnelle des émissions de NO _x , s'ajoutant à la réduction déjà obtenue par les chaudières à faible émission de NO _x . On a postulé que les CFEN améliorent le captage du mercure en raison de l'augmentation de la quantité de carbone imbrûlé (c.-à-d. la perte de carbone par calcination) dans le flux des gaz de combustion; cette technologie peut agir d'une manière semblable à l'injection de charbon actif.
Epuration du charbon	De 0 à 78 %.	Réduction moyenne de 48 % du potentiel d'émission de SO ₂ .	Technologie déjà utilisée dans la plupart des chaudières des régions de l'Est et du Centre-Ouest pour réduire les émissions de soufre et améliorer l'efficacité de la chaudière. Les taux d'extraction du mercure varient beaucoup et oscillent habituellement entre 10 et 50 %, avec une moyenne de 21 %. Des méthodes d'épuration du charbon plus avancées sont en cours de développement.
Epurateur par voie humide	Taux d'extraction allant jusqu'à 90 % du Hg oxydé. Aucune extraction du mercure élémentaire.	Taux d'extraction du SO ₂ variant de 80 à plus de 90 %.	Technologie déjà utilisée pour réduire les émissions de SO ₂ . Taux d'extraction du Hg reposant fortement sur la distribution des espèces chimiques présentes ainsi que sur d'autres facteurs, y compris le rapport liquide-gaz, la teneur en chlore et le type de charbon.
Combinaison RCS + épurateur par voie humide	Taux d'extraction > 80 % de la totalité du Hg possible pour les unités fonctionnant au charbon bitumineux; efficacité pour les unités fonctionnant au charbon subbitumineux incertaine pour le moment.	Réductions possibles > 90 % des émissions de SO ₂ et > 90 % des émissions de NO _x .	RCS déjà utilisée pour réduire les émissions de NO _x . Facilite la conversion du mercure élémentaire en une forme soluble oxydée, ce qui accroît le taux d'extraction de l'épurateur par voie humide installé en aval. Les résultats reposent sur des données restreintes mais encourageantes. La capacité de la RCS à améliorer l'oxydation du Hg aux fins du captage dans les épurateurs peut varier fortement selon le charbon utilisé.
Epurateur par voie sèche combiné à un DES ou à un SCF	De 6 à 9 %, d'après les GNA/PMEC; des études récentes de l'EPA rapportent des taux d'extraction moyens d'environ 63 %.	Taux d'extraction de 80 à 90 % du SO ₂ .	Technologie utilisée sur seulement 1 % des chaudières aux Etats-Unis (la plupart des unités sont munies d'épurateurs par voie humide). Le taux d'extraction du Hg est fonction de la spéciation, de la température et de la teneur en chlore. Les épurateurs à la chaux affichent des taux d'extraction du Hg supérieurs dans les essais pilotes.

Technologie	Efficacité de la réduction des émissions de mercure	Réduction des émissions d'autres polluants	Disponibilité et autres notes
Dépoussiéreur électrostatique (DES)	De 0 à 82 % (DES côté froid), d'après les GNA/PMEC; l'EPA a observé des taux de 36 % pour le charbon bitumineux et de 3 % pour le charbon subbitumineux (voir le tableau 8-5).	Taux d'extraction > 99 % des particules.	Technologie déjà utilisée pour extraire les particules. La température plus basse améliore l'efficacité du DES. L'US EPA a observé des taux d'extraction du Hg variant de 42 à 83 % dans des chaudières à combustible liquide.
Séparateur à couche filtrante (filtre à manche)	De 0 à 73 %, d'après les GNA/PMEC; l'EPA a observé des taux de 90 % pour le charbon bitumineux et de 72 % pour le charbon subbitumineux (voir le tableau 8-5).	Taux d'extraction > 99 % des particules.	Seuls les filtres qui affichent des taux d'extraction des particules > 99 % semblent permettre une réduction importante des quantités de Hg, mais les données sont limitées. Dans ce cas également, les températures plus basses semblent améliorer l'efficacité. Les filtres à manche sont plus efficaces que les DES pour la réduction des émissions de mercure.
DES amélioré	De 0 à 50 % à une unité à l'essai.	Taux d'extraction > 99 % des particules.	Des DES améliorés, en cours de développement, capteront les particules plus fines et permettront ainsi un taux d'extraction accru du Hg. Dans une unité à l'essai, le taux d'extraction du Hg était plus élevé à une température plus basse.
DES par voie humide	Environ 30 % dans deux études pilotes.	Taux d'extraction moyen de 56 % des particules dans des études pilotes.	Le DES par voie humide fait l'objet d'études visant à déterminer s'il peut servir au polissage des émissions résiduelles attribuables à d'autres mesures de réduction. Peut améliorer le taux d'extraction du mercure. Une température plus basse améliore la réduction des émissions de Hg.
DES + filtre à manche	De 34 à 87 % dans deux installations pilotes.	Taux d'extraction > 99 % des particules.	La combinaison de ces technologies pour l'obtention de très faibles taux d'émission de particules peut accroître les taux d'extraction du Hg et d'autres produits toxiques lorsqu'elle est utilisée en conjonction avec le charbon actif en poudre.
Injection de charbon	Des résultats récents d'essais à grande échelle indiquent des taux d'extraction d'environ 80 % avec le charbon bitumineux + DES + dépoussiéreur hybrides compacts (COHPAC) et de 55 à 60 % avec le charbon subbitumineux + DES.	Sans objet.	L'efficacité sur le plan des coûts et de l'extraction est directement liée à la quantité de charbon utilisée, lequel constitue néanmoins une matière dangereuse dont l'élimination peut poser problème. L'injection de charbon dans les chaudières des services publics est en cours de développement et a atteint la phase des essais, mais n'est pas encore disponible sur le marché.
Substitution de combustible	> 99 % pour le gaz naturel.	Réduction > 99 % pour le SO ₂ et les particules; de 50 à 75 % pour les NO _x .	La substitution d'un combustible diminue les émissions de plusieurs polluants, y compris les NO _x , le SO ₂ , les particules et le CO ₂ , ce qui abaisse les coûts des mesures de réduction des émissions de mercure considérées isolément. Plusieurs facteurs influent sur le coût, dont le prix du combustible, les coûts inhérents aux autres mesures de réduction des rejets de polluants, la consommation spécifique de chaleur, l'âge des installations, le facteur de capacité, les coûts des investissements dans les nouvelles centrales et les taux d'escompte.

Abréviations :
 RNCS - Réduction non catalytique sélective
 RCS - Réduction catalytique sélective
 CFEN - Chaudière à faible émission de NO_x

DES - Dépoussiéreur électrostatique
 PM - Particules

Tableau 8.5 Mesures récentes des technologies de réduction du mercure aux Etats-Unis (US EPA, 2002).

Taux d'extraction moyen du mercure selon les configurations des dispositifs anti-émissions post-combustion utilisés dans des chaudières à charbon pulvérisé

Stratégie de réduction post-combustion	Configuration du dispositif de anti-émissions post-combustion	Taux d'extraction moyen du mercure selon les configurations des dispositifs de réduction		
		Charbon brûlé dans la chaudière à charbon pulvérisé		
		Charbon bitumineux	Charbon subbitumineux	Lignite
Extraction des particules uniquement	DES-CF	36 %	3 %	-4 %
	DES-CC	9 %	6 %	Non mesuré
	SCF	90 %	72 %	Non mesuré
	EP	Non mesuré	9 %	Non mesuré
Extraction des particules et adsorbent à séchage par atomisation	ASA + DES	Non mesuré	35 %	Non mesuré
	ASA + SCF	98 %	24 %	0 %
	ASA + SCF + RCS	98 %	Non mesuré	Non mesuré
Extraction des particules et système de DGC par voie humide (a)	EP + DGC	12 %	-8 %	33 %
	DES-CF + DGC	74 %	29 %	44 %
	DES-CC+ DGC	50 %	29 %	Non mesuré
	SCF + DGC	98 %	Non mesuré	Non mesuré

(a) Estimation du taux de captage au moyen des deux dispositifs de réduction

RCS = Réduction catalytique sélective
 DES-CF = Dépoussiéreur électrostatique côté froid
 DES-CC = Dépoussiéreur électrostatique côté chaud
 SCF = Séparateur à couche filtrante
 PE = Epurateur de particules
 ASA = Adsorbent à séchage par atomisation
 DGC = Désulfuration des gaz de combustion

657. Certaines technologies permettent habituellement de réduire les émissions de plusieurs polluants et, en fait, ont été généralement mises au point en tant que mesures de réduction des émissions à l'origine des pluies acides. Par exemple, les épurateurs par voie humide permettent une réduction tant du SO₂ que du mercure. On a découvert que la technologie de réduction des émissions de NO_x (réduction catalytique sélective, ou RCS) favorise également l'oxydation du mercure élémentaire, qui peut alors être efficacement capté dans un épurateur par voie humide disposé en aval. La conversion (substitution de combustible) du charbon au gaz naturel (dans une chaudière à gaz à cycle simple ou dans une turbine à gaz à cycle combiné) offre un grand potentiel de réduction des émissions de SO₂ et de mercure (presque 100 p. 100) ainsi que de NO_x (de 70 à 80 p. 100). Les filtres à manche (SCF) et les dépoussiéres électrostatiques (DES) permettent d'extraire les particules fines et une partie du mercure, tandis que la combinaison de ces deux technologies permet de réduire sensiblement les émissions de mercure. Dans ces exemples, on constate que les mesures de contrôle de polluants multiples peuvent permettre une réduction des émissions de mercure lorsque les dispositifs anti-émissions propres au seul mercure ne sont pas économiquement viables (GNA/PMEC, 2000).

658. Le gouvernement des Etats-Unis ainsi que les universités et l'industrie américaines collaborent, avec un certain soutien du Canada, à des programmes visant à déterminer l'ampleur des réductions possibles des émissions de mercure des chaudières au charbon.

Conclusions concernant les mesures secondaires de réduction des émissions

659. Il convient de rappeler que les caractéristiques de la matière première, du procédé de combustion (ou de tout autre procédé à température élevée) et de l'équipement de réduction influent sur les émissions éventuelles de mercure dans les gaz de combustion produits par une centrale donnée. Par exemple, le taux d'extraction du mercure capté avec les cendres volantes d'une chaudière au charbon bitumineux munie d'un DES ou d'un SCF peut varier de 36 à 90 p. 100 (voir le tableau 8.5). Les centrales munies de dispositifs similaires fonctionnant au lignite ou au charbon subbitumineux peuvent

afficher des taux d'extraction du mercure capté avec les cendres volantes allant de 0 à 30 p. 100. Si la centrale est également équipée d'un système de DGC par voie humide (et selon le type de charbon utilisé et la conception de l'épurateur), presque tout le Hg^{2+} restant pourra aussi être capté. Des taux d'extraction du mercure aussi bas que 10 p. 100 et aussi élevés que 95 p. 100 ont été mesurés aux Etats-Unis pour des chaudières de services publics fonctionnant au charbon et équipées de systèmes de DGC par voie humide à la chaux (US EPA, 2002). Lorsque l'épuration du charbon a lieu avant la combustion, les données du département de l'Energie des Etats-Unis indiquent que, en général, de 10 à 50 p. 100 du mercure présent dans le charbon peut être extrait au cours du procédé d'épuration uniquement (US EPA, 1998). La figure 8.3 présente un résumé simple des technologies anti-émissions les plus courantes, tandis que le tableau 8.6 passe brièvement en revue d'autres applications courantes.

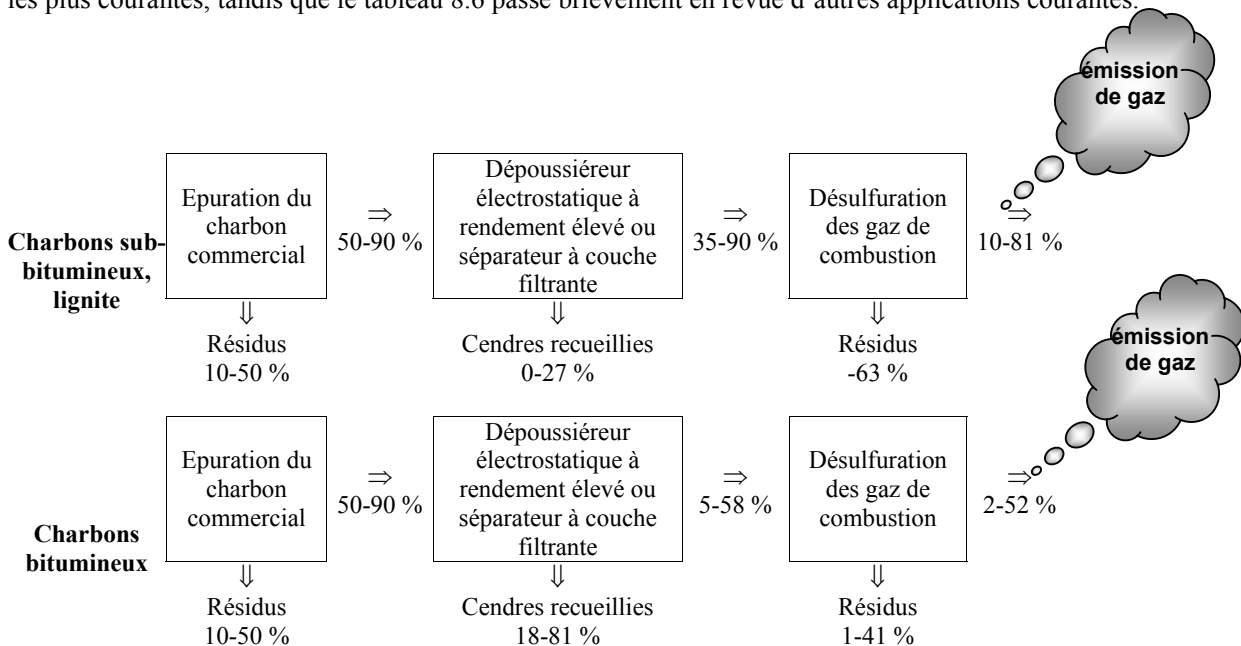


Figure 8.3 Réduction des émissions de mercure des chaudières des services publics – Taux d'extraction habituels des principales technologies

660. Les taux d'extraction du mercure indiqués dans la figure 8.3 peuvent être comparés aux résultats impressionnants obtenus dans une unité de combustion au charbon dans le nord-est de la Chine, indiqués à la figure 8.4.

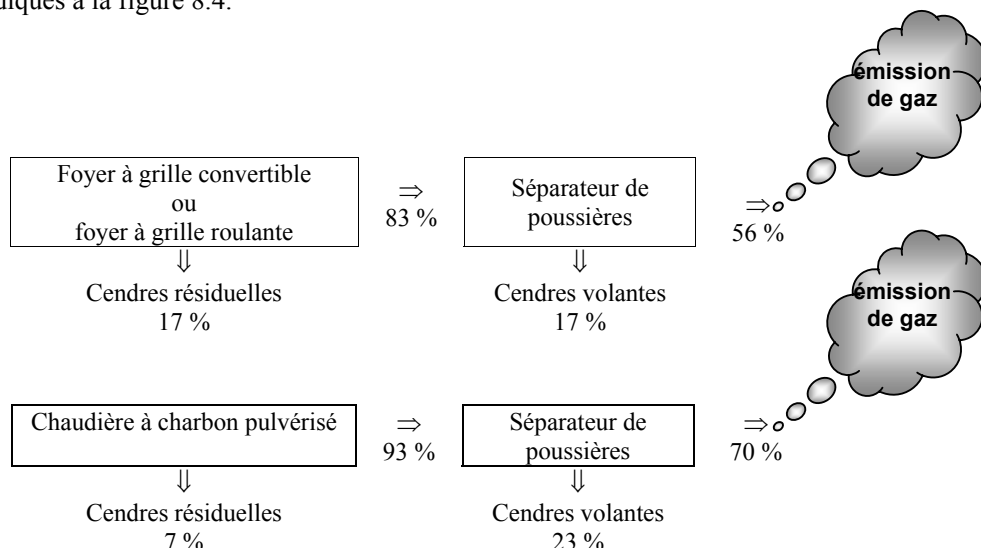


Figure 8.4 Réduction des émissions de mercure issues de la combustion du charbon en Chine (Wang et al., 2000)

Tableau 8.6 Efficacité des technologies courantes de réduction des émissions de mercure pour les chaudières des services publics (d'après Pirrone et al., 2001)

Source d'émissions et choix d'une technologie de réduction pour les chaudières des services publics	Combinaisons de technologies de réduction, efficacité, concentration finale du mercure dans les effluents, etc.
Technologies de réduction des émissions pour les chaudières à charbon des services publics a) système de désulfuration des gaz de combustion (DGC) par voie humide b) système de DGC - adsorbant à séchage par atomisation c) séparateur à couche filtrante installé en aval (« filtre à manche ») d) absorption de SO ₂ e) dépoussiéreur électrostatique (DES) à rendement élevé f) procédé de DGC par voie humide à la chaux/au calcaire-gypse précédé d'un dépoussiérage	(a) réduction de 30 à 50 %; efficacité potentielle beaucoup plus élevée sur les chaudières à charbon bitumineux (b) réduction de 35 à 85 %, efficacité plus élevée lorsque combiné avec (c) (e)+(f) réduction de 77 % (Pays-Bas) (e)+(b) réduction de 75 %, dont de 50 à 70 % sont attribuables à (e) (Bergstrom, 1983)
Types et caractéristiques des chaudières à charbon des services publics a) chaudière à fond humide b) pleine charge c) demi-charge d) faible charge e) combustion en lit fluidisé f) chaudière à charbon pulvérisé à fond sec	(a) produit des taux d'émission de mercure plus élevés que les autres types de chaudière (b) produit des taux d'émission de mercure semblables à (d) (c) produit la moitié des taux d'émission de mercure de (b) et de (d) (e) produit des taux d'émission de mercure semblables ou plus faibles que les chaudières standard (f) produit des taux d'émission de mercure qui sont fonction du type de charbon et des technologies de réduction utilisés
Chaudières à combustible liquide des services publics a) configurations tangentielles b) configurations horizontalement opposées	(a) et (b) affichent des émissions de mercure comparables

 Abréviations : DES - Dépoussiéreur électrostatique
 combustion

DGC - Désulfuration des gaz de

D. Réduction des émissions des incinérateurs

661. Divers pays utilisent, à un degré plus ou moins grand, l'**incinération** contrôlée des déchets, qui permet une réduction du volume des déchets et (d'une manière optimale) une utilisation de l'énergie générée par ces déchets. En raison de son bas point d'ébullition, le mercure présent dans les déchets s'évapore en majeure partie pendant la combustion et est rejeté directement dans l'atmosphère, à moins que les gaz de combustion ne fassent l'objet d'une gestion appropriée. Dans de nombreux pays, les dispositifs anti-émissions installés sur les incinérateurs de déchets ont été améliorés au cours de la dernière décennie, ce qui a entraîné une diminution des émissions de mercure (AMAP, 2000). Dans les unités équipées de systèmes anti-émissions, Pirrone *et al.* (2001) ont constaté que de 35 à 85 p. 100 du mercure était extrait grâce à des dispositifs d'épuration des gaz de combustion.

662. Selon des essais de conformité récemment effectués dans 115 des 167 grands incinérateurs municipaux de déchets (IM) des Etats-Unis, les taux moyens et médians d'extraction du mercure pour les grands IM s'établissaient à 91,5 et à 94 p. 100 respectivement. Le taux moyen d'extraction à chaque site reposait sur la moyenne de trois essais, qu'on a déterminée en mesurant la concentration totale de mercure dans les gaz de combustion en amont et en aval du système anti-émissions à chaque site (injection de charbon actif en poudre en amont soit d'un adsorbant à séchage par atomisation et d'un

séparateur à couche filtrante, soit d'un adsorbent à séchage par atomisation et d'un dépoussiéreur électrostatique).

663. Le mercure extrait des gaz de combustion demeure dans les résidus d'incinération et, dans le cas de certains systèmes de filtrage, dans les résidus solides résultant du traitement des eaux usées (procédé d'épuration). Ces résidus aboutissent généralement dans des décharges ou – selon leur teneur en matières dangereuses et d'autres caractéristiques – sont utilisés à certaines fins dans l'industrie de la construction (panneaux muraux, plate-forme des routes et applications similaires). Dans certains cas, ils sont stockés dans des dépôts spéciaux de déchets dangereux et recouverts d'une membrane ou d'un autre matériau qui élimine ou réduit les rejets par évaporation et lixiviation (Pacyna et Pacyna, 2000).

664. On trouvera les taux habituels d'extraction d'un incinérateur de déchets municipal à la figure 8.5 ci-après de même qu'un éventail étendu des mesures de réduction courantes au tableau 8.7. Il convient de préciser que la figure ne tient pas compte des rejets additionnels provenant des dépôts de cendres et des résidus.

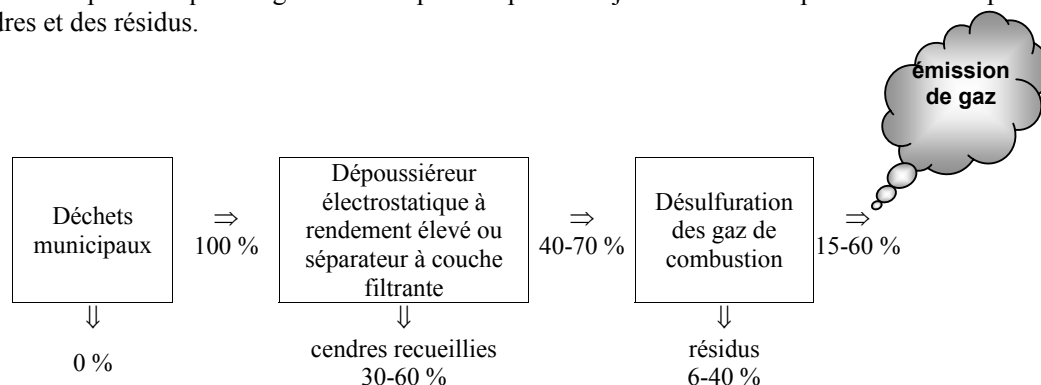


Figure 8.5 Réduction des émissions de mercure provenant des incinérateurs de déchets – efficacité habituelle des principales technologies (d'après Pirrone et al., 2001)

Tableau 8.7 Efficacité des technologies courantes de réduction des émissions de mercure pour les incinérateurs (d'après Pirrone et al., 2001).

Source d'émissions et choix d'une technologie de réduction pour les incinérateurs	Combinaisons de technologies de réduction, réduction en pourcentage des émissions de mercure, concentration finale du mercure dans les effluents, etc.
Incinérateurs municipaux (IM) a) chambre de combustion de déchets non conditionnés/à écran d'eau b) dépoussiéreur électrostatique (DES) à rendement élevé c) système de DGC - adsorbent à séchage par atomisation d) séparateur à couche filtrante installé en aval (« filtre à manche »)	(a) émet du mercure et des composés en concentrations plus élevées que d'autres types d'IM (b)+(c) réduction de 75 %, dont de 50 à 70 % sont attribuables à (b) (Bergstrom, 1983) (c) réduction habituelle de 35 à 85 %, efficacité plus élevée lorsque combiné avec (d)
Incinérateurs de boues d'épuration a) chambre de combustion en lit fluidisé (LF) b) technique à soles multiples (SM)	(a) émet dans l'atmosphère du mercure en concentrations plus faibles que d'autres incinérateurs (b) émet plus de mercure que la plupart des technologies

Abréviations : DES - Dépoussiéreur électrostatique LF - Lit fluidisé
 DGC - Désulfuration des gaz de combustion SM - Soles multiples

Nota : le présent tableau n'inclut pas l'injection de charbon actif comme option de réduction. Cependant, des avancées récentes dans l'utilisation de cette technologie sont mentionnées dans les paragraphes précédents.

665. Pour les besoins de la comparaison, la figure 8.6 illustre le comportement du mercure dans un incinérateur japonais (données fournies par la Corée du Sud). Selon ces mesures, 98,2 p. 100 du mercure contenu dans les déchets est envoyé à l'installation de traitement des gaz d'émissions, et seulement 1,8 p. 100 du mercure demeure dans les résidus de scories. Par la suite, 84,3 p. 100 du mercure est extrait par le dépoussiéreur électrostatique et demeure dans la cendre recueillie, et 14 p. 100 du mercure qui traverse le dépoussiéreur électrostatique (77 p. 100 de mercure total) est extrait par l'installation d'épuration des gaz. Finalement, 7 p. 100 du mercure contenu à l'origine dans les déchets est émis dans l'atmosphère.

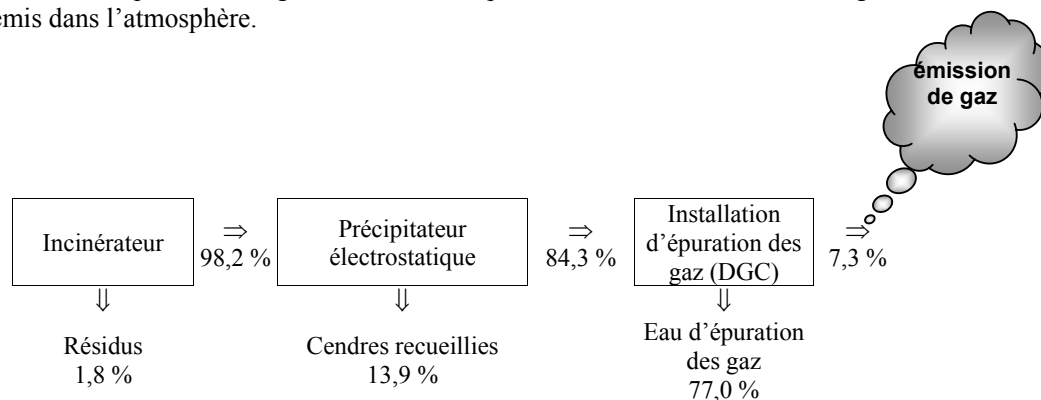


Figure 8.6 Comportement du mercure dans un incinérateur japonais (Nakamura, 1994).

8.3.4 Extraction du mercure des gaz de combustion produits par les industries autres que les chaudières des services publics et les incinérateurs

666. La transformation de matières premières secondaires, comme le fer et l'acier, peut également constituer une importante source d'émissions de mercure, et l'utilisation de technologies anti-émissions s'impose souvent. Dans ce cas-ci, le mercure peut trouver son origine à la fois dans les impuretés naturelles que dans son utilisation intentionnelle dans les produits et composés (commutateurs, activateurs de sacs gonflables, etc.) qui aboutissent à la ferraille.

667. Diverses techniques utilisées pour extraire le mercure des gaz de combustion produits par des industries autres que la production d'électricité et de chaleur de même que pendant l'incinération des déchets ont été mises au point, en particulier pour les procédés métallurgiques. On a par exemple utilisé un filtre au sélénium dans des aciéries et des usines de matériaux non ferreux. Avec ce procédé à sec, des taux d'extraction du mercure de 90 p. 100 ont été obtenus, ce qui a permis de ramener les concentrations de mercure en deçà de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le filtre au charbon, qui est aussi couramment utilisé, affiche des taux d'extraction du mercure comparables à ceux obtenus avec le filtre au sélénium (Pacyna et Pacyna, 2000).

668. Le procédé au sulfure de plomb est une autre technique par voie sèche employée pour extraire le mercure des gaz de combustion produits dans les fonderies de métaux non ferreux. Les gaz contenant du mercure volatil traversent une tour remplie de boules enduites de sulfure de plomb. Une étude réalisée dans une fonderie japonaise à Naoshima indique une réduction des concentrations de mercure passant de $1000\text{-}5000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'entrée de la tour d'absorption à $10\text{-}50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la sortie (Pacyna et Pacyna, 2000).

669. Les deux principaux procédés par voie humide employés pour extraire le mercure des gaz de combustion incluent l'épurateur-laveur au sélénium et le procédé Odda Norzinc au chlorure de sodium. La méthode d'épuration au sélénium ressemble beaucoup à la technique du filtre au sélénium. Une réduction du mercure de l'ordre de 90 à 95 p. 100 peut être réalisée (Pacyna et Pacyna, 2000).

670. Dans le procédé Odda Norzinc au chlorure de sodium, les vapeurs de mercure s'oxydent et passent à l'état de chlorure mercurique, lequel se dépose par précipitation. Le mercure est récupéré et le chlorure mercurique est régénéré. Les teneurs en mercure des gaz traités sont de l'ordre de 50 à $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Pacyna et Pacyna, 2000).

671. L'efficacité de ces techniques est résumée au tableau 8.8, et d'autres technologies courantes sont passées en revue dans le tableau 8.9.

Tableau 8.8 *Efficacité des techniques d'extraction de mercure des gaz de combustion (Pirrone et al., 2001)*

Technique de réduction	Efficacité habituelle de l'extraction du mercure	Mesure de la teneur en mercure après épuration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Filtre au sélénium	> 90 %	< 10
Epurateur-laveur au sélénium	90-95 %	200
Filtre au charbon	90-95 %	10
Procédé Odde Norzinc au chlorure de sodium	s.o.	50-100
Procédé au sulfure de plomb	90-99 %	10-50

Tableau 8.9 *Efficacité des technologies de réduction des émissions du mercure pour d'autres industries (d'après Pirrone et al., 2001)*

Source d'émissions et technologies de réduction	Combinaisons de technologies de réduction, réduction en pourcentage des émissions de mercure, concentration finale du mercure dans les effluents, etc.
Industrie de la sidérurgie a) four à arc (FA) (habituellement utilisé pour les aciers d'alliages spéciaux et la ferraille) b) convertisseur basique à oxygène (CBO) c) four Martin d) filtre au sélénium par voie sèche e) filtre au charbon f) épurateur-laveur au sélénium par voie humide g) procédé Odde Norzinc au chlorure de sodium par voie humide	(a) émet 10 fois plus d'éléments à l'état de traces que (b) ou (c) (d) réduction des émissions de mercure allant jusqu'à 90 %, à moins de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (e) réduction des émissions de mercure allant jusqu'à 90 %, à moins de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (f) réduction des émissions de mercure de 90 à 95 % (g) peut réduire les émissions de mercure à 50-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Procédés de fonte des métaux non ferreux a) filtre au sélénium par voie sèche b) filtre au charbon c) procédé au sulfure de plomb par voie sèche d) épurateur-laveur au sélénium par voie humide e) procédé Odde Norzinc au chlorure de sodium par voie humide	(a) réduction des émissions de mercure allant jusqu'à 90 %, à moins de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (b) réduction des émissions de mercure allant jusqu'à 90 %, à moins de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (c) peut réduire les concentrations de mercure de 1000-5000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ avant l'entrée dans la tour d'absorption à 10-50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à la sortie

8.3.5 Réduction des rejets de mercure des fabriques de chlore

672. Dans les fabriques de chlore qui utilisent le procédé à cathode de mercure, le mercure sert de cathode électrolytique. Lindley (1997), EIPPCB (2000) et divers autres auteurs décrivent en détail ce procédé. La source de la plupart des rejets de mercure provenant de ce procédé sont : l'hydrogène, le système de ventilation du collecteur et l'air de ventilation de la salle d'électrolyse (US EPA, 1973).

673. On ne peut éliminer entièrement les rejets de mercure des opérations de fabrication de chlore qu'en adoptant des procédés sans mercure, comme le procédé à membrane. Le bilan énergétique plus élevé du procédé à membrane (Fauh, 1991) figure parmi les multiples considérations stratégiques et économiques dont il faut tenir compte lorsqu'une entreprise décide de démanteler une installation utilisant le procédé à cathode de mercure pour la fabrication du chlore pour la remplacer par une installation employant un procédé à membrane.

674. Lorsqu'on remplace le procédé à cathode de mercure par le procédé à membrane, certaines parties du procédé peuvent demeurer inchangées. Cependant, comme les concentrations de mercure résiduel excédant 10 parties par million (ppm) dans la saumure peuvent influencer considérablement sur le rendement du procédé à membrane (O'Brien, 1983), on doit d'abord installer un système d'extraction du mercure, lequel sera nécessaire jusqu'à ce que la quantité de mercure résiduel éliminée de la saumure soit suffisante (en général, après un ou deux ans). Les filtres utilisés pour l'extraction du mercure pourront, plus tard, servir au traitement secondaire de la solution (Horvath, 1986). De nombreuses autres modifications techniques doivent également être apportées lorsqu'on remplace le procédé à cathode de mercure par la technologie membranaire – bien que la complexité et le coût de ces modifications soient fortement fonction des caractéristiques de chaque fabrique. Par exemple, on a souvent besoin d'une saumure de qualité plus élevée pour le procédé à membrane, ce qui exige souvent la construction d'une nouvelle installation de purification de la saumure et peut également nécessiter le recours à un nouveau fournisseur de matières premières.

675. Comme il a déjà été mentionné, la conversion des fabriques est associée à des économies d'énergie ainsi qu'à d'autres réductions des coûts d'exploitation, comme l'évitement du coût de recyclage ou d'élimination des déchets de mercure, même si ces coûts sont incertains (US EPA, 1997). Bien que les chiffres réels varient fortement d'un établissement à l'autre, le World Chlorine Council a proposé, pour la plupart des estimations des économies totales en coûts d'exploitation, une fourchette comprise entre 30 et 50 \$US par tonne métrique de capacité de production de chlore. On peut comparer ces économies, comptabilisées sur la durée de vie de l'établissement, aux coûts d'investissement initial de la conversion, qui est habituellement de l'ordre de 500 \$US par tonne métrique de capacité de production de chlore.

676. Le recours aux principales options – autres qu'une conversion totale – de réduction des émissions atmosphériques attribuables à la fabrication de chlore au moyen du procédé à cathode de mercure exige qu'une attention particulière soit portée aux effluents de sous-produits gazeux (hydrogène) de même qu'à l'air de ventilation du collecteur et de la salle d'électrolyse. Les techniques et les dispositifs utilisés habituellement pour extraire le mercure des émissions de cheminée sont : 1) le refroidissement du flux gazeux d'hydrogène afin d'en extraire le mercure; 2) les antibrouillards; 3) les épurateurs; 4) l'adsorption sur du charbon actif et des tamis moléculaires. L'utilisation appropriée de ces dispositifs permet d'extraire plus de 90 p. 100 du mercure des flux gazeux (Pacyna et Pacyna, 2000).

677. Toutefois, la plupart des rejets de mercure des fabriques de chlore sont des émissions fugitives. Parmi les mesures préventives appropriées figurent les suivantes :

- refroidissement de l'équipement avant l'ouverture pour un entretien à l'intérieur de celui-ci;
- consolidation des mesures d'entretien visant à limiter le nombre d'opérations d'entretien à l'intérieur de l'équipement;
- évacuation du mercure des composants avant l'ouverture ou recouvrement du mercure présent à l'intérieur des composants au moyen d'eau de refroidissement ou, encore, installation d'une hotte pour capter le mercure gazeux;
- dépenses d'équipement dans des décomposeurs de grande capacité exigeant moins d'entretien à l'intérieur de l'équipement;
- épuration de la saumure afin de prévenir l'accumulation de déchets de mercure exigeant un entretien à l'intérieur de l'équipement;
- utilisation d'anodes métalliques plus durables exigeant moins d'entretien à l'intérieur de l'équipement;

- dépenses d'équipement dans de nouvelles cuves de forme allongée présentant des caractéristiques favorisant la prévention de la pollution atmosphérique, comme des bras mécaniques internes qui peuvent accomplir certaines opérations d'entretien qui, autrefois, auraient été réalisées à l'intérieur de l'équipement.

678. On peut trouver de plus amples renseignements sur les options appropriées de réduction de la pollution dans le document du EIPPCB (2000) intitulé *Guidelines for Mercury Cell Chlor-alkali Plants Emission Control: Practices and Techniques*, à <<http://www.cl2.com/AM2001/index.html>> et dans une série similaire de lignes directrices et de documents, disponibles sur le site d'Euro Chlor, à <<http://www.eurochlor.org/>>.

679. Parmi les exemples de progrès récents dans ce secteur, mentionnons les fabriques de chlore par cathode de mercure aux Etats-Unis, qui ont volontairement réduit leur consommation de mercure de 81 p. 100 depuis 1995 pour atteindre un total d'environ 28 tonnes métriques en 2001. Si l'on tient compte de la baisse de la capacité de production pendant cette période, la diminution « réelle » s'établit à 75 p. 100. D'après les rapports de l'industrie, ces réductions ont été rendues possibles grâce à diverses mises à niveau de l'équipement et à des améliorations apportées aux pratiques de gestion qui ont limité la vaporisation du mercure de la salle d'électrolyse. En Europe occidentale, l'industrie a volontairement réduit de 96 p. 100 ses émissions de mercure dans l'atmosphère²⁴ depuis 1977 en faisant appel à des améliorations technologiques et à des modifications des pratiques de gestion similaires.

8.3.6 Réduction des rejets de mercure provenant des exploitations aurifères artisanales

680. Selon un document de CETEM/IMAAC/CYTED (2001), depuis 1980, les activités des exploitations aurifères à petite échelle ont augmenté de façon stable. Dans ce rapport, on estime également que ces petites exploitations peuvent représenter jusqu'à un quart de la production mondiale d'or. Malgré la faiblesse actuelle du prix de l'or, la ruée vers l'or dans le secteur artisanal se poursuit. Dans le chapitre 7, on a étayé l'importance des rejets de mercure attribuables à ces activités. L'objectif que poursuit l'ONUDI, par sa participation à l'étude de ce problème, est le remplacement de procédés peu rentables et à consommation et à rejets élevés de mercure par des solutions de rechange écologiques et rentables qui réduiront nettement ou élimineront l'utilisation et le rejet de mercure.

A. Mesures diverses visant à réduire les rejets de mercure de même que l'exposition à cet élément

681. Selon CETEM/IMAAC/CYTED (2001), en raison de l'importance de la formation et de la sensibilisation pour l'obtention de résultats dans le secteur de l'exploitation minière à petite échelle, l'ONUDI se concentre sur les mesures suivantes :

- formation en cours d'emploi sur les technologies propres;
- formation des femmes et des entrepreneures, qui possèdent une grande part du secteur;
- sensibilisation par des ateliers locaux, régionaux et internationaux; sollicitation de l'intérêt des médias. Par exemple, la BBC et CNN ont déjà diffusé des reportages sur les activités de l'ONUDI relatives au mercure.

682. Pour une présentation positive des solutions de rechange aux pratiques actuelles polluantes, il faut :

- familiariser les fabricants locaux à l'équipement d'extraction de l'or à la fois simple et efficace;
- faire connaître des techniques autres que l'amalgamation;
- démontrer la rentabilité des nouvelles techniques;
- élaborer des programmes de microfinancement en collaboration avec le secteur privé.

²⁴ Bien que les émissions de mercure dans l'atmosphère (données de l'industrie en Europe) ne puissent être directement comparées à la consommation de mercure (données de l'industrie aux Etats-Unis), l'idée principale de ce paragraphe est qu'une grande partie de l'industrie a consenti un important effort à l'amélioration de son efficacité environnementale.

683. La participation et l'engagement de la communauté locale sont cruciaux, y compris les éléments suivants :

- compréhension claire du problème par la communauté;
- engagement de ressources communautaires pour régler le problème;
- réunions de tous les intervenants concernés pour la tenue de discussions vers l'atteinte d'un consensus;
- après l'atteinte d'un consensus, élaboration d'un programme d'action comprenant les aspects suivants : a) utilisation en circuit fermé du mercure pour les opérations de concentration et d'amalgamation; b) combustion de l'amalgame dans des récupérateurs sur le terrain et utilisation de hottes chez les négociants d'or; c) confinement du matériel traité dans des bassins de décantation spéciaux;
- accord relativement à l'adoption de ces mesures tant pour les opérations actuelles que pour la prévention de problèmes futurs;
- pour les opérations actuelles, échantillonnage des rejets de mercure, évaluation des zones à risque et prise de mesures d'isolement et de correction afin d'assurer la fixation ou la récupération du mercure.

684. D'autres mesures plus évidentes doivent également être mises en œuvre :

- prévention des déversements de mercure pendant la phase d'amalgamation (cette mesure de gestion du mercure doit s'appliquer pendant l'ensemble du processus);
- utilisation d'amalgamateurs;
- traitement du minerai en boucle fermée;
- utilisation de récupérateurs pour recueillir le mercure gazeux;
- utilisation de hottes (munies de préférence de filtres au charbon) chez les négociants d'or.

685. CETEM (1994) a publié un guide sur le traitement de l'or alluvionnaire et la manipulation sûre du mercure.

B. Centres d'amalgamation

686. L'ONUDI (1997) a observé qu'une solution très créatrice avait été la mise en œuvre de centres d'amalgamation au Venezuela. Cette solution peut être facilement reproduite dans d'autres pays. Les mineurs apportent leurs concentrés obtenus par séparation gravimétrique à ces centres, où ils sont amalgamés en toute sécurité par des opérateurs techniques. Les services des centres d'amalgamation exploités par le gouvernement du Venezuela sont gratuits. Les services des centres privés coûtent 0,70 \$US par kilogramme de concentré à amalgamer.

687. À l'établissement de Carhuachi, un centre d'amalgamation en bordure de la rivière Caroni, l'ONUDI et une organisation non gouvernementale vénézuélienne connue sous le nom de PARECA ont mis sur pied l'UNECA (unité pour l'extraction de l'or et l'amalgamation contrôlée), où l'or est traité par des opérateurs qualifiés au moyen de plaques d'amalgamation spéciales ou de la lixiviation et du procédé électrolytique au chlorure de sodium. Les deux méthodes réduisent l'utilisation du mercure. Le procédé électrolytique élimine en fait la nécessité de l'amalgamation. Des récupérateurs spéciaux et des fours de fonte surmontés de hottes équipées de filtres à charbon de bois imprégnés d'iode sont utilisés.

688. Un centre de traitement de type UNECA peut être installé dans des villages miniers ou dans toute région centrale accessible aux mineurs qui souhaitent y apporter leurs concentrés obtenus par gravimétrie. L'extraction de l'or est en fait améliorée, et l'exposition des opérateurs au mercure est négligeable. Le fait, pour un mineur, de confier son concentré à un tel centre représente en outre l'avantage de réduire les coûts dans sa propre installation de traitement. Ces centres jouent un rôle important dans la diffusion d'information sur le mercurialisme provoqué par les vapeurs de mercure et l'ingestion de poissons contaminés. Les mineurs peuvent recevoir cette information pendant qu'ils attendent que leurs concentrés soient traités. Les centres peuvent également conseiller les mineurs sur la façon d'améliorer leur production et peuvent fournir un lieu de rencontre à d'autres fins éducatives et organisationnelles.

C. Mesures individuelles

689. D'autres mesures individuelles permettent à l'exploitant d'une mine artisanale de réduire ses rejets de mercure. Des récupérateurs peuvent être employés pour capter le mercure volatilisé et le condenser, ce qui entraîne des réductions substantielles des émissions atmosphériques et de l'exposition professionnelle et rend possible le recyclage du mercure à quelques reprises avant que sa capacité à récupérer l'or soit trop réduite. Certains récupérateurs sont faits en acier inoxydable, tandis que d'autres sont fabriqués à la main à partir de tuyaux et de raccords en fer peu coûteux. Les rejets de mercure pendant la pyrogénéation varient selon le type de raccords ou de fixations utilisés, et la récupération du mercure oscille en général entre 51 et 99 p. 100 (Farid *et al.*, 1991). Les récupérateurs ne sont pas très répandus dans les champs aurifères en raison de l'inquiétude des mineurs au sujet de ce qui peut arriver à l'or lorsqu'ils ne gardent pas un contact visuel permanent avec l'amalgame pendant le procédé de pyrogénéation. Certains craignent qu'en présence d'une température trop élevée l'or s'évapore également ou, encore, que l'or puisse être volé d'une façon ou d'une autre. Qui plus est, après de si nombreuses heures de dur labeur, c'est un plaisir pour un mineur d'observer chaque étape de l'extraction de l'or de l'amalgame. Finalement, on rapporte que ceux qui profitent de la vente du mercure dissuadent fortement les mineurs d'adopter une telle innovation qui risquerait de nuire à leur commerce.

690. Il existe également d'autres méthodes faciles à mettre en œuvre pour réduire les émissions de mercure lorsqu'un amalgame est chauffé. Selon l'ONUDI (1997), en 1989, une entreprise brésilienne a conçu une hotte pour la condensation du mercure. Le prototype consistait en une série de plaques de condensation couplées à des filtres au charbon actif imprégnés d'une solution d'iode. Cette hotte spéciale retiendrait plus de 99,9 p. 100 des vapeurs de mercure. On a détecté des concentrations de mercure inférieures à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'intérieur de l'atelier durant une opération de fonte de l'or, comparativement à des pointes de $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans des ateliers non protégés²⁵. Le centre d'amalgamation de Carhuachi, au Venezuela, utilise une technique similaire. Cette solution simple doit être appliquée chez tous les négociants d'or en Amérique latine, ce qui entraînera une réduction importante des émissions de mercure dans les zones urbaines.

8.4 Pratiques de gestion des déchets

8.4.1 Déchets contenant du mercure et stocks de mercure

691. Comme il est décrit au chapitre 6, les déchets contenant du mercure peuvent constituer d'importantes sources de rejets, surtout que les pratiques de gestion varient considérablement d'un pays à l'autre. Divers flux de déchets doivent faire l'objet d'une étroite surveillance (voir le tableau 8.10). De plus, il existe de très gros stocks de mercure qui, s'ils ne sont pas gérés de façon responsable, peuvent constituer des sources d'émissions (voir le tableau 8.11).

692. Mentionnons, en premier lieu, la réserve « stratégique » de mercure vierge du département de la Défense des États-Unis, qu'on a décidé de mettre en vente au début des années 1990. Par la suite, l'US EPA a convaincu le département d'imposer un moratoire sur les ventes en attendant l'adoption d'une réglementation visant à empêcher d'éventuelles utilisations difficiles à gérer. Le moratoire est encore en vigueur, mais on n'a pas encore trouvé de solution à long terme.

693. En deuxième lieu, le mercure provenant des fabriques de chlore constitue un enjeu particulier (voir également la section 7.4). En effet, comme on désaffecte des usines en Europe occidentale, une grande quantité de mercure « usé » devient accessible et aurait atteint environ 500 tonnes métriques par année en 2000 et en 2001, selon Euro Chlor. Ce mercure est pratiquement « pur » et, par conséquent, réutilisable sans retraitement (pour la plupart des applications). Le Conseil de l'environnement a demandé à la Commission européenne (lors d'une réunion tenue le 7 juin 2001) d'envisager la mise en place, dans les États membres de l'UE, de mesures conjointes qui permettraient de contrôler le sort

²⁵ Pour les besoins de la comparaison, les concentrations de base de mercure atmosphérique dans les villes s'établissent à environ $0,01 \mu\text{g}$ de Hg/m^3 , la limite pour l'exposition du public s'établit à $1 \mu\text{g}$ Hg/m^3 et celle pour l'exposition industrielle s'établit à $50 \mu\text{g}$ de Hg/m^3 (ONUDI, 1997).

éventuel de ce mercure. Pour l’instant, l’industrie a accepté de le confier à la société minière espagnole *Miñas de Almadén*, à la condition que celle-ci remplace, tonne pour tonne, le mercure qu’elle aurait autrement extrait et fondu pour satisfaire à la demande normale du marché.

Tableau 8.10 Flux des déchets à l’origine des rejets de mercure

Emissions dans l’atmosphère de déchets contenant du mercure
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Boues des stations de traitement des eaux usées brûlées dans les incinérateurs. ▪ Emissions diffuses provenant des déchets non ramassés (lampes fluorescentes, piles, thermomètres, commutateurs au mercure, composants électriques et électroniques, dents obturées avec des amalgames, etc.). ▪ Evaporation du mercure mis en décharge. ▪ Déchets contenant du mercure brûlés dans des incinérateurs de déchets municipaux, médicaux ou dangereux. ▪ Ferraille contenant du mercure utilisée par des aciéries secondaires. ▪ Emissions de mercure provenant d’autres procédés de traitement, y compris la récupération et la stabilisation.
Rejets dans le milieu aquatique de déchets contenant du mercure
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Rejets industriels et domestiques directs avec les eaux usées ▪ Rejets indirects par les systèmes de traitement des eaux usées. ▪ Elimination sauvage du mercure dans l’eau; eau de ruissellement contaminée à la suite de l’élimination sauvage de mercure sur le sol. ▪ Lixiviat provenant de décharges non pourvues de membranes de récupération et de systèmes d’épuration des lixiviats.
Rejets dans le milieu terrestre (sol) de déchets contenant du mercure
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Elimination (sauvage) du mercure dans le sol ou dans des décharges – avec ou sans protection des eaux souterraines et du sol environnant (membranes et système de purification des lixiviats). ▪ Rejets diffus provenant des déchets non ramassés (piles, thermomètres, commutateurs au mercure, composants électriques et électroniques, dents obturées avec des amalgames, etc.). ▪ Rejets industriels locaux : entreposage sur place de matériaux et de déchets, tuyaux brisés ou inutilisés, équipement et matériaux de construction. ▪ Epanchage de boues d’épuration contenant des contaminants à l’état de traces sur des terres agricoles (boues utilisées comme engrais). ▪ Utilisation pour la construction de résidus solides provenant de l’incinération des déchets et de la combustion de charbon (scories/cendres résiduelles et volantes).

Tableau 8.11 Principaux stocks de mercure devant faire l’objet d’une gestion responsable

Quantités de déchets ou stocks de mercure à gérer
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Réserves de mercure dites stratégiques détenues par un grand nombre de gouvernements. ▪ Grandes quantités de mercure récupérées dans des fabriques de chlore utilisant le procédé à cathode de mercure au moment de leur désaffectation ou de leur conversion à un procédé sans mercure.

8.4.2 Mesures de prévention et de réduction

694. Maintenant que nous venons de décrire toutes les sources de rejets (potentielles) de mercure, nous nous concentrerons surtout dans la présente section sur les types de mesures que l’on peut prendre pour prévenir (solutions à long terme) et réduire (solutions habituellement à court et à moyen termes)

ces rejets. Bien sûr, on pourrait résoudre un grand nombre de problèmes si on utilisait plus largement des produits de remplacement du mercure et si on réduisait davantage la teneur en mercure des divers flux de déchets. Cependant, dans le présent chapitre, on suppose que les déchets contiennent du mercure et on propose des façons de mieux les gérer. Comme dans le cas des rejets industriels, on peut envisager l'application d'un éventail de mesures non techniques et techniques.

A. Mesures non techniques

695. On peut généralement diviser en trois catégories les mesures non techniques de prévention et de réduction des rejets provenant des flux de déchets, soit les mesures réglementaires et normatives, les mesures économiques ainsi que les mesures éducatives et informatives. Voici quelques exemples.

(1) Mesures réglementaires et normatives :

- interdire que le mercure contenu dans les produits et procédés soit rejeté directement dans l'environnement, par une collecte efficace des déchets;
- interdire que les déchets de mercure provenant de produits et de procédés puissent être mélangés avec des déchets moins dangereux dans le flux des déchets et assurer une collecte et un traitement séparés;
- fixer des valeurs limites pour les teneurs en mercure autorisées dans les boues d'épuration pour l'épandage sur des terres agricoles;
- limiter l'utilisation de résidus d'incinération solides dans la construction des routes ou d'autres applications pour lesquelles on ne peut pas assurer un contrôle à long terme;
- interdire que le mercure usé et recyclé soit réintroduit sur le marché;
- interdire le rejet illégal de déchets;
- interdire tout rejet de mercure direct ou indirect avec les eaux usées ou dans les systèmes de traitement des eaux usées ou toute élimination du mercure dans l'eau;
- interdire ou limiter le transport transfrontalier des déchets contenant du mercure (et d'autres déchets dangereux);
- exiger que tout déchet contenant du mercure ou tout matériau stocké sur place par une industrie ou une exploitation commerciale soit mis dans des contenants hermétiques et imperméables et que l'organisation ait mis au point un plan et un calendrier écrit pour une éventuelle élimination adéquate des matériaux;
- interdire l'épandage sur le sol de toute boue d'épuration, de tout engrais ou de tout autre matériau qui n'est pas conforme aux normes internationales responsables concernant la teneur en mercure;
- mettre en place une stratégie de gestion environnementale comprenant des mesures de surveillance et d'application des règlements relatifs mercure, un suivi de tous les mouvements de mercure (de la matière première, au procédé, au produit et aux déchets) et une vérification indépendante périodique.

(2) Mesures économiques :

- imposer des taxes et des droits sur l'élimination des déchets dangereux (incinération spéciale, décharge réservée, etc.) qui reflètent pleinement les coûts réels à long terme pour la société et l'environnement d'une gestion responsable de ces substances dangereuses.

(3) Mesures éducatives et informatives :

- informer le public au sujet de l'élimination adéquate des produits contenant du mercure;
- mettre en place des points de collecte où le public peut facilement apporter ces produits séparément;
- établir plusieurs indicateurs clés et faire connaître les progrès réalisés en ce qui concerne la gestion responsable du mercure.

B. Mesures techniques

696. On peut diviser en deux catégories les mesures techniques de gestion des déchets contenant du mercure, soit les mesures de prétraitement et les mesures de réduction des émissions.

(1) Mesures de prétraitement :

- interdire ou limiter les rejets de mercure dans l'environnement en traitant les déchets ménagers, dangereux et médicaux au moyen d'une technologie de réduction des rejets.

(2) Mesures de réduction des émissions :

- exiger que les décharges soient dûment autorisées et équipées pour le type de déchets dangereux qu'elles acceptent, ce qui veut dire qu'elles doivent être munies de membranes pour prévenir l'évaporation ou la lixiviation du mercure, que l'on doit procéder au captage et au traitement des effluents de décharge et que l'on doit effectuer des examens périodiques et un contrôle à long terme de la qualité des eaux souterraines, des émissions atmosphériques, etc.;
- s'assurer que les déchets contenant du mercure sont incinérés seulement dans des installations équipées pour les déchets dangereux – meilleures technologies de dépoussiérage et d'épuration des gaz de combustion, etc.;
- aménager une installation (peut-être en collaboration avec un pays voisin) en vue de l'élimination définitive des déchets traités contenant du mercure (et autres) qui sont tellement concentrés ou dangereux à long terme qu'on ne peut pas les éliminer de façon responsable d'une autre manière.

C. Solutions limitées à long terme

697. Comme il est expliqué au chapitre 6, la plupart des options susmentionnées sont des mesures à court et à moyen termes. Une des seules mesures réelles à long terme est la prévention (garder le mercure hors du flux des déchets). Une fois présent dans le flux des déchets (si la lutte antipollution est considérée comme une priorité), le mercure doit faire l'objet de mesures, notamment la réduction des émissions des incinérateurs, l'élimination spéciale des résidus produits par les incinérateurs, le traitement des lixiviats dans les décharges, etc. (tous sont associés à des surcoûts). Même les pays qui s'efforcent de séparer les produits contenant du mercure du flux traitement des déchets ont du mal à atteindre des taux de collecte satisfaisants et se rendent compte qu'il leur coûte très cher de recueillir et de traiter séparément des produits contenant du mercure. Réduire l'utilisation intentionnelle des produits contenant du mercure est donc un objectif fortement souhaitable. Cet objectif est en fait le principal élément moteur de la politique de remplacement du mercure d'un grand nombre de pays.

698. Une autre mesure à long terme de gestion des déchets contenant du mercure est le stockage intermédiaire ou définitif dans une installation spéciale, comme on le décrit ci-après.

8.4.3 Gestion responsable des stocks de mercure**A. Prise en charge par *Almadén***

699. Comme il est indiqué au chapitre 7, l'une des solutions proposées en ce qui a trait au mercure provenant des fabriques de chlore désaffectées est l'expédition de ce mercure à la mine de mercure d'*Almadén* en Espagne. Cette société a accepté de diminuer sa production minière et de vendre plutôt le mercure provenant des fabriques de chlore. Certains estiment qu'on ne sait pas encore vraiment où ce mercure sera vendu ou comment il sera utilisé.

B. Stockage intermédiaire

700. On a aussi proposé que le mercure soit stocké en toute sécurité pendant une période indéfinie jusqu'à ce qu'on trouve une stratégie de recyclage en boucle fermée ou une stratégie d'élimination sécuritaire. Cette option est avantageuse en ce sens que le mercure demeure accessible en cas de nouveau besoin important. Elle pourrait cependant être à l'origine de certains rejets et engendrer des coûts de gestion permanents, et il ne s'agit toujours pas d'une solution définitive. Toutefois, les coûts de gestion permanents et les risques de rejets importants à l'extérieur du périmètre du site de stockage intermédiaire seraient peu élevés si des pratiques de gestion optimales étaient appliquées.

C. Stockage définitif ou permanent

701. On a fait valoir que, d'un point de vue environnemental, l'élimination définitive ou permanente du mercure serait préférable. Cependant, cela pourrait encourager le maintien de l'exploitation minière et de la fusion du mercure vierge en vue de satisfaire à la demande continue. On a aussi fait valoir qu'il peut être difficile, voire impossible, de récupérer le mercure si d'importantes utilisations nouvelles (et « en boucle fermée ») devaient apparaître dans l'avenir.

702. La Suède a élaboré une stratégie pour le stockage définitif des surplus de mercure et des déchets contenant du mercure. On a mis au point cette stratégie parce qu'on ne savait pas quoi faire du mercure – provenant de produits de consommation ou contenu dans des déchets industriels ou à teneur élevée en mercure – qui se trouve actuellement dans des sites de stockage intermédiaire ou temporaire. Il faudra établir un cadre juridique et résoudre divers problèmes techniques concernant le traitement des déchets ainsi que l'emplacement et la conception de l'installation de stockage définitif, mais un concept viable a quand même été élaboré et proposé. Selon ce concept, on suggère que les propriétaires de déchets assument la pleine responsabilité de la construction, de la gestion et de l'exploitation de l'installation. À l'exception des coûts du prétraitement, les coûts estimés pour cette option sont de l'ordre de 14 à 20 \$US par kg de mercure. Pour mettre les choses en perspective, disons que les coûts de stockage feraient augmenter de 6 à 10 p. 100 les coûts estimés du remplacement d'un procédé à cathode de mercure par un procédé à membrane dans une fabrique de chlore.

703. Le concept de stockage définitif repose sur la conversion du mercure – présentement stocké sous une forme élémentaire ou sous la forme de déchets à teneur très élevée en mercure – en une forme chimiquement stable (p. ex. sulfure de mercure, HgS) et sur l'élimination ultérieure du mercure stabilisé dans des sites de stockage par enfouissement profond dans le roc. On a mené un certain nombre d'enquêtes sur la technologie de traitement des déchets, la stabilisation chimique, la géochimie, l'hydrogéologie ainsi que la rentabilité. Or, les résultats de ces enquêtes indiquent que le concept est techniquement et économiquement viable²⁶. Bien qu'il reste beaucoup de problèmes à résoudre, la Suède prévoit mettre en application la stratégie de stockage définitif dans un proche avenir.

704. D'autres options concernant le traitement des déchets et la conception de l'installation pourront être envisagées plus tard, mais voici quels sont actuellement les principaux éléments du concept de stockage définitif :

- la conversion du mercure contenu dans les déchets à teneur élevée en mercure, les piles, les dispositifs électriques, etc., en une forme élémentaire, au moyen d'un traitement thermique et de la condensation du mercure élémentaire liquide;
- la conversion du mercure élémentaire en sa forme sulfurique, au moyen d'un traitement thermique avec du sulfure de sodium ou d'autres réactifs appropriés;
- le stockage du sulfure de mercure dans un site de stockage par enfouissement profond dans le roc équipé de dispositifs de surveillance appropriés.

705. Parmi les conditions physiques qu'un site doit remplir avant qu'on y construise une installation de stockage définitif, mentionnons les suivantes : la stabilité géologique, la faible perméabilité à l'eau et l'absence de ressources minérales qu'il est économiquement possible d'excaver ou qui peuvent le devenir. Le stockage définitif peut être situé dans des puits de mine abandonnés dont on connaît bien les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques.

706. Il convient de préciser que le stockage définitif par enfouissement profond dans le roc n'est pas conçu pour réduire les rejets actuels de mercure dans l'environnement ou les expositions actuelles. Il s'agit plutôt d'une solution à long terme au problème de stockage des déchets contenant du mercure, à

²⁶ Au début de l'année 2002, l'US EPA a terminé sa recherche sur le traitement du mercure par stabilisation et amalgamation. On a utilisé deux échantillons dans cette recherche, soit du mercure élémentaire et des déchets contenant 5000 ppm de diverses espèces de mercure. Se fondant sur les résultats de ces études, l'US EPA ne croit pas que le traitement seul soit suffisant pour assurer la gestion à long terme des déchets à teneur élevée en mercure et des surstocks de mercure. L'US EPA n'est pas convaincue que les déchets demeureront dans un état stable lorsqu'ils seront exposés à l'éventail de conditions présentes dans les décharges aux États-Unis.

la lumière de la persistance du mercure et du besoin de stratégies à long terme pour la réduction de la pollution par le mercure.

8.5 Rentabilité de la réduction des rejets de mercure

707. Bien que les coûts des technologies de réduction des rejets varient grandement selon le pays, la situation géographique, les conditions locales, la disponibilité de l'équipement et des techniciens et les caractéristiques des matières brûlées ou des déchets incinérés, la présente section s'appuie néanmoins sur des sources de données clés pour en faire une estimation comparative.

8.5.1 Coûts de la réduction des émissions de mercure des chaudières et des incinérateurs

A. Coûts de la réduction des émissions de mercure par les chaudières des services publics

708. Comme il est mentionné à la page 14 du rapport des gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'est du Canada (GNA/PMEC, 2000), « les estimations [de l'US EPA] de la rentabilité des diverses méthodes de réduction des émissions de mercure varient largement », allant de 11-66 \$US par gramme de mercure pour l'injection de carbone²⁷ à 143-933 \$US par gramme de mercure pour la substitution de combustible. Ces chiffres semblent élevés comparativement aux coûts généraux des mesures de réduction des polluants habituels, tels que les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO₂) et les particules (PM). L'US EPA a présenté une comparaison de coûts (voir l'encadré ci-après) qu'il faut toutefois interpréter avec prudence en raison de la nature totalement différente des émissions, des quantités, des effets, etc.

709. Il est important de reconnaître que le coût ultime des mesures de réduction des émissions de mercure des chaudières des services publics sera fonction de l'effet que pourraient avoir ces mesures sur la vente et/ou l'élimination des sous-produits de la combustion. Ainsi, dans le cas des usines qui vendent leurs cendres volantes pour la fabrication de ciment, l'injection de charbon actif pourrait nettement réduire leur capacité de vendre ces cendres, car celles-ci auront une teneur en mercure plus élevée. Par ailleurs, les usines qui choisissent d'utiliser un épurateur par voie humide pour capter le mercure pourraient être incapables de vendre leur gypse pour la fabrication de panneaux muraux, car la teneur en mercure de ce gypse serait plus élevée. Les effets que pourraient avoir d'autres mesures de réduction des émissions de mercure sur l'utilisation des sous-produits ou l'élimination des résidus restent à déterminer. De telles considérations pourraient influencer considérablement sur les coûts de la réduction des émissions de mercure des chaudières à charbon.

710. Il faut également mentionner que, à poids égal, le mercure présente un danger beaucoup plus grave pour la santé et l'environnement que le SO₂, les NO_x et les particules. Les coûts de la réduction des émissions de mercure sont comparables à ceux de la réduction des dioxines et des furannes, qui sont produits en quantités extrêmement faibles dans les gaz de combustion et dont les émissions, aussi faibles soient-elles, sont préoccupantes. Comme dans le cas des réductions des émissions de ces polluants (les épurateurs et les filtres à manche se sont révélés très efficaces pour capter les dioxines et les furannes), il convient de remarquer que les stratégies de réduction des émissions de mercure réduisent également les émissions d'autres polluants et vice-versa. Ainsi, la substitution de combustible peut nettement réduire les émissions de NO_x, de SO₂, de dioxyde de carbone (CO₂) et de particules, tandis que les épurateurs captent de nombreuses autres substances toxiques en plus du mercure. Quand on répartit les coûts de ces stratégies entre tous les polluants dont les émissions ont été réduites, leur rentabilité augmente de beaucoup.

²⁷ L'US EPA a estimé cette fourchette de coûts pour l'injection de carbone en se basant sur une chaudière à charbon de 975 MW et sur un taux d'extraction du mercure de 90 p. 100. Soulignons que les coûts de la réduction des émissions de NO_x ont été calculés pour des applications à grande échelle, tandis que les coûts de réduction des émissions de mercure sont basés sur des données à échelle réduite qui sont, par conséquent, plus expérimentales. Des données résultant d'essais à grande échelle en cours devraient nous permettre de préciser les coûts de la réduction des émissions de mercure.

**Comparaison de coûts entre les mesures de réduction des émissions de mercure et de NO_x
(US EPA, 2002)**

On peut avoir une meilleure idée des coûts de la réduction des émissions de mercure en les comparant aux coûts de méthodes de réduction actuellement utilisées pour les NO_x. Aux Etats-Unis, on utilise des technologies commerciales de réduction des NO_x en application des exigences de réduction en vigueur. Ces coûts sont donc calculés pour des applications à grande échelle. En comparant les coûts de la réduction des émissions de mercure à ceux des mesures actuellement utilisées pour les NO_x, on peut voir jusqu'à quel point les coûts de la réduction des émissions de mercure se rapprochent ou s'éloignent du coût des applications à grande échelle employées pour limiter les rejets d'autres polluants.

Le tableau 8-10 présente les fourchettes de coûts annuels totaux en dollars constants (2000) des mesures de réduction des émissions de mercure examinées dans le présent document et de deux technologies actuellement utilisées pour les NO_x (c.-à-d. les chaudières à faible émission de NO_x (CFEN) et la réduction catalytique sélective (RCS). Les coûts de la réduction des émissions de NO_x sont basés sur des chaudières à charbon pulvérisé à fond sec d'une capacité variant de 100 à 1000 MW, exploitées à un facteur de capacité de 0,65. En général, on s'attend à ce que la fourchette de coûts des CFEN et de la RCS corresponde à celle des mesures de réduction des émissions actuellement utilisées pour les NO_x; voilà pourquoi ces coûts ont été comparés à ceux des mesures de réduction des émissions de mercure.

Comme on peut le voir au tableau 8-10, les coûts annuels totaux de la réduction des émissions de mercure se trouvent la plupart du temps à mi-chemin entre les coûts des CFEN et de la RCS. Cependant, selon le tableau 8-9 (*non montré ici*), les coûts annuels totaux de la réduction des émissions de mercure sont plus élevés pour une minorité d'usines utilisant des dépoussiéreurs électrostatiques côté chaud (DES-CC); cependant, si on exclut ces derniers coûts, les coûts actuels estimatifs et les coûts projetés de la réduction des émissions de mercure se situent dans la fourchette de coûts des CFEN et de la RCS.

Tableau 8-10

Polluant atmosphérique contrôlé	Technologie de réduction des émissions	Fourchette de coûts totaux annuels des mesures de réduction (\$US/MW)
Hg	injection de charbon actif en poudre	de 0,305 à 3,783 (a)
		de 0,183 à 2,270 (b)
NO_x	brûleur à faible émission de NO _x	de 0,210 à 0,827 (c)
	réduction catalytique sélective	de 1,846 à 3,619 (c)

(a) coûts actuels estimatifs (b) coûts projetés (c) coûts réels

711. Des données sommaires sur les coûts relatifs des technologies de réduction des rejets sont fournies au tableau 8.12. Ce tableau indique un avantage coût-efficacité apparent pour l'injection de charbon actif, sauf qu'un équipement supplémentaire est nécessaire pour l'extraction d'autres polluants. Ce tableau illustre également la popularité de la combinaison du dépoussiéreur électrostatique (DES) ou du séparateur à couche filtrante (SCF) avec la désulfuration des gaz de combustion (DGC), pour laquelle l'investissement initial (pour une usine d'une capacité de près de 1000 MW) est d'environ 25 millions de dollars américains de plus, mais pour laquelle les coûts de fonctionnement et d'entretien sont de presque 6 millions de dollars américains par année inférieurs à ceux de l'injection de charbon actif.

Tableau 8.12 Rentabilité approximative des mesures de réduction des émissions de mercure pour les chaudières des services publics (d'après Pirrone et al., 2001). Consulter la source citée pour plus de détails.

Options de réduction des émissions pour les chaudières des services publics	Taux d'extraction du mercure (%)	Coût	
		Investissement (1000 \$US/MW)	Fonctionnement et entretien (1000 \$US/MW/année)
DES seulement	10**	1,6	0,2
SCF seulement	29**	28,9	5,8
DES ou SCF + DGC par voie humide	85	59,0	2,5
ASA + DES	67	143,0	5,0
DES + lit filtrant de charbon* [D'après les coûts indiqués, il ne s'agit pas d'une option pratique]	90-95	264,0	62,0
Injection de charbon actif + SCF *	50-90+	34,6	8,1

* Technologies de réduction des rejets de mercure.

** Si l'on se fie aux discussions antérieures, ce nombre semble peu élevé.

Abréviations : DES - Dépoussiéreur électrostatique ASA - Adsorbent à séchage par atomisation

SCF - Séparateur à couche filtrante MW - Mégawatt

DGC - Désulfuration des gaz de combustion MWh - Mégawattheure

B. Coûts de la réduction des rejets de mercure des incinérateurs

712. Les incinérateurs utilisent généralement les mêmes technologies de réduction des rejets de mercure que les chaudières des services publics. Cependant, comme leur structure de coût est entièrement différente, il vaut mieux les présenter dans un tableau distinct et comparer les coûts des mesures de réduction applicables aux incinérateurs entre eux, plutôt qu'aux coûts des mesures de réduction applicables aux chaudières. Une fois de plus, il ne faut pas oublier que les coûts calculés au tableau 8.13 supposent que le coût total de la réduction des rejets n'est affecté qu'au mercure, ce qui ne reflète évidemment pas la réalité. Chacune des options de réduction examinées dans le tableau a un certain effet sur les émissions de gaz à effet de serre et d'autres émissions. Or, cet effet doit être pris en considération avant la prise de décisions finales sur des technologies de réduction des rejets de polluants multiples.

713. En conclusion, la rentabilité des mesures les plus couramment utilisées pour réduire les émissions de mercure des incinérateurs est présentée au tableau 8.14. Dans ce cas-ci, l'injection de charbon actif semble clairement offrir la plus grande rentabilité, bien que sa capacité de capter d'autres polluants dans les gaz de combustion soit très limitée. C'est pourquoi on combine cette technologie à un dépoussiéreur électrostatique ou à un séparateur à couche filtrante.

Tableau 8.13 Rentabilité des technologies de réduction des rejets des incinérateurs (US EPA, 1997)

Source	Technologie de réduction des rejets de mercure	Rentabilité		Commentaires sur les coûts
		\$US/g Hg extrait	Autres indicateurs	
Chambre de combustion de déchets urbains	Séparation physique (piles)	3,19 \$	0,41 \$/tonne métrique de DUS	Les coûts sont propres à chaque communauté; les résultats indiqués sont basés sur un seul programme communautaire. Pour déterminer s'il est possible de substituer des produits, il faut tenir compte des circonstances propres à chaque situation; on ne peut pas faire une estimation générale des coûts. Les coûts sont basés sur une réduction de 85 %; la fourchette de coûts couvre deux usines modèles. Coûts équivalents à une augmentation du coût calculé de 1,3 % (grande unité) et de 6,9 % (petite unité)*. La fourchette de coûts couvre deux usines modèles. Les coûts sont basés sur une réduction de 85 %; la fourchette de coûts couvre deux usines modèles.
	Substitution de produits (piles, thermomètres, etc.)	[voir commentaires]	[voir commentaires]	
	Injection de charbon actif	de 0,46 à 1,92 \$	0,77-3,85 \$/tonne métrique de DUS	
	Lit filtrant au charbon actif	de 1,13 à 2,39 \$	5,98-10,33 \$/tonne métrique de DUS	
	Epurateur de polissage par voie humide	de 3,52 à 7,31 \$	5,83-14,85 \$/tonne métrique de DUS	
Incinérateur de déchets médicaux	Séparation physique (piles)	moins de 3,19 \$ [voir commentaires]	moins de 0,41 \$/tonne métrique de DUS [voir commentaires]	Les coûts sont propres à chaque site; aucun n'était disponible; on peut présumer que la rentabilité d'un programme en milieu hospitalier est supérieure à celui d'un programme municipal. Pour obtenir les estimations de rentabilité pour une installation en particulier, consulter le document suivant : <i>Hospital/ Medical/ Infectious Waste Incinerators: Background Information for Promulgated Standards and Guidelines - Regulatory Impact Analysis for New and Existing Facilities</i> (EPA- 453/ R-97- 009b)
	Bonne combustion, épurateur par voie humide ou sèche avec injection de charbon Substitution de combustible avec séparation des déchets Substitution de combustible sans séparation des déchets	--	-- 0,01-0,4 % d'augmentation du coût calculé* 0,02-0,09 % d'augmentation du coût calculé*	

* Par « augmentation du coût calculé », on entend l'augmentation du coût estimé du service ou du produit nécessaire pour couvrir le coût des mesures de réduction des rejets.

Abréviation : DUS – Déchets urbains solides

Tableau 8.14 Rentabilité de la réduction des rejets de mercure des incinérateurs de déchets (d'après Pirrone et al., 2001) (tonne = tonne métrique)

Option de réduction des rejets	Taux d'extraction du mercure	Coûts			
		Investissement		Exploitation et entretien	
Chambre de combustion de déchets municipaux	(%)	(1000 \$US/tonne de déchets)		(1000 \$US/tonne de déchets/an)	
Capacité de la chambre de combustion		~180 t/jour	~2000 t/jour	~180 t/jour	~2000 t/jour
DES seulement	10	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
SCF seulement	29	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
DES or SCF + lit filtrant au charbon actif	99	31,7	80,0	6,5	15,6
Injection de charbon actif + DES ou SCF	50-90+	0,3	0,8	0,25	1,3
Epurateur de polissage par voie humide + DES ou SCF	85	10,3	22,9	1,9	4,9
Incinérateur de déchets médicaux	(%)	(1000 \$US/tonne de déchets)		(1000 \$US/tonne de déchets/an)	
Capacité de l'incinérateur		~60 kg/h	~460 kg/h	~60 kg/h	~460 kg/h
DES seulement	10	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
SCF seulement	29	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Injection de charbon actif + SCF	50-90+	56,5	127,0	89,0	84,0
Epurateur de polissage par voie humide + SCF	85	400,0	400,0	100,0	100,0

Abréviations : DES – Dépoussiéreur électrostatique MWh – Mégawattheure
 SCF – Séparateur à couche filtrante (filtres à manches)
 DGC – Désulfuration des gaz de combustion
 ASA – Adsorbent à séchage par atomisation

8.5.2 Coûts de conversion pour le procédé de fabrication de chlore

714. Selon Pirrone *et al.* (2001) et d'autres chercheurs (Lindley 1997, Fauh 1991, etc.), le procédé à membrane employé dans la fabrication du chlore a un rendement énergétique plus élevé que le procédé à cathode de mercure. Ils estiment également qu'on peut le substituer à ce dernier en utilisant une partie de l'équipement en place. Bien le remplacement du procédé à cathode mercure par un autre procédé ne soit pas une décision purement économique, faisons quand même un examen détaillé des coûts d'une telle conversion.

715. Euro Chlor, l'association représentant l'industrie européenne du chlore, a estimé que la conversion d'un procédé électrolytique à cathode de mercure à un procédé électrolytique à membrane coûterait environ 500 \$US par tonne métrique de capacité de production de chlore. L'US EPA (1997) a calculé des estimations de coûts de conversion qui sont à peu près identiques à celles obtenues par Euro Chlor. Lindley (1997) a également estimé que la conversion d'une fabrique typique de chlore d'Europe occidentale coûterait également environ 500 \$US par tonne métrique de capacité de production de chlore. Harris (2001) a estimé des coûts de conversion allant de 400 à 700 \$US par tonne métrique de capacité de production de chlore et des réductions des coûts de fonctionnement allant de 30 à 50 \$ par tonne métrique de capacité de production de chlore. Il souligne que l'attrait économique de tout projet donné repose fortement sur la situation propre à chaque usine, mais conclut que la conversion n'est économiquement attrayante que dans des situations exceptionnelles.

716. Il est instructif d'examiner ces coûts élevés de conversion à la lumière des importants gains réalisés sur les plans de la réduction des rejets de mercure (96 p. 100 depuis 1977) en Europe et de la réduction de la consommation de mercure (75 p. 100 depuis 1995) par les fabriques de chlore des États-Unis ces dernières années (voir le chapitre 7). Rappelons que ces gains ont été obtenus grâce à un éventail de mesures de mise à niveau de l'équipement et d'améliorations des pratiques de gestion

interne – à un coût au moins 100 fois inférieur par gramme de mercure qui n'a pas pénétré dans l'environnement. Dans cette perspective, la priorité à court terme, et le moyen d'obtenir la plus grande réduction des rejets de mercure pour un investissement très modeste, serait d'appliquer ces expériences et ces techniques aussi rapidement que possible à toutes les autres fabriques de chlore à cathode de mercure de la planète. En dépit des réductions réalisées grâce à ces mesures, il faudra tout de même envisager d'autres diminutions importantes de la consommation de mercure avant que la conversion aux technologies sans mercure ne soit chose faite. Le Chlorine Institute (Etats-Unis) et l'Euro Chlor (Europe) ont élaboré des lignes directrices sur la prévention des émissions atmosphériques et d'autres rejets qui devraient indiquer la marche à suivre la plus rapide et la moins chère.

8.5.3 Coûts de la réduction des rejets des exploitations aurifères artisanales

717. On a présenté précédemment une longue liste de mesures de réduction des rejets et des expositions attribuables aux pratiques d'extraction aurifères artisanales. Selon les mesures que chacun décidera d'adopter, il existe un large éventail de coûts connexes. Un centre d'amalgamation type a donc été retenu pour illustrer les mesures « extrêmes » qui peuvent être requises pour qu'un effet profond se fasse sentir sur un grand nombre de mineurs dans une région donnée.

718. Selon l'ONUDI (1997), le coût de la création d'un centre d'amalgamation de type UNECA (unité pour l'extraction de l'or et l'amalgamation contrôlée) (voir la section 8.3.6) est fonction du procédé à adopter (amalgamation au moyen de plaques spéciales ou du procédé de lixiviation électrolytique au NaCl), des besoins en infrastructure, de l'alimentation en énergie, des travaux de génie civil ainsi que du coût du matériel, du transport et de la main-d'œuvre de la région minière. L'investissement typique estimé et les frais de fonctionnement sont résumés au tableau 8.15.

Procédés sans mercure employés pour la récupération de l'or

Un **procédé électrolytique** de lixiviation de l'or a été également élaboré par le CETEM (ONUDI, 1997) – Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro, et mis à l'essai dans une usine pilote située dans la région de Tapajós, au Brésil. Ce procédé peut remplacer l'amalgamation des concentrés obtenus par gravimétrie. Des matériaux contenant 1 ppm d'or sont mélangés à du chlorure de sodium (1 Mol/l), puis transformés par électrolyse en mélange d'hypochlorite de sodium et de chlorate. Plus de 95 p. 100 de l'or se dissout dans les quatre heures et est recueilli sur une cathode de graphite. La solution est toujours recyclée, ce qui réduit les rejets dans les effluents. La consommation de NaCl et d'énergie est de 100 kg/tonne métrique de minerai et de 170 kwh/kg d'Or respectivement. Des réservoirs de lixiviation en plastique sont employés, ce qui réduit le coût des investissements. Ainsi, le procédé est relativement peu compliqué et peu coûteux à mettre en application. L'inconvénient principal est, naturellement, le besoin en personnel qualifié pour contrôler les variables de fonctionnement (pH, densité de courant, etc.).

Un centre de traitement de type UNECA peut être installé dans des villages miniers ou dans toute région centrale accessible aux mineurs qui souhaitent y apporter leurs concentrés obtenus par gravimétrie. L'extraction de l'or est en fait améliorée, et l'exposition des opérateurs au mercure est négligeable. Le fait, pour un mineur, de confier son concentré à un tel centre représente en outre l'avantage de réduire les coûts dans sa propre installation de traitement. Ces centres jouent un rôle important dans la diffusion d'information sur le mercurialisme provoqué par les vapeurs de mercure et l'ingestion de poissons contaminés. Les mineurs peuvent recevoir cette information pendant qu'ils attendent que leurs concentrés soient traités. Les centres peuvent également conseiller les mineurs sur la façon d'améliorer leur production et peuvent fournir un lieu de rencontre à d'autres fins éducatives et organisationnelles.

Une autre option est utilisée en Afrique du Sud (MMSD, 2002), où un organisme gouvernemental de recherche en technologie minérale, Mintek, a élaboré le nouveau procédé Minataur. Ce procédé consiste à traiter le minerai avec de l'acide chlorhydrique en présence d'hypochlorite de sodium, puis à employer du métabisulfate de sodium ou de l'acide oxalique pour précipiter l'or concentré de poudre d'or à 99,5 %.

Tableau 8.15 Coût estimé des investissements pour un centre de type UNECA (d'après l'ONUDI, 1997)

<i>Coûts estimés des investissements fixes (équipement)</i>	\$US
Plaques d'amalgamation (2 sluices de huit plaques 30 x 40 cm chacune dans un bâti métallique)	20 000
Hotte d'aspiration, filtres à air, épurateurs, récupérateurs, four de fonte	39 000
Système électrolytique de lixiviation, incluant les filtres et une colonne de charbon actif	60 000
Autres	10 000
Sous-total du coût des investissements fixes	129 000
<i>Coûts estimés des investissements variables</i>	
Travaux de génie civil + réservoirs d'aqueduc	20 000
Mécanique + électrique	10 000
Coûts de personnel (ingénieur, travailleurs, dépenses, formation)	88 000
Sous-total du coût des investissements variables	118 000
TOTAL DU COÛT DES INVESTISSEMENTS	247 000

719. Les coûts présentés au tableau 8.15 n'incluent pas l'alimentation en énergie, qui doit être accessible sur le site, ou le coût du terrain, qui peut être assumé par la communauté locale. L'investissement en capital, qui atteint presque 250 000 \$US, est élevé, mais il peut être grandement réduit après l'installation du premier centre, car on peut former de nombreux employés locaux et transférer la technologie à des techniciens chargés d'établir d'autres centres.

720. En plus du coût des investissements, on doit considérer le coût de fonctionnement, comme il est indiqué au tableau 8.16.

Tableau 8.16 Coût de fonctionnement mensuel d'un centre de traitement de type UNECA (d'après l'ONUDI, 1997)

Coût de fonctionnement estimé	\$US/mois
• Ouvrier et personnel de sécurité	4 900
• Electricité et gaz	1 500
• Approvisionnements et entretien	6 000
• Surveillance du mercure	500
• Elimination appropriée, etc.	2 000
TOTAL	14 900

721. Comme au Venezuela, un centre de type UNECA peut facturer 1 \$US/kg de concentrés traités et en tirer un revenu d'environ 10 000 \$US/mois. Ce revenu couvre pratiquement tous les coûts de fonctionnement. Les centres de type UNECA sont également des centres de décontamination. En utilisant un procédé électrolytique, le mercure et l'or résiduels peuvent être extraits de matériaux dragués contaminés. De même, les résidus produits par les mineurs qui procèdent toujours eux-mêmes à l'amalgamation de leurs concentrés peuvent également être traités au centre. Comme la teneur en or des résidus d'amalgamation est élevée, comme on l'a constaté au Venezuela, l'opération de décontamination pourrait être rentable pour des entreprises privées. Le centre devrait fournir une décharge sûre pour les résidus décontaminés.

8.5.4 Autres coûts et avantages

A. Avantages pour la santé humaine

722. Les avantages pour la santé humaine liés aux réductions des émissions de mercure dans la biosphère sont examinés en détail au chapitre 4.

B. Coûts d'utilisation du mercure, particulièrement dans les produits

723. Les coûts purement économiques du traitement du mercure présent dans nos produits et notre environnement sont considérables, mais le présent document n'a pas pour but de les décrire en détail. Néanmoins, plusieurs exemples valent la peine d'être mentionnés, notamment : le coût de la collecte séparée des produits qui contiennent du mercure; le coût du recyclage ou d'une élimination acceptable, que ce soit dans une décharge spéciale ou dans un incinérateur de déchets dangereux; le coût de l'élaboration et de l'imposition d'une législation sur le traitement du mercure dans chaque secteur de l'économie; le coût du suivi des mouvements des déchets de mercure; le coût de vastes programmes mis en œuvre dans plusieurs pays (comme dans la région des Grands Lacs, aux États-Unis et au Canada) pour réduire de manière significative les rejets de mercure; le coût des mesures visant à inciter les fabricants d'automobiles à remplacer les commutateurs au mercure; le coût des mesures de réduction spéciales appliquées aux incinérateurs de déchets municipaux pour capter le mercure dans les gaz de combustion. Tous ces exemples représentent des coûts que doivent continuer d'assumer les économies locales, régionales et mondiales, parce que le mercure continue de circuler relativement librement sur les marchés.

C. Avantages écologiques et sociaux de la réduction de la pollution mercurielle

724. Comme il s'agit d'avantages souvent négligés, les nombreux avantages écologiques et sociaux de la réduction de la pollution par le mercure méritent un examen attentif. Comme l'a indiqué l'US EPA (1997), le mercure peut avoir des effets néfastes sur **les systèmes écologiques**, et ce, à de divers échelons : organisme, population, communauté ou écosystème. Même s'il faut se préoccuper au plus haut point des effets de la pollution par le mercure sur les populations, les communautés et les écosystèmes en général, les effets sur l'organisme sont également d'un intérêt particulier, car ils peuvent avoir des effets à des échelons supérieurs de l'écosystème, particulièrement chez des populations vulnérables ou réduites, dont les espèces menacées et en voie de disparition, les oiseaux de proie et les animaux à fourrure.

725. De même, une vaste gamme d'**avantages culturels et sociaux** est également associée à la réduction de la charge globale de mercure. Selon l'US EPA (1997), les trois principaux dommages socio-économiques causés aux Autochtones sont les suivants : 1) diminution des valeurs culturelles et religieuses; 2) perte d'activités de subsistance (p. ex. pêche); 3) détérioration des ressources naturelles ayant une valeur commerciale. La pêche joue souvent un rôle dans chacun de ces trois types de dommages. En ce qui concerne les valeurs culturelles, par exemple, les Autochtones américains du Wisconsin ont des traditions centenaires qui entourent la pêche au harpon et le partage de leurs prises. Les préoccupations grandissantes concernant les limites imposées à la consommation de poissons et au nombre de sites de pêches affectent sérieusement les traditions tribales (US EPA, 1997).

726. L'*Arkansas Game and Fish Commission* a tenté de quantifier, pour 1994, les pertes monétaires dues à la contamination du poisson par le mercure. Bien que la Commission n'ait pas publié ses résultats (Armstrong, 1994), elle a estimé à plus de 5 millions de dollars américains les pertes monétaires dues aux avis aux consommateurs de poissons de pêche sportive émis entre 1991 et 1992. Pour établir cette estimation, on a multiplié le nombre de permis de pêche invendus par rapport aux années précédentes dans les municipalités où des avis concernant le mercure ont été émis par le nombre moyen d'excursions de pêche qu'un pêcheur à la ligne effectue par année et, enfin, par les dépenses moyennes par excursion. Les changements dans les dépenses représentent des changements sociaux (US EPA, 1997).

727. Mis à part les travaux précités, peu de travail a été fait jusqu'ici pour quantifier la valeur de la plupart de ces avantages écologiques et sociaux qui, de toute façon, varient largement d'une région à l'autre. En conséquence, le résumé fourni au tableau 8.17 ci-après ne présente aucune tentative de quantification.

Tableau 8.17 *Résumé des effets négatifs potentiels de la pollution mercurielle sur les avantages écologiques/sociaux (d'après l'US EPA, 1997)*

Avantages écologiques et sociaux ou catégorie d'utilisation	Effets négatifs de la pollution mercurielle
Pêche récréative	<ul style="list-style-type: none"> • Nombre réduit de voyages de pêche. • Valeur perdue par voyage en raison des avis aux consommateurs de poissons de pêche sportive. • Valeur perdue en raison de l'incapacité de consommer du poisson.
Pêche commerciale	<ul style="list-style-type: none"> • Valeur perdue des poissons excédant la concentration maximale acceptable. • Demande réduite pour les poissons en général en raison de la menace perçue pour la santé.
Pêche de subsistance	<ul style="list-style-type: none"> • Valeur perdue des poissons qui ne sont plus consommés. • Valeur nutritive perdue. • Valeur culturelle perdue en lien avec la pêche de subsistance.
Bois d'œuvre	<ul style="list-style-type: none"> • Croissance/productivité réduite des forêts commerciales.
Activités récréatives en forêt	<ul style="list-style-type: none"> • Nombre réduit ou valeur réduite des activités récréatives en raison de la qualité réduite des végétaux environnants.
Agriculture	<ul style="list-style-type: none"> • Croissance/productivité réduite des cultures.
Chasse/piégeage récréatif/commercial	<ul style="list-style-type: none"> • Valeur marchande réduite ou perdue d'espèces cibles. • Valeur réduite d'activités récréatives de chasse ou de piégeage en raison de la diminution de la population d'espèces cibles.
Chasse récréative à la sauvagine	<ul style="list-style-type: none"> • Nombre réduit d'excursions pour des espèces cibles. • Valeur perdue par excursion en raison de la diminution du nombre d'espèces cibles.
Observations d'oiseaux/d'animaux	<ul style="list-style-type: none"> • Valeur réduite des activités récréatives due à une probabilité moins élevée d'observations d'espèces cibles.
Valeur culturelle/religieuse	<ul style="list-style-type: none"> • Valeurs culturelles/religieuses réduites en raison des avis aux consommateurs de poissons de pêche sportive (sans lien avec l'utilisation).
Valeur d'existence d'espèces particulières, y compris la valeur d'option, la valeur de legs, la valeur de pénurie	<ul style="list-style-type: none"> • Effets négatifs sur des espèces particulières (individus et populations).
Biodiversité	<ul style="list-style-type: none"> • Effets négatifs sur la biodiversité.
Valeur d'intendance, y compris l'obligation morale de réduire le tort causé aux ressources écologiques	<ul style="list-style-type: none"> • Effets négatifs sur des espèces particulières ou en général.
Préservation de la santé des écosystèmes, y compris le maintien de l'intégrité des relations proies/prédateurs	<ul style="list-style-type: none"> • Effets négatifs sur la santé des écosystèmes.

9 Initiatives de réduction des rejets et limitation des utilisations et des expositions

9.1 Aperçu

728. Le chapitre 9 fait suite à une demande du Conseil d'administration du Programme des Nations Unies pour l'environnement concernant la description des mesures actuelles de réduction des rejets et de limitation des utilisations ou des expositions, incluant les pratiques de gestion des déchets – et la compilation de données sur les plans futurs en la matière – aux échelons nationaux, sous-régionaux ou régionaux. Le chapitre est divisé en quatre sections.

- Initiatives nationales de réduction des rejets et de limitation des utilisations et des expositions au mercure.
- Accords et instruments internationaux ainsi que leur pertinence en ce qui a trait au mercure.
- Organisations et programmes internationaux ainsi que leur pertinence en ce qui a trait au mercure.
- Initiatives sous-régionales et régionales ainsi que leur pertinence en ce qui a trait au mercure.

729. La première section, qui traite des initiatives nationales, examine la question sous plusieurs angles. D'abord, on donne un aperçu général des principaux types de mesures appliquées. On présente aussi un bref sommaire de l'état d'avancement de leur mise en œuvre. On décrit ensuite de façon plus détaillée les divers types de mesures employées pour réduire ou éliminer certaines utilisations du mercure dans les produits ou certains rejets provenant de sources ponctuelles, puis on donne des exemples concrets de mesures prises par différents pays. Finalement, on expose en détail trois exemples nationaux d'approches coordonnées pour l'obtention d'un objectif précis de réduction ou d'élimination des utilisations et des rejets de mercure comprenant des initiatives réglementaires nationales de grande portée relatives à l'utilisation et à la manipulation du mercure dans la société, puis on indique le degré de réduction de la consommation et de l'utilisation du mercure atteint grâce à ces initiatives.

730. Dans les trois dernières sections, on présente de l'information sur des accords et des instruments internationaux, des organisations et des programmes internationaux ainsi que sur des initiatives régionales et sous-régionales, et on indique leur pertinence par rapport au mercure. Seules certaines de ces initiatives ont force obligatoire pour les pays participants; cependant, elles demeurent des compléments précieux aux initiatives nationales et favorisent la sensibilisation, l'échange d'information et la définition d'objectifs de réduction.

731. À titre de complément au présent chapitre, une annexe intitulée « Aperçu des actions nationales existantes et futures, y compris la législation concernant le mercure » donne une description plus détaillée des initiatives nationales – incluant les mesures législatives – mises en œuvre dans chaque pays. Cette annexe est publiée dans un document distinct. L'information qui s'y trouve est tirée des mémoires nationaux reçus dans le cadre du présent projet et est organisée de la même façon que dans la présente section. Il est donc possible de relever des exemples supplémentaires pour la plupart des types de mesures décrites dans la présente section.

732. Comme on peut le voir dans le présent chapitre, les autorités responsables des questions environnementales de nombreux des pays considèrent le mercure comme étant une substance hautement prioritaire dont les effets nocifs sont connus. Elles sont sensibles aux problèmes que peuvent poser l'utilisation et le rejet du mercure et de ses composés et ont jugé nécessaire de protéger la santé humaine et l'environnement en mettant en œuvre dans leur pays respectif des mesures visant à limiter ou à éviter certaines utilisations et certains rejets. Cependant, en raison de la persistance du mercure dans l'environnement et de son transport sur de grandes distances dans l'air et dans l'eau, traversant les frontières et se concentrant souvent dans la chaîne alimentaire loin de son point d'origine, un certain

nombre de pays constatent que leurs mesures actuelles sont insuffisantes. Ils ont donc lancé des mesures aux échelons régionaux, sous-régionaux et internationaux dans le but d'établir des objectifs communs de réduction et d'en coordonner la mise en œuvre.

733. Dans le présent chapitre, l'absence de référence précise signifie que l'information donnée sur les initiatives et les mesures réglementaires nationales est basée sur l'information figurant dans les mémoires nationaux reçus dans le cadre du présent projet. Quant à l'information sur les initiatives internationales, sous-régionales et régionales, outre celle figurant dans les mémoires individuels reçus, elle est basée sur l'information accessible sur les sites Web des organisations ou des initiatives décrites.

9.2 Initiatives nationales

9.2.1 Aperçu des initiatives nationales actuelles

734. Le tableau 9.1 donne un aperçu des mesures prises pour gérer et maîtriser le mercure, plus particulièrement en ce qui a trait à sa production et à son cycle de vie; il donne également une indication du degré de mise en œuvre de ces mesures. Comme il est montré dans le tableau, les mesures actuelles couvrent la plupart des phases du cycle de vie des produits et des procédés utilisant du mercure. Le lecteur trouvera au chapitre 8 de l'information additionnelle sur les technologies de prévention et de réduction des rejets de mercure.

9.2.2 Points communs des initiatives nationales actuelles

735. Un certain nombre de pays ont mis en œuvre des initiatives et des mesures nationales – incluant des mesures législatives – pour gérer et réduire les rejets de mercure ainsi que limiter les utilisations et les expositions sur leur territoire respectif.

736. La législation incite et sert de cadre à une gestion sûre des produits chimiques, y compris le mercure et ses composés. Elle peut se présenter sous la forme de lois, de décrets, d'ordonnances, de règlements, de règles, de normes et d'autres énoncés écrits semblables sur des politiques nationales et des procédures à suivre. La législation nationale est souvent composée d'une ou de plusieurs lois générales ou lois-cadres auxquelles se rattachent divers règlements d'application. Les pays disposent rarement d'une loi unique pour couvrir les produits chimiques, dont le mercure. Ils mettent plutôt à contribution une série de lois et de ministères distincts, ce qui fait ressortir la nécessité pour les ministères de collaborer à l'élaboration, à l'exécution et à l'application de la législation sur les produits chimiques.

737. Bien que la législation soit un élément clé de la plupart des initiatives nationales, une gestion sûre du mercure peut aussi nécessiter des efforts dont l'objectif est de réduire le volume de mercure utilisé en élaborant et en adoptant des solutions de rechange plus sûres et des technologies plus propres. Une gestion sûre du mercure peut aussi inclure d'autres mesures nationales, y compris des subventions pour soutenir les efforts de substitution et des accords volontaires avec l'industrie ou les utilisateurs de mercure.

738. De telles initiatives ont contribué à des réductions importantes de la consommation de mercure dans un certain nombre de pays et à des réductions correspondantes des rejets. Jusqu'à présent, les aperçus des initiatives nationales relatives au mercure – incluant les mesures législatives – se limitaient principalement aux pays de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). L'information nationale présentée dans le cadre de l'Evaluation mondiale du mercure par toutes les régions du monde a jeté un éclairage nouveau sur cette question.

739. Les objectifs généraux des initiatives actuelles sur le mercure consistent à réduire/prévenir les rejets de mercure dans l'environnement et à éviter les effets nocifs directs/indirects sur la santé humaine et l'environnement. Nombre de points communs ont été relevés parmi les renseignements fournis par les pays qui ont participé au présent projet. Ces initiatives peuvent être regroupées dans les catégories générales suivantes.

- A. Normes de qualité environnementale, qui spécifient une concentration maximale acceptable du mercure dans différents milieux tels que l'eau potable, les eaux de surface, l'air et les sols ainsi que les produits alimentaires comme le poisson.
- B. Mesures et règlements applicables à la réduction des rejets de mercure dans l'environnement, incluant l'établissement de limites aux sources ponctuelles de rejets dans l'air et dans l'eau, la promotion des meilleures technologies existantes et l'application de restrictions relatives au traitement et à l'élimination des déchets.
- C. Mesures et règlements applicables aux produits qui contiennent du mercure, tels que les piles, les cosmétiques, les amalgames dentaires, les appareils d'éclairage, les peintures/les pigments, les pesticides, les produits pharmaceutiques.
- D. Autres normes, mesures et programmes, tels que les règlements concernant l'exposition au mercure en milieu de travail, les exigences en matière d'information et de déclaration sur les utilisations et les rejets du mercure dans l'industrie, les avis aux consommateurs de poissons et les mesures visant la santé des consommateurs.

740. Au meilleur de nos connaissances, aucun pays n'a jusqu'ici élaboré une législation complète couvrant la totalité du cycle de vie du mercure. Beaucoup de pays ont adopté des mesures et des règlements ayant trait à des utilisations ou à des rejets spécifiques; dans certains d'entre eux, on applique des mesures visant la totalité du cycle de vie du mercure. En général, la législation portant sur la production, la vente et l'utilisation de mercure et de produits contenant du mercure porte expressément sur le mercure, tandis que la législation sur les rejets et l'élimination des déchets est souvent plus générale et inclut d'autres métaux lourds ainsi que des polluants inorganiques et organiques particuliers.

741. Soulignons qu'il existe de grandes variations entre les pays et les régions quant aux types et au nombre des utilisations et des rejets qui sont réglementés. Dans certains pays, il n'y a aucune législation sur le mercure; dans d'autres, comme la Suède, il existe un certain nombre de règlements qui ont pour objectif global l'élimination graduelle, dans la mesure du possible, de la plupart des utilisations du mercure d'ici 2003 (voir la section 9.2.4, intitulée SUEDE, pour plus de détails). Rappelons également que l'existence ou l'absence d'initiatives et de législation sur le mercure dans un pays est en lien avec les profils d'utilisation et de rejet propres à ce pays ainsi qu'avec les risques particuliers pour la santé et l'environnement que posent ces utilisations ou ces rejets dans ce pays.

9.2.3 Types courants d'initiatives nationales

742. La présente section résume certains des types les plus courants d'initiatives mises en œuvre dans chacune des quatre catégories susmentionnées. Il convient de préciser que les descriptions données sont de nature générale et que certains pays peuvent disposer de mesures bien plus restrictives.

743. À titre de complément au présent chapitre, une annexe intitulée « Aperçu des actions nationales existantes et futures, y compris la législation concernant le mercure » donne une description plus détaillée des initiatives nationales – incluant les mesures législatives – mises en œuvre dans chaque pays. Cette annexe est publiée dans un document distinct. L'information qui s'y trouve a été tirée des mémoires nationaux reçus dans le cadre du présent projet et est organisée de la même façon que dans la présente section. Il est donc possible de relever des exemples supplémentaires pour la plupart des types de mesures décrites dans la présente section.

Tableau 9.1 Aperçu des mesures applicables à la production et au cycle de vie du mercure, et indication du degré de mise en œuvre de ces mesures d'après l'information fournie aux fins du présent rapport.

TYPE DE MESURE ET OBJECTIF		DEGRE DE MISE EN ŒUVRE
Production et utilisation		
S O U R C E S P O N C T U E L L E S	Eviter ou limiter l'utilisation intentionnelle du mercure dans les procédés.	Interdictions générales dans très peu de pays.
	Eviter ou limiter les rejets directs de mercure dans l'environnement par les procédés industriels (fabriques de chlore et industrie métallurgique).	Mesure appliquée dans de nombreux pays, en particulier ceux de l'OCDE.
	Mettre en place des technologies de réduction des émissions de mercure provenant de l'utilisation de combustibles fossiles et du traitement de minerais.	Mesure appliquée dans certains pays de l'OCDE.
	Eviter ou limiter les rejets de mercure dans les systèmes de traitement des eaux usées.	Mesure appliquée dans certains pays de l'OCDE.
	Eviter ou limiter l'utilisation de technologies obsolètes et/ou exiger l'utilisation des meilleures technologies existantes pour éviter ou limiter les rejets de mercure.	Mesure appliquée dans certains pays, particulièrement ceux de l'OCDE.
P R O D U I T S	Eviter les produits contenant du mercure dans le commerce national ou en limiter les quantités.	Interdictions générales appliquées dans quelques pays seulement. Interdictions ou limitations frappant des produits spécifiques plus courantes (p. ex. piles, appareils d'éclairage, thermomètres médicaux).
	Eviter que des produits contenant du mercure soient exportés.	Mesure appliquée dans quelques pays seulement.
	Eviter ou limiter l'utilisation de produits déjà achetés contenant du mercure ou ses composés.	Mesure appliquée dans quelques pays seulement.
	Limiter la teneur en mercure autorisée en tant qu'impureté dans les produits utilisés en forts volumes.	Mesure appliquée dans quelques pays seulement.
	Limiter les teneurs en mercure autorisées dans les produits alimentaires du commerce, en particulier le poisson, et donner des orientations (basées sur les mêmes valeurs limites ou d'autres) concernant la consommation de poissons contaminés.	Mesure appliquée dans certains pays, en particulier ceux de l'OCDE. Directives de l'OMS utilisées dans certains pays.
Elimination		
Eviter que le mercure contenu dans les produits et les procédés soit rejeté directement dans l'environnement, par un ramassage efficace des déchets.	Mesure appliquée par beaucoup de pays, en particulier ceux de l'OCDE.	
Eviter que les déchets de mercure issus de produits et de procédés soient mélangés avec des déchets moins dangereux dans le flux des déchets, en assurant une collecte et un traitement séparés.	Mesure appliquée par beaucoup de pays, en particulier ceux de l'OCDE.	
Eviter ou limiter les rejets de mercure dans l'environnement au moment du traitement des déchets ménagers, dangereux et médicaux par l'utilisation des technologies de réduction des rejets.	Mesure appliquée, ou en cours d'application, dans certains pays, en particulier ceux de l'OCDE.	
Fixer des valeurs limites pour les teneurs en mercure autorisées dans les boues des stations d'épuration qui seront épandues sur des terres agricoles.	Mesure appliquée dans un certain nombre de pays.	
Limiter l'utilisation de résidus d'incinération solides dans la construction des routes, les travaux publics et autres applications.	Mesure appliquée dans certains pays de l'OCDE.	
Eviter que le mercure usé et recyclé soit réintroduit sur le marché.	Mesure appliquée dans quelques pays seulement.	

A. Normes de qualité environnementale spécifiant une concentration maximale acceptable pour le mercure dans différents milieux

744. **Eau, air et sol** – Pour limiter l'exposition de la population en général au mercure et à ses composés, un certain nombre de pays ont établi des normes spécifiant une concentration maximale acceptable pour le mercure dans différents milieux tels que l'eau (eau potable, eaux de surface, eau d'irrigation, eau pour l'abreuvement du bétail, etc.), l'air (air ambiant, air intérieur, etc.) et le sol. Contrairement aux règlements relatifs aux sources de pollution, qui visent des sources précises, ces normes environnementales ont une incidence indirecte sur les sources individuelles et les rejets. C'est sur ces normes que repose souvent la réglementation relative aux sources de pollution individuelles. Les limites varient d'un pays à l'autre; on peut trouver des exemples dans l'annexe susmentionnée.

745. Soulignons également que l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a élaboré les directives sur la qualité de l'eau potable (OMS, 1993) et la qualité de l'air (OMS, 1999) qui servent de point de départ pour la protection de la santé publique contre les effets nocifs de la pollution atmosphérique ainsi que pour l'élimination – ou la réduction au minimum – des rejets de polluants réputés être nocifs pour la santé humaine et le bien-être. Ces deux directives traitent aussi du mercure. Elles fournissent de l'information de base à partir de laquelle peuvent être établies des normes de qualité nationales. En passant des directives aux normes, on devrait tenir compte des niveaux d'exposition ainsi que les conditions environnementales, sociales, économiques et culturelles propres à chaque pays. Dans certains cas, il peut y avoir des raisons valables d'adopter des politiques qui conduisent à l'établissement de concentrations de polluants supérieures ou inférieures aux valeurs indiquées dans les directives.

746. **Produits alimentaires** – Pour limiter l'exposition de la population en général au mercure et à ses composés, divers pays ont élaboré des normes qui établissent des concentrations maximales acceptables de mercure dans un certain nombre de produits alimentaires. Les limites les plus courantes semblent s'appliquer au poisson ainsi qu'aux mollusques et aux crustacés, bien qu'en Inde il existe également des limites pour les légumes et le lait. Les normes varient d'un pays à l'autre; on peut trouver des exemples dans l'annexe mentionnée plus haut. Voir également la section 4.2.1 qui traite des limites applicables au mercure dans le poisson.

747. La Commission FAO/OMS du Codex Alimentarius a également fixé des limites cibles pour le méthylmercure dans le poisson : soit 0,5 mg/kg pour tous les poissons à l'exception des poissons prédateurs et 1 mg/kg pour les poissons prédateurs (requin, espadon, thon, brochet, etc.). Lorsque les limites cibles sont dépassées, on recommande aux gouvernements de déterminer en quelles circonstances les aliments devraient être distribués sur leur territoire et quelles recommandations devraient être faites, le cas échéant, en ce qui concerne les restrictions pour la consommation, notamment par des groupes vulnérables tels que les femmes enceintes (Codex Alimentarius, 1991).

748. **Consommation** – Certains pays ont émis des avis concernant la consommation d'aliments réputés renfermer des teneurs en mercure élevées. Ainsi, l'Australie, le Canada, la Norvège, la Suède, le Royaume-Uni et les Etats-Unis ont émis des avis sur la consommation de poisson dans lesquels on indique aux consommateurs comment ils peuvent réduire leur exposition au mercure et à d'autres substances chimiques toxiques. Ces avis s'adressent souvent à des groupes de consommateurs particulièrement à risque, tels que les femmes enceintes et les femmes en âge de procréer.

749. La *Food and Drug Administration* (FDA) des Etats-Unis conseille aux femmes en âge de procréer de limiter leur consommation de requin, d'espadon, de tile et de thazard, compte tenu de leur teneur élevée en méthylmercure. Les Etats, les tribus et les territoires doivent émettre des avis sur la consommation pour les prises locales; de nombreux départements de la santé émettront un avis lorsque la teneur en méthylmercure sera de 0,5 ppm. Les autorités de la Suède recommandent aux femmes enceintes, aux mères qui allaitent et aux femmes qui prévoient avoir des enfants bientôt de ne pas consommer d'espèces comme le brochet, la perche, le sandre, la lotte et l'anguille en raison du risque d'exposition accrue au méthylmercure. Comme on encourage la consommation de poisson en général, on incite la population à consommer ces espèces, mais pas plus d'une fois par semaine en moyenne. La

Food Standards Agency du Royaume-Uni donne un autre exemple de ce genre. En mai 2002, elle a conseillé aux femmes enceintes, aux femmes ayant l'intention de devenir enceintes, aux enfants en bas âge et aux enfants âgés de moins de 16 ans d'éviter de consommer du requin, de l'espadon et du makaire. La consommation occasionnelle de requin, d'espadon ou de makaire dans le cadre d'une alimentation équilibrée par tout autre adulte n'a sans doute pas d'effets nocifs; cependant, à titre préventif, il leur a été déconseillé d'en consommer plus d'une portion par semaine.

750. **Exposition** – L'évaluation de la dose-réponse est un outil servant à évaluer le risque que présente le mercure pour la population. Par exemple, l'US EPA a fixé la « dose de référence » du méthylmercure à 0,1 µ/kg de masse corporelle par jour. La dose de référence est une estimation de l'exposition à laquelle peut être soumise une population quotidiennement sans qu'elle n'entraîne de risques appréciables d'effets nocifs sur la santé pendant toute une vie. Le Canada a récemment fixé la dose journalière acceptable provisoire ou temporaire de mercure à 0,2 µ/kg de masse corporelle par jour pour les femmes en âge de procréer et les enfants en bas âge en raison des problèmes de santé qui pourraient découler d'une exposition au stade prénatal et aux premiers stades du développement du système nerveux central pendant l'enfance.

751. En outre, le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires a fixé la dose hebdomadaire admissible provisoire (DHAP) de méthylmercure à 3,3 µ/kg de masse corporelle par semaine. La dose admissible représente la limite maximale acceptable d'un contaminant dans le régime alimentaire; l'objectif devrait être de limiter autant que possible l'exposition, conformément à la DHAP (FAO/OMS, 1999).

B. Mesures/règlements applicables à la réduction des rejets dans l'environnement

752. **Limites applicables aux rejets dans l'air et l'eau provenant de sources ponctuelles** – Dans nombre de pays, il existe une législation qui prescrit des limites permises pour les rejets, dans l'air, le sol et l'eau souterraine, de mercure (et d'autres polluants) provenant de divers types d'industries et d'autres installations (sources ponctuelles). Ces lois peuvent rendre obligatoire la filtration des gaz de combustion, le traitement des eaux usées et une manutention des résidus solides semblable à celle des déchets ménagers brûlés dans les incinérateurs. En outre, certains pays appliquent une législation axée sur la prévention et la réduction des rejets de mercure dans les systèmes de traitement des eaux usées afin d'atteindre les objectifs suivants : limiter les rejets de mercure dans les plans d'eau récepteurs, autoriser l'épandage de boues sur les terres agricoles et réduire les coûts de traitement. Les lois qui limitent les émissions d'un certain nombre de polluants résultant de l'utilisation de combustibles fossiles sont également courantes dans un certain nombre de pays; cependant, les lois traitant des émissions de mercure provenant des centrales au charbon (une source importante) semblent rares.

753. **Meilleures techniques existantes**²⁸ – Pour certains types d'industries susceptibles d'être de gros pollueurs (p. ex. l'industrie du chlore), la législation peut aller au-delà de l'établissement de limites d'émissions dans l'air, l'eau et le sol et exiger le recours à des méthodes de production moins polluantes, à des technologies de prévention de la pollution ou aux « meilleures techniques existantes ».

754. Par exemple, en vertu des modifications apportées à la *Clean Air Act* en 1990, l'US EPA régit les émissions de polluants atmosphériques dangereux par catégories de sources industrielles en ayant recours aux normes MACT (*Maximum Achievable Control Technology*) pour chaque « source principale » de chacune des catégories de sources. Une norme MACT est définie en fonction d'une analyse de l'application de la technologie de réduction en vigueur aux sources les mieux régies dans une catégorie de sources donnée. La Directive 96/61/CE du Conseil de la Communauté européenne du

²⁸ Les « meilleures techniques existantes » sont d'une portée plus large que les « meilleures technologies existantes » et tiennent compte d'autres techniques telles que la substitution de procédés, etc. L'expression « meilleures techniques existantes » est de plus en plus employée dans les tribunes régionales (p. ex. la Communauté européenne) et mondiales (p. ex. la Convention de Stockholm ainsi que le Protocole d'Aarhus à la Convention des Nations Unies sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance), où elle est bien définie et bien acceptée.

24 septembre 1996 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution est un autre exemple. Cette directive prescrit l'application des meilleures techniques existantes pour prévenir ou réduire la pollution de l'air, de l'eau et du sol dans un certain nombre d'activités industrielles en vue d'atteindre un niveau élevé de protection de l'environnement dans son ensemble. Dans le cadre de l'application de cette directive, des documents de référence présentant les meilleures techniques existantes sont élaborés pour différents secteurs. Voir la section 9.2.4, intitulée COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, pour obtenir de plus amples renseignements.

755. **Incinération des déchets** – Dans plusieurs pays, la législation prescrit, d'une part, des limites maximales de rejets permises dans l'air et dans l'eau pour un certain nombre de polluants (y compris le mercure) émis par des installations d'incinération de déchets ménagers et de déchets dangereux respectivement et, d'autre part, des spécifications sur le dépôt des résidus d'incinération solides. Indirectement, une telle législation peut inciter les pollueurs à utiliser un nombre limité de technologies de réduction des émissions leur permettant de se conformer aux exigences en matière d'émissions. Ainsi, certains pays ont doté toutes leurs installations d'incinération de déchets (déchets dangereux, médicaux et ménagers) d'importants dispositifs de filtration des gaz de combustion qui retiennent une grande partie du mercure qui aurait été émis autrement.

756. **Utilisation des résidus d'incinération solides** – Dans certains pays, on applique une législation prescrivant des concentrations maximales acceptables pour le mercure – et souvent pour d'autres polluants – dans les cendres et les scories issues de l'incinération des déchets et de l'utilisation des combustibles fossiles servant pour la construction (routes, etc.) ainsi que dans les boues d'épuration épandues sur les terres agricoles.

757. Au Bélarus, par exemple, les normes régissant la comptabilisation, l'entreposage, la collecte et l'utilisation des déchets contenant du mercure sont énoncées dans un document normatif (*Règlement sur la procédure de comptabilisation, de stockage et de collecte du mercure et des déchets contenant du mercure*) qui est approuvé par le ministère de l'Economie, celui des Ressources naturelles et de la Protection de l'environnement, celui de la Santé publique et celui des Situations extrêmes. En Suisse, l'Ordonnance sur les substances (1986) fixe à 5 mg/kg la concentration maximale acceptable pour le mercure dans les boues d'épuration (OCDE, 1994), tandis qu'en Finlande, les boues provenant des stations de traitement des eaux usées ne peuvent servir d'engrais agricoles que si la teneur en mercure des boues traitées au préalable est inférieure à 1 mg/kg de poids sec.

758. **Traitement des déchets** – Dans un certain nombre de pays, particulièrement ceux qui sont membres de l'OCDE, la législation prescrit une collecte et un traitement distincts des déchets issus de produits et de procédés contenant ou utilisant du mercure (dont les piles, les tubes fluorescents, les amalgames dentaires et les résidus de filtration). Une telle législation a pour but de prévenir et de limiter les émissions diffuses de produits contenant du mercure, de prévenir le rejet de déchets issus des procédés dans l'environnement et, enfin, de limiter les quantités de déchets contenant du mercure dans le flux de déchets ménagers (où ils sont responsables d'émissions de mercure importantes et augmentent les coûts de traitement des déchets).

C. Règlements sur les produits qui contiennent du mercure

759. Un grand nombre de pays appliquent des mesures réglementaires pour limiter ou éviter la commercialisation d'une vaste gamme de produits contenant du mercure sur le marché national. Certains pays interdisent également l'importation et l'exportation de tels produits.

760. **Piles** – Etant donné qu'ils ont de plus en plus accès à des solutions de rechange, de nombreux pays ont adopté, ces dernières années, une législation prescrivant une concentration acceptable pour le mercure dans les piles et les accumulateurs, interdisant efficacement l'utilisation de piles à l'oxyde mercurique et limitant grandement l'utilisation de piles bouton contenant du mercure. Ces lois peuvent également exiger la collecte sélective des piles contenant du mercure.

761. En Suisse, par exemple, l'Ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement, qui a été amendée en 1998 et qui vise également les piles, limite les teneurs en mercure et en cadmium

des piles vendues dans des objets de toute sorte à $< 0,001$ p. 100 en poids (P/P). Des exceptions sont accordées en vertu d'une approbation spéciale. En vertu de cette ordonnance, les consommateurs sont tenus de retourner les piles utilisées, tandis que les commerçants doivent reprendre les piles de toutes sortes qui leur sont retournées. En outre, dans une annexe à cette ordonnance, on exige des fabricants qu'ils paient une taxe à leur organisation respective lorsqu'ils commercialisent des piles et des objets qui en contiennent. Cette taxe couvre les frais d'un traitement adéquat des déchets.

762. À l'île Maurice, on n'utilise plus de piles au mercure. On les a remplacées par des piles au nickel-cadmium. Il y a quelques années, on y a lancé une campagne nationale de collecte des piles au mercure. Cependant, l'élimination et le recyclage posent toujours un problème. Un programme de sensibilisation à la collecte des piles bouton au mercure se poursuit jusqu'à ce qu'une décision soit prise au sujet de leur élimination sûre.

763. Certains pays tentent de résoudre la question du mercure dans les piles par le recours à des mesures volontaires. L'Association canadienne des piles domestiques interdit depuis janvier 1997 l'ajout délibéré de mercure dans les piles domestiques alcalines, au carbonate de zinc et au chlorure de zinc. Le principal type de piles contenant du mercure disponible au Canada est la pile à l'oxyde mercurique.

764. **Cosmétiques** – Il existe également des lois qui limitent ou interdisent la présence de mercure dans les produits cosmétiques. La Directive 76/768/CEE de la Communauté européenne concernant le rapprochement des législations des Etats membres relatives aux produits cosmétiques (ainsi que ses amendements 2000/6/CE et 2000/11/CE) en est un exemple. Cette directive stipule que le mercure et ses composés ne peuvent pas constituer un ingrédient des produits de beauté, y compris les savons, les lotions, les shampooings, les produits de blanchiment de la peau, etc. (à l'exception des sels de phénylmercure servant à la conservation du fard et des démaquillants pour les yeux qui sont présents à une concentration ne dépassant pas 0,007 p. 100 P/P).

765. Au Cameroun, un arrêté interministériel interdit l'importation, la commercialisation et l'utilisation de produits cosmétiques contenant plus de 2 p. 100 de mercure. En vertu de cet arrêté, douze savons et treize crèmes ont été interdits.

766. **Amalgames dentaires** – Un certain nombre de pays appliquent des mesures de réduction et même d'élimination graduelle du mercure dans le secteur dentaire. Outre l'utilisation de séparateurs d'amalgame pour réduire sensiblement les rejets de mercure dans les eaux usées des cliniques dentaires (combinée à un entretien approprié nécessaire au maintien en bon état de ces appareils), certains pays favorisent également la substitution des amalgames contenant du mercure, particulièrement chez les populations vulnérables, entre autres les femmes enceintes, les enfants et les personnes atteintes d'insuffisance rénale.

767. Le Danemark et la Suède sont peut-être les pays qui déploient le plus d'efforts pour que cesse l'utilisation des amalgames contenant du mercure. L'objectif général de l'élimination graduelle du mercure du gouvernement suédois inclut également les amalgames dentaires. En Suède, la consommation de mercure pour l'usage dentaire a diminué sensiblement après que le Parlement eut pris la décision stratégique, en 1994, d'éliminer graduellement l'utilisation des amalgames dentaires. Jusqu'à présent, les amalgames dentaires ont principalement fait l'objet de mesures d'élimination graduelle volontaires. Au Danemark, les amalgames dentaires ne sont autorisés que pour les molaires dont les obturations sont à refaire, mais le gouvernement est prêt à interdire les autres utilisations de l'amalgame dentaire lorsque le Conseil national de la santé du Danemark jugera que les produits de rechange sans mercure peuvent remplacer toutes les utilisations actuelles du mercure. Actuellement, la Norvège élabore une directive sur l'utilisation de pâtes d'obturation dentaire qui incitera les dentistes à réduire l'utilisation des amalgames, dans la mesure du possible. On s'attend à ce que la directive entre en vigueur le 1^{er} janvier 2003.

768. En Nouvelle-Zélande, on a adopté une directive sur la réduction des résidus d'amalgames dentaires et les rejets d'eaux usées. Cette directive décrit un code de pratiques concernant l'utilisation,

le stockage, la collecte et l'élimination du mercure dans les cabinets dentaires néo-zélandais. Elle recommande que les résidus d'amalgame soient recueillis, stockés et recyclés ou éliminés dans une décharge approuvée lorsqu'un recyclage n'est pas prévu. Les résidus d'amalgame doivent être stockés sous l'eau, dans un contenant hermétique, pour diminuer les concentrations de vapeurs de mercure. En outre, les résidus d'amalgame et les résidus de particules d'amalgame contaminés ne doivent pas être éliminés avec les déchets médicaux à incinérer. Les cabinets dentaires doivent utiliser des systèmes qui réduisent les rejets d'amalgames dans les eaux usées. Dans les régions où une réduction totale des rejets de mercure dans les eaux usées est exigée par les autorités locales territoriales, des séparateurs d'amalgames doivent être installés et entretenus de façon que leur efficacité soit maintenue. En outre, le ministère de la Santé a commandé un examen complet des amalgames dentaires et de la santé humaine au début de 1997 et a constaté qu'aucune nouvelle preuve scientifique ne corroborait l'existence de problèmes de santé publique, présents ou futurs, associés à l'utilisation des amalgames. Le ministère de la Santé a émis un avis préventif à l'intention des dentistes et des femmes enceintes. Cet avis recommande aux dentistes de continuer à utiliser les amalgames, mais avec le consentement éclairé des patients, et de ne pas employer ou enlever un matériau d'obturation chez les femmes enceintes, lorsque cela est cliniquement raisonnable.

769. **Équipement électrique** – Au sein de la Communauté européenne, un projet de directive concernant la limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques contenant du mercure est actuellement à l'étude au Conseil et au Parlement européens. Selon la directive proposée, la substitution du mercure dans les équipements électriques et électroniques devrait se faire d'ici 2008. Cette directive vise les commutateurs et certains autres dispositifs de commande électriques, mais exempte les lampes fluorescentes, jusqu'à une certaine limite (10 mg de mercure/lampe), et d'autres lampes au mercure. En Suède, il est interdit de fabriquer et de vendre des instruments de mesure et de régulation ainsi que des composants électriques et électroniques contenant du mercure depuis 1993.

770. **Eclairage** – Il existe actuellement des initiatives nationales axées sur la réduction de la quantité de mercure employée dans les appareils d'éclairage contenant du mercure, la réutilisation du mercure contenu dans les produits usés et la recherche de produits de substitution sans mercure acceptables pour de tels produits. Voir également la section 8.2 (Substitution).

771. À Trinité-et-Tobago, on a commencé à remplacer les appareils contenant du mercure. À ce jour, un important fabricant d'appareils d'éclairage a converti ses opérations pour la fabrication de lampes fluorescentes à faible teneur en mercure (jusqu'à 3 mg de mercure par lampe). Aux États-Unis, ces lampes sont classées comme étant des déchets non dangereux et peuvent être éliminées dans les décharges municipales. Elles sont vendues à Trinité-et-Tobago, et leur utilisation constitue un moyen de réduire les rejets de mercure.

772. Le Standard pancanadien relatif aux lampes contenant du mercure favorise la prévention de la pollution parce qu'il prescrit une réduction de la teneur en mercure des lampes vendues au Canada. Il vise une réduction de 70 p. 100 de 1990 à 2005 et une réduction de 80 p. 100, d'ici 2010, de la teneur moyenne en mercure des lampes contenant du mercure vendues au Canada. La teneur moyenne en mercure des lampes fluorescentes est passée de 48,2 mg en 1985 à 27 mg en 1995, et l'industrie vise à réduire davantage la teneur en mercure, soit à 15 mg.

773. Au Bélarus, trois organisations veillent à ce que les lampes fluorescentes usées contenant du mercure ne causent plus de tort à l'environnement. Une autre organisation fait de même et extrait en plus le mercure des déchets qui en contiennent. La capacité totale des quatre organisations est d'environ 3,5 millions de lampes par année et 10 tonnes métriques de déchets contenant du mercure. Environ 1,2 million de lampes fluorescentes au mercure usées sont mises au rebut annuellement.

774. En Suisse, l'utilisation des lampes fluorescentes au mercure demeure très importante, mais le taux de recyclage est également à la hausse. L'organisation suisse de recyclage des métaux lourds se spécialise dans le traitement des piles et d'autres déchets contenant du mercure. Entre 1999 et le milieu

de l'année 2001, l'organisation a recueilli en moyenne 154 tonnes métriques de déchets contenant du mercure par année, dont environ 32 étaient des lampes fluorescentes cassées.

775. Au Danemark, les produits contenant du mercure sont généralement interdits. Les sources lumineuses spéciales (les tubes fluorescents, dont les ampoules à faible consommation d'énergie destinées aux appareils d'analyse et aux opérations graphiques) sont autorisées jusqu'à nouvel ordre, car on n'a pas encore accès à des produits de substitution satisfaisants.

776. **Emballages et déchets d'emballage** – Depuis quelques années, certains pays prescrivent des limites quant aux teneurs en certains métaux lourds, y compris le mercure, dans les matériaux d'emballage. Ces efforts ont pour but de limiter l'écoulement de mercure dans le flux de déchets. La directive relative à l'emballage de l'UE vise, entre autres, à encourager le recyclage des matériaux d'emballage et la récupération de l'énergie et à limiter la quantité de métaux lourds qui aboutissent dans les installations de traitement des déchets et les rejets dans l'environnement qui s'ensuivent. La directive fixe des concentrations maximales acceptables pour le mercure en tant qu'impureté dans les matériaux d'emballage. Voir la section 9.2.4, intitulée COMMUNAUTE EUROPEENNE, pour plus de détails.

777. **Peintures/pigments** – Auparavant, on utilisait beaucoup le mercure en tant que biocide dans les peintures, mais cette utilisation est maintenant réduite de façon marquée, voire éliminée, dans un grand nombre de pays. Par exemple, à l'île Maurice, on n'emploie plus de mercure dans les peintures. À Trinité-et-Tobago, on utilisait le mercure dans les peintures en tant que fongicide, mais à l'heure actuelle, il est généralement remplacé par d'autres biocides.

778. Au Costa Rica, dans la réglementation sur la teneur en plomb et en mercure des peintures, on fixe à 0,0005 p. 100 la teneur maximale en mercure des peintures. En outre, en Thaïlande, moins de 25 p. 100 des fabriques emploient toujours du mercure en tant qu'adjuvant dans le procédé de fabrication des peintures, et les quantités employées ne dépassent pas 0,5 p. 100 du poids total. Certaines fabriques de peinture thaïlandaises ne font entrer aucun mercure dans leurs procédés depuis 1991, et apposent sur leurs produits une étiquette écologique.

779. **Pesticides** – La vente et l'utilisation de pesticides contenant du mercure pour la protection des végétaux et le traitement des semences ont été fortement limitées ou interdites/abandonnées dans un grand nombre de pays, bien que l'on autorise encore certaines utilisations restreintes dans certains pays. Au Lesotho, on a interdit l'utilisation de deux pesticides à base de mercure en tant que solution de trempage des pommes de terre et en tant que produit de traitement des semences servant à protéger les cultures céréalières contre les maladies qui affectent les semences. En Colombie, on a annulé l'homologation de fongicides pour usage agricole à base de composés de mercure. À l'heure actuelle, on n'accorde aucune homologation pour des pesticides à base de mercure.

780. En Australie, on a homologué deux produits contenant du mercure pour la canne à sucre et les chevaux. L'un de ces produits est un fongicide liquide qui contient 120 g/l de mercure sous la forme de chlorure de mercure méthoxyéthylrique et qui sert à lutter contre la maladie de l'ananas dans les boutures de canne à sucre (les boutures sont trempées dans une solution diluée ou elles sont vaporisées de cette solution avant leur mise en terre). L'autre produit, qui est employé pour les chevaux, contient du chlorure mercurique à une concentration de 3 g/l et est administré par voie topique pour traiter les blessures aux pattes, la douleur et les problèmes musculo-squelettiques.

781. **Thermomètres** – Les thermomètres contenant du mercure sont bien connus des consommateurs de partout dans le monde. En Suède, l'importation, la fabrication professionnelle et la vente de thermomètres médicaux au mercure sont interdites depuis le 1^{er} janvier 1992. L'importation, la fabrication professionnelle et la vente de thermomètres, de commutateurs de niveau, de manostats, de thermostats, de relais, de contacts électriques et d'autres instruments de mesure sont interdites depuis 1993. Certaines dérogations s'appliquent toujours, en particulier pour les pièces de rechange, mais chacune de ces dérogations est assortie d'un calendrier d'élimination graduelle. En outre, pour promouvoir la collecte des thermomètres au mercure, on a recours à des incitatifs économiques pour

persuader les ménages de les retourner. Au Danemark, la vente de thermomètres contenant du mercure fait l'objet d'une interdiction générale. Les exemptions à cette interdiction visent principalement les thermomètres approuvés par l'UE.

782. **Thermostats** – À titre de mesure volontaire, la *Thermostat Recycling Corporation (TRC)*, financée par l'industrie, a lancé en 1997 un programme de recyclage des thermostats à commutateur au mercure dans neuf Etats américains. Des programmes de ce genre sont maintenant offerts dans 48 Etats. En 2001, on a recueilli 48 215 thermostats et 402 livres de mercure. Depuis sa création, le programme a permis de recueillir plus de 120 000 thermostats et de 1000 livres de mercure.

783. **Véhicules** – La Directive 2000/53/CE de la Communauté européenne, du 18 septembre 2000, relative aux véhicules hors d'usage prévoit des mesures de réduction des quantités de déchets que génèrent les véhicules, la promotion de la réutilisation, du recyclage et d'autres formes de valorisation des véhicules hors d'usage et de leurs composants. Ces mesures visent à réduire la quantité de déchets à éliminer, d'une part, et à améliorer le rendement environnemental de tous les opérateurs économiques qui entrent en jeu dans le cycle de vie des véhicules, d'autre part. À l'article 4 de cette directive, on impose une limite à la quantité de mercure présente dans les matériaux et les composants des véhicules. Le mercure est interdit dans les matériaux et composants de véhicules mis sur le marché après le 1^{er} juillet 2003.

784. Aux Etats-Unis, l'utilisation de dispositifs lumineux contenant du mercure dans les véhicules est éliminée graduellement grâce à des initiatives volontaires prises par les constructeurs automobiles. Voir la section 9.2.4, intitulée ETATS-UNIS, pour plus de détails.

785. **Médicaments - vaccins** – Le thiomersal (également connu sous le nom de thimerisol, de thimerosal ou de mercuriothiolate) est un composé contenant du mercure employé à l'état de traces pour prévenir la contamination des vaccins (notamment les flacons ouverts à doses multiples) par des bactéries et d'autres organismes. Selon l'OMS, aucun vaccin vivant, y compris le vaccin antirougeoleux, le vaccin ROR (antirougeoleux, antiourlien et antirubéoleux), le vaccin antipoliomyélitique oral, le vaccin antiamaril et le vaccin de Calmette (BCG), ne contient du thiomersal. En outre, bon nombre d'autres vaccins contenus dans des flacons à dose unique ne contiennent pas de thiomersal. Cependant, les formulations à doses multiples de vaccins triples (DCT), les anatoxines antidiphthérique et antitétanique (TD et dT), le toxoïde tétanique (TT) et certains vaccins contre l'hépatite B sur le marché mondial en renferment. Selon l'OMS, il existe d'autres produits chimiques (le 2-phénoxyéthanol, p. ex.) qui peuvent servir d'agents de conservation des vaccins; cependant, le thiomersal constitue actuellement la meilleure solution de rechange (OMS, 2001). (Pour obtenir de plus amples renseignements, il suffit de cliquer sur <http://www.who.int/vaccines-surveillance/ISPP/hotQAThiomersal.shtml>).

786. Un seul pays a fourni de l'information sur les vaccins contenant du mercure. Aux Etats-Unis, en vertu de la *Food and Drug Administration Modernization Act*, la FDA est tenue d'évaluer le risque que présentent les aliments et les médicaments contenant du mercure. En vertu de cette disposition, la FDA a demandé aux fabricants de vaccins de fournir de l'information sur la teneur en thimerisol des vaccins. En se fondant sur cette information, le Public Health Service, l'American Academy of Pediatrics et les fabricants de vaccins ont convenu que les vaccins contenant du thimerisol devaient être retirés du marché dès que possible. On a demandé aux fabricants de s'engager formellement à éliminer le mercure des vaccins, et la FDA procédera à un examen accéléré des révisions des homologations de produits qui en découlent.

787. Selon l'Immunization Safety Office (OMS), l'OMS recommande toujours l'utilisation de vaccins contenant du thiomersal. Ces vaccins ont été utilisés sans risque partout dans le monde pendant des décennies et ont contribué à sauver la vie de millions d'enfants. En outre, l'OMS souligne que les nouvelles recommandations américaines relatives aux vaccins contenant du thiomersal sont basées sur des évaluations des risques et des avantages menées aux Etats-Unis; il faut donc faire preuve de prudence dans la généralisation de ces recommandations à d'autres pays. Les niveaux d'exposition au

thiomersal, et de ce fait à tous les risques pour la santé, diffèrent selon les pays en fonction du schéma de vaccination recommandé et des vaccins qui y sont administrés (OMS, 2001)

788. **Autres produits** – Un petit nombre de pays disposent également de règlements en matière de sécurité d'utilisation à l'intention des consommateurs privés (jouets, textiles, certaines préparations chimiques, etc.). Ainsi, au Canada, la quantité de mercure autorisée dans un produit de consommation est régie par la *Loi sur les produits dangereux* de Santé Canada. Sont interdites la vente, la promotion ou l'importation au Canada de jouets, de matériel ou d'autres produits s'ils sont susceptibles d'entrer en contact avec des enfants et s'ils sont recouverts d'un enduit décoratif ou protecteur contenant un composé du mercure.

D. Autres normes et programmes

789. **Santé et sécurité au travail** – Un certain nombre de pays ont également adopté des mesures pour assurer la santé et la sécurité des travailleurs et régir les expositions au mercure en milieu de travail, souvent par l'application de valeurs limites d'exposition (VLE). Ces valeurs varient d'un pays à l'autre. Voir les exemples dans l'annexe mentionnée précédemment.

790. **Exigences en matière d'information et de rapport** – Plusieurs pays ont élaboré des systèmes de collecte et de diffusion de données sur les rejets dans l'environnement et les transferts de produits chimiques toxiques à partir d'installations industrielles. Ces systèmes sont souvent appelés Registres des rejets et des transferts de polluants (RRTP). Les RRTP se sont révélés utiles, non seulement pour faire le suivi du rendement environnemental des installations industrielles et de l'efficacité des politiques et des programmes gouvernementaux connexes, mais aussi pour inciter les entreprises à mettre en œuvre des initiatives volontaires axées sur la réduction de leurs rejets et de leurs transferts de produits chimiques toxiques.

791. Le *Toxics Release Inventory (TRI)* des Etats-Unis est un autre système de ce genre. À partir de l'année de déclaration 2000, le seuil de déclaration du mercure et de ses composés a été abaissé à 5 kg par an (le seuil précédent était de 4500 kg). Grâce à cette mesure, les Etats-Unis auront une bien meilleure idée des quantités de mercure et de ses composés qui sont rejetées dans l'air, dans l'eau et dans le sol ou transférées hors site aux fins d'élimination ou de recyclage ou recyclées sur place. Le Canada dispose aussi d'un système équivalent au RRTP. Il s'agit de l'Inventaire national des rejets de polluants.

792. Le *National Pollutant Inventory* de l'Australie est un troisième système de ce genre. Il permet la déclaration de renseignements, basés sur des techniques d'estimation, sur les types et les quantités de certains produits chimiques rejetés dans l'environnement. Il met à la disposition de la communauté, de l'industrie et des gouvernements locaux des renseignements uniformes et fiables sur les émissions de polluants en Australie. La déclaration des émissions est obligatoire si une industrie dépasse les divers seuils d'utilisation. Pour les années 1998-1999 et 1999-2000, la déclaration était volontaire. La déclaration est obligatoire depuis 2000-2001. La mise en application incombe à l'Etat ou au territoire australien visé.

793. **Accords internationaux et régionaux** – Un certain nombre de pays participent également à des conventions ainsi qu'à des accords internationaux et régionaux qui permettent l'établissement d'objectifs supplémentaires de réduction rejets de mercure. Ces conventions et accords sont décrits ci-après, à la section 9.3.1

9.2.4 Exemples d'importantes initiatives nationales de réduction ou d'élimination des utilisations et des rejets de mercure

794. La section précédente montre clairement que la question du mercure est traitée à l'échelon national au moyen d'un grand nombre de mesures diverses qui sont souvent axées sur des utilisations ou des rejets spécifiques et qui mettent souvent à contribution des ministères et des établissements différents. Il existe cependant des exemples de mesures coordonnées permettant d'atteindre un objectif précis de réduction ou d'élimination des utilisations et des rejets de mercure qui reposent sur

l'application d'initiatives réglementaires de grande portée à l'égard de l'utilisation et de la manutention du mercure dans la société. Le lecteur trouvera ci-après une description des initiatives nationales actuellement appliquées au sein de la Communauté européenne, en Suède et aux Etats-Unis, de même qu'une indication du degré de réduction de la consommation et de l'utilisation du mercure obtenue grâce à ces initiatives. L'information contenue dans ces sections est principalement tirée des mémoires nationaux (Communauté européenne – sub40gov; Suède – sub28gov; Etats-Unis – sub23gov). Le sommaire des Etats-Unis est complété par de l'information tiré de l'US EPA-GLNPO (1999).

COMMUNAUTE EUROPEENNE

795. La législation de la Communauté européenne présente de l'intérêt en ce sens qu'elle est appliquée dans l'ensemble de ses 15 Etats membres, lesquels sont responsables d'une partie importante de la consommation de mercure en Europe.

796. **Sources ponctuelles de rejets dans l'eau** – Il existe plusieurs directives de la Communauté européenne qui, collectivement, limitent la pollution des eaux intérieures, territoriales et côtières par le mercure et fixent des normes communautaires sur les rejets de mercure pour un nombre considérable de secteurs industriels. Par ailleurs, une nouvelle directive établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau a été adoptée. Cette directive prévoit une stratégie intégrée de l'UE visant l'harmonisation des normes et des contrôles de qualité de l'eau. Le mercure est l'une des « substances dangereuses d'intérêt prioritaire » visées par cette stratégie, qui prévoit l'élimination graduelle des rejets dans le milieu aquatique au cours des vingt prochaines années. Les mesures nécessaires seront élaborées d'ici la fin de 2003.

797. **Incinération des déchets** – Il existe aussi une directive de la Communauté européenne sur l'incinération des déchets. Cette directive vise à prévenir ou à limiter, dans la mesure du possible, les effets négatifs sur l'environnement, notamment la pollution causée par les rejets dans l'air, le sol, les eaux de surface et les eaux souterraines – ainsi que les risques qu'ils présentent pour la santé humaine – attribuables à l'incinération et à la co-incinération des déchets. La directive établit des limites pour les émissions atmosphériques provenant des installations d'incinération et de co-incinération des déchets et pour les eaux usées provenant des installations d'épuration des gaz de combustion. Ces dispositions s'appliquent aux nouvelles installations depuis le 28 décembre 2002. Les installations existantes seront visées à compter du 28 décembre 2005.

798. **Prévention et réduction intégrées de la pollution** – La Directive 96/61/CE du Conseil relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution est un élément important des efforts de réduction de la pollution par le mercure déployés au sein de la Communauté européenne. Le but de cette directive est la prévention et la réduction intégrées de la pollution découlant entre autres d'activités telles que la production d'énergie, la production et la transformation des métaux, l'industrie des minéraux, l'industrie chimique et la gestion des déchets, et d'autres sphères d'activités telles que l'élevage intensif d'animaux, l'industrie des pâtes et papiers et les tanneries. La directive oblige ces industries à utiliser les meilleures techniques existantes pour prévenir ou, le cas échéant, réduire la pollution de l'air, de l'eau et du sol – ce qui englobe les mesures relatives aux déchets – dans le but d'atteindre un niveau élevé de protection de l'environnement dans son ensemble. Elle inclut le mercure et ses composés. Les exigences entrent en vigueur le 30 octobre 1999 pour les installations nouvelles ou qui ont fait l'objet d'importantes modifications, et le 30 octobre 2007 pour les installations existantes. Conformément à cette directive, des documents de référence décrivant les meilleures techniques existantes sont élaborés pour différents secteurs.

799. **Production de chlore** – Il existe également un document de référence qui décrit les meilleures techniques existantes pour la production de chlore. D'après ce document, les meilleures techniques existantes propres aux fabriques utilisant un procédé à cathode de mercure incluent la conversion au procédé à membrane. Pendant la durée de vie restante des fabriques utilisant des procédés à cathode de mercure, toutes les mesures possibles doivent être prises pour protéger l'environnement dans son ensemble. Les producteurs de chlore de la CE ont exprimé leur soutien envers les mesures exposées

dans ce document. Ils ont également présenté des engagements volontaires²⁹ aux autorités compétentes visant à faciliter l'abandon du procédé à base de mercure. Les producteurs ont renouvelé l'engagement qu'ils avaient pris en 1995, soit de ne pas employer une technologie à base de mercure pour les nouvelles fabriques, de ne pas transférer d'équipement en double à des tierces parties pour qu'elles le réutilisent, de réduire davantage leurs émissions conformément à un calendrier quantifié, de garantir la transparence des données déclarées, de fermer ou de convertir les fabriques à la fin de leur vie économique et, enfin, de garantir une gestion écologiquement rationnelle du mercure métallique provenant des cuves en arrêt de production.

800. **Piles** – Il existe des directives à l'échelle de la Communauté européenne qui régissent un certain nombre de produits contenant du mercure. La Directive 91/157/CEE relative aux piles et aux accumulateurs régit la quantité admissible de mercure dans les piles et oblige la collecte séparée des piles contenant du mercure et d'autres métaux lourds. Les limites applicables aux teneurs en mercure ont été resserrées en vertu d'un amendement apporté à la directive en 1998 (98/101/CE). Cet amendement exige que les Etats membres interdisent, à compter du 1^{er} janvier 2000 au plus tard, la mise en marché des piles et des accumulateurs contenant plus de 0,0005 p. 100 en poids de mercure. Il en va de même pour appareils dans lesquels ces piles et ces accumulateurs sont incorporés. Les piles bouton et les batteries composées de piles bouton contenant au plus 2 p. 100 en poids de mercure sont exemptées de cette interdiction.

801. **Certaines substances et préparations dangereuses** – La Directive 76/769/CEE concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives des Etats membres relatives à la limitation de la mise sur le marché et de l'emploi de certaines substances et préparations dangereuses interdit l'emploi de substances contenant du mercure dans les peintures antisalissures, les agents de préservation du bois, le traitement des textiles et le traitement des eaux industrielles. Cette directive – axée sur l'utilisation et la mise en marché – prévoit une procédure législative simplifiée qui permet à l'UE d'interdire des substances chimiques ou d'en restreindre l'utilisation en inscrivant ces substances dans une annexe, avec les mesures de réduction qui s'y rattachent. Des substances chimiques et des préparations ont d'ailleurs été ajoutées à la législation dans le cadre de plusieurs amendements.

802. **Cosmétiques** – Conformément la Directive 76/768/CEE concernant le rapprochement des législations des Etats membres relatives aux produits cosmétiques (ainsi qu'à ses amendements 2000/6/CE et 2000/11/CE), le mercure et ses composés ne peuvent pas constituer un ingrédient des produits de beauté, y compris des savons, des lotions, des shampoings, des produits de blanchiment de la peau, etc. (à l'exception des sels de phényl-mercure servant à la conservation du fard et des démaquillants pour les yeux qui sont présents à une concentration ne dépassant pas 0,007 p. 100 P/P) qui sont mis sur le marché au sein de la Communauté européenne.

803. **Emballages et déchets d'emballage** – La Directive 94/62/CE, du 20 décembre 1994, relative aux emballages et aux déchets d'emballage vise à harmoniser les mesures nationales concernant la gestion des emballages et des déchets d'emballages afin qu'on puisse éviter ou réduire leurs effets sur l'environnement de tous les Etats membres et de pays tiers ainsi qu'assurer l'équilibre du marché intérieur et éviter les entraves au commerce au sein de la Communauté. La directive énonce des mesures dont le principal objectif est d'empêcher la production de déchets d'emballage, mais qui a aussi pour objectifs secondaires la réutilisation des emballages, le recyclage (ainsi que toute autre forme de récupération des déchets d'emballage) et, par conséquent, la réduction de l'élimination finale des déchets d'emballage. L'article 10 de la directive établit un plan de réduction particulier pour les métaux lourds dans les emballages – la somme des concentrations de plomb, de cadmium, de mercure et de chrome hexavalent présentes dans l'emballage ou dans ses composants ne doit pas dépasser des

²⁹ Les producteurs de chlore (cathodes de mercure) de l'Europe occidentale ont soumis des engagements volontaires devant la Commission OSPAR (Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est) en 1999. Ces engagements ont été renforcés par la suite. Bien qu'ils aient été présentés dans le contexte des discussions tenues par la Commission OSPAR, ils sont pris individuellement par chaque producteur de l'Europe occidentale, y compris tous ceux de la CE.

concentrations établies précises durant une période de cinq ans – 600 ppm en poids au 30 juin 1998 au plus tard, et 100 ppm en poids au 30 juin 2001 au plus tard.

804. **Pesticides** – La vente et l'utilisation de pesticides à base de mercure pour la protection des végétaux sont interdites en vertu de la Directive 79/117/CEE et de ses amendements. Il en va de même pour les pesticides à base de mercure employés pour le traitement des semences. L'exportation de telles préparations vers des pays ne faisant pas partie de la Communauté européenne n'est pas visée par cette directive.

805. **Véhicules** – La Directive 2000/53/CE de la Communauté européenne du 18 septembre 2000 relative aux véhicules hors d'usage prévoit des mesures de réduction des quantités de déchets que génèrent les véhicules ainsi que la promotion de la réutilisation, du recyclage et d'autres formes de valorisation des véhicules hors d'usage et de leurs composants. Ces mesures visent à réduire la quantité des déchets à éliminer, d'une part, et à améliorer le rendement environnemental de tous les opérateurs économiques qui entrent en jeu dans le cycle de vie des véhicules, d'autre part. À l'article 4 de cette directive, on impose une limite à la quantité de mercure présente dans les matériaux et les composants des véhicules. Le mercure est interdit dans les matériaux et composants de véhicules mis sur le marché après le 1^{er} juillet 2003.

Mesures et initiatives additionnelles à l'étude au sein de la Communauté européenne

806. Dans le cadre du quatrième programme-cadre (1994-1998), la Commission européenne a commencé à évaluer la pertinence de la politique sur les métaux lourds de l'UE en regard des risques humains et environnementaux et a particulièrement pris en considération les pays tiers indirectement visés par cette politique (projet EUPHEMET). Dans le cadre de ce projet, on propose une stratégie modifiée à l'échelle de l'UE, de même qu'à l'échelle des politiques et/ou des institutions internationales pertinentes, en accordant une attention particulière à la nécessité de tirer le meilleur parti des institutions internationales en place. Une fois présenté à la Commission européenne, le rapport a pris la forme d'un document intitulé *Handbook for sustainable heavy metals policy and regulation*, publié en décembre 2001 par Kluwer Academic Publishers, dans le cadre d'une série de publications sur l'environnement et les politiques. Le manuel comporte aussi des études de cas sur le mercure, le plomb et le cadmium.

807. Récemment, la Commission européenne a publié un ouvrage intitulé *Ambient air pollution by mercury (Hg) – Position Paper*. Il s'agit d'un rapport technique élaboré par un certain nombre de spécialistes nommés par les Etats membres pour faire partie d'un groupe de travail sur le mercure. Le rapport satisfait aux exigences de la Directive du Conseil concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant, mieux connue sous le nom de directive-cadre, et vise à favoriser l'élaboration de directives filles. L'exposé de position s'inspire des connaissances les plus poussées sur les sources européennes et les principaux procédés/mécanismes qui influent sur le cycle du mercure en Europe et dans l'environnement mondial. Il présente en fait l'aperçu des connaissances actuelles et recommande l'adoption d'une stratégie à long terme de réduction des concentrations de méthylmercure dans les poissons des eaux européennes. Dans le cadre de cette stratégie, le groupe de travail propose l'établissement d'un plan d'action sur la réduction de l'apport des émissions atmosphériques de mercure dans les écosystèmes terrestres et aquatiques de l'Europe, ce qui inclut la réduction des émissions de mercure provenant des principales sources anthropiques et une élimination complète du mercure dans les principaux produits de consommation.

808. **Produits** - La Commission européenne étudie actuellement d'autres mesures réglementaires qui pourraient s'appliquer aux produits contenant du mercure en vue de la modification éventuelle de la Directive 76/769/CEE relative à la mise sur le marché et à l'emploi. Entre autres, les produits contenant du mercure suivants sont à l'étude : piles bouton, instruments industriels et de contrôle, dispositifs d'éclairage et thermomètres (OSPAR, 2000c). Au nombre des points à l'étude, il reste à déterminer si une substitution complète est justifiée, étant donné la réduction actuelle de l'utilisation du mercure au sein de la Communauté européenne et l'importance des émissions de mercure de sources autres que les produits, telles que la combustion du charbon (OSPAR, 2001).

809. **Équipement électrique** – Un projet de directive concernant la limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques contenant du mercure est actuellement à l'étude au Conseil et au Parlement européens (Directive [RoHs] COM, 2000, final). Selon la directive proposée, la substitution du mercure dans les équipements électriques et électroniques devrait se faire d'ici 2008. On envisage de revoir l'exigence de la substitution en 2004 pour tenir compte des nouvelles connaissances scientifiques disponibles. La liste des exemptions pourrait donc être modifiée à la lumière d'éventuelles avancées techniques. Cette directive vise les commutateurs et certains autres dispositifs de commande électriques, mais exempte les lampes fluorescentes, jusqu'à une certaine limite (10 mg de mercure/lampe), et d'autres lampes au mercure.

SUEDE

810. La réduction des risques que présente le mercure est un sujet hautement prioritaire depuis les années 1960. Au début des années 1990, on a conclu que l'importante réduction des rejets de mercure atteinte aux sources ponctuelles ne permettrait pas de réduire la charge environnementale au-delà des seuils critiques. On a estimé que les quantités de mercure présentes dans les poissons d'environ 40 000 lacs (c.-à-d. près de la moitié des lacs suédois) dépassaient la valeur limite de 0,5 mg/kg recommandée par la Commission FAO/OMS du Codex Alimentarius. Dans le projet de loi émanant du gouvernement 1990:91/90, intitulé *En god livsmiljö* (Un milieu de vie), on a proposé de nombreux ensembles de mesures législatives et volontaires ayant pour objectif final l'élimination totale de l'utilisation du mercure. Depuis lors, on a réapprouvé et renforcé plusieurs fois les ensembles de mesures par le biais de divers projets de loi gouvernementaux et diverses décisions du Parlement.

811. Le tableau 9.2 présente certaines initiatives importantes mises en œuvre en Suède pour atteindre l'objectif d'élimination totale de l'utilisation du mercure fixé en 1990. Soulignons que la Suède est un Etat membre de la Communauté européenne depuis le 1^{er} janvier 1995 et qu'elle est tenue d'appliquer la législation communautaire relative au mercure, comme il est décrit dans la section sur la Communauté européenne. Cependant, certaines des mesures prises en Suède vont au-delà de la portée de cette législation.

Tableau 9.2 Principales initiative sur l'utilisation du mercure mises en œuvre en Suède (données déclarées par la Suède)

Année	Type de rejet/d'utilisation	Principales initiatives sur l'utilisation du mercure mises en œuvre en Suède
1979	Rejets des cabinets dentaires	Depuis 1979, un accord volontaire oblige tous les cabinets dentaires à se doter de séparateurs d'amalgame.
1979	Traitement des semences	L'utilisation de produits de traitement des semences contenant du mercure est interdite (SFS 1979:349).
1985	Biocides	L'importation, la vente, le transfert et l'utilisation du mercure et de ses composés en tant que biocides ne sont pas approuvés (SFS 1985:836).
1990	Objectif fixé – élimination totale	Le projet de loi gouvernemental 1990:91/90 proposait de nombreux ensembles de mesures législatives et volontaires ayant pour objectif final l'élimination totale de l'utilisation du mercure.
1991	Amalgames dentaires	L'objectif général d'élimination graduelle de l'utilisation du mercure incluait également les amalgames dentaires. Cela a donné lieu à une réduction volontaire des nouvelles obturations faites à l'amalgame chez les enfants, lesquelles obturations sont passées de 30 à 1,5 p. 100 entre 1991 et 1995. L'utilisation chez les adultes est passée de 32 à 15 p. 100. Depuis lors, le total des ventes annuelles de mercure employé dans les amalgames s'est stabilisé. On s'attend à une réduction accrue du mercure employé pour les obturations chez les enfants et les adolescents; il s'agit d'une mesure préventive visant à limiter l'exposition de ces groupes aux vapeurs de mercure métallique. En 1999, on a cessé d'indemniser les obturations faites à l'amalgame, ce qui a donc fait augmenter le coût d'utilisation de l'amalgame. Bien qu'il en coûte encore un peu moins cher pour les patients d'utiliser de l'amalgame plutôt que des substituts, la modification de la structure de prix devrait entraîner une diminution additionnelle de l'utilisation de l'amalgame.
1992	Thermomètres médicaux	L'importation, la fabrication professionnelle et la vente de thermomètres médicaux au mercure sont interdites depuis le 1 ^{er} janvier 1992.

Année	Type de rejet/d'utilisation	Principales initiatives sur l'utilisation du mercure mises en œuvre en Suède
1992	Exportation des déchets	L'exportation de déchets et de produits contenant du mercure est interdite.
1993	Thermomètres, instruments de mesures et équipement électrique	La fabrication professionnelle, l'importation et la vente de thermomètres, de commutateurs de niveau, de manostats, de thermostats, de relais, de contacts électriques et d'autres instruments de mesure sont interdites depuis 1993 (Ordonnance 1991:1290). Quelques dérogations sont toujours accordées, en particulier pour les pièces de rechange (Ordonnance 1998:944). Un calendrier d'élimination graduelle est prévu pour chaque exemption (Règlement 1998:8).
1993	Objectif fixé – calendrier d'élimination graduelle	Selon le projet de loi gouvernemental 1993/94:163, l'objectif d'élimination graduelle du mercure et des produits contenant du mercure devait être atteint en l'an 2000. À ce moment-là, le mercure ne pourra être venu mis en vente que s'il entre dans la fabrication de produits essentiels et s'il est destiné à des utilisations pour lesquelles aucune autre technique n'est connue ou entièrement mise au point.
1998	Piles	La directive de la Communauté européenne relative aux piles, qui s'applique également en Suède, a été amendée en 1998. Les piles contenant plus de 0,0005 p. 100 en poids de mercure sont définies comme étant dangereuses pour l'environnement et ne peuvent pas être mises en marché en tant que telles ou être incorporés dans des appareils. Les piles bouton contenant au plus 2 p. 100 en poids de mercure sont exemptées. Les nouveaux règlements signifient qu'il est impossible de vendre des piles à l'oxyde mercurique – ces piles renfermaient 700 des 800 kg de mercure employés dans la fabrication des piles en 1997. L'application des nouveaux règlements a entraîné une réduction marquée des quantités de mercure vendues pour la fabrication de piles – en 1999, on estimait à environ 100 kg la quantité de mercure dans les piles vendues.
1998	Boues d'épuration	Dans l'Ordonnance 1998:944, on prévoit la réglementation des teneurs en métaux lourds des eaux usées lorsque les boues d'épuration sont vendues ou transportées à des fins agricoles. La réglementation spécifiant quand et où les boues d'épuration peuvent être utilisées à des fins agricoles et en quelles quantités se trouve dans la SNFS 1994:2 (maintenant SNFS 1998:4). À l'heure actuelle, la teneur maximale admissible en mercure dans les boues est de 2,5 mg/kg MS (matière sèche) et le taux d'épandage maximal est de 1,5 g/hectare par an.
1998	Exportation de mercure	Conformément aux politiques rigoureuses de la Suède sur le mercure, il est interdit, depuis le 1 ^{er} janvier 1999, d'exporter du mercure métallique ou des composés chimiques et des produits chimiques contenant du mercure (Ordonnance 1998:944).
2000	Nouveaux produits contenant du mercure – procédés de fabrication	En vertu du projet de loi 2000/01:65, <i>Chemical Strategy for a Non-Toxic Environment</i> (Stratégie chimique pour un environnement non toxique), les nouveaux produits mis sur le marché doivent, dans la mesure du possible, être exempts de mercure d'ici 2003, au plus tard. En outre, le mercure ne doit pas être employé dans les procédés de fabrication, à moins que le fabricant ne prouve qu'il ne nuira pas à la santé humaine et à l'environnement.

Mesures et initiatives additionnelles à l'étude en Suède

812. **Industrie du chlore** – Deux fabriques de chlore suédoises ont toujours recours au procédé d'amalgamation. On emploie le procédé à membrane, jugé plus écologique, à un endroit. Conformément à la Décision 90/3 (OSPAR), le gouvernement suédois mentionne dans plusieurs projets de loi que le procédé d'amalgamation devrait être graduellement éliminé d'ici 2010. Pour mieux garantir la réalisation de cet objectif à l'échelon national, le gouvernement suédois envisage d'inclure une interdiction dans l'Ordonnance 1998:944.

813. **Déchets** – Concernant l'élimination des déchets, il existe des systèmes de collecte séparée; des efforts sont déjà déployés pour la collecte des piles, des lampes fluorescentes, des résidus d'amalgame, etc. Les piles recueillies sont actuellement stockées dans l'attente d'une décision sur leur prétraitement avant leur acheminement vers une installation de stockage définitif du mercure.

814. **Amalgames dentaires** – L'objectif général de l'élimination graduelle du mercure du gouvernement suédois inclut également les amalgames dentaires. En Suède, la consommation de mercure pour l'usage dentaire a diminué sensiblement après que le Parlement eut pris la décision stratégique, en 1994, d'éliminer graduellement l'utilisation des amalgames dentaires. Jusqu'à présent,

les amalgames dentaires ont principalement fait l'objet de mesures d'élimination graduelle volontaires en Suède. Un accord volontaire sur la non-utilisation de l'amalgame pour les obturations chez les enfants et les adolescents âgés de moins de dix-neuf ans a mené à une élimination quasi totale de cet usage. Le gouvernement suédois étudie continuellement d'autres possibilités pour réduire l'utilisation des amalgames dentaires.

815. **Produits chimiques de laboratoire** – Les produits chimiques d'analyse et les réactifs qui contiennent du mercure sont principalement utilisés pour le contrôle de paramètres environnementaux. Ainsi, le sulfate mercurique est employé pour des produits d'analyse de la demande chimique en oxygène ((DCO – Consommation d'oxygène par la réaction chimique). Les activités d'information n'ont pas permis d'éliminer graduellement cette utilisation particulière. Le gouvernement suédois envisage donc d'amender l'Ordonnance 1998:944 pour interdire l'utilisation du mercure dans les produits chimiques d'analyse et les réactifs à compter du 1^{er} janvier 2004.

816. **Eclairage** – Aucune solution de rechange sans mercure aux lampes fluorescentes linéaires et compactes n'est actuellement offerte dans le commerce. Pour limiter les incidences environnementales liées à l'utilisation du mercure dans ces produits, le moyen à privilégier est de fixer, par règlement, une teneur maximale admissible en mercure. Il sera probablement question de tels règlements dans la future directive de la CE relative à la limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques.

817. **Collecte de produits et de biens usagés** – Conscient que le mercure contenu dans les produits utilisés ou « oubliés sur les tablettes » continuera d'être une source de rejets pendant encore fort longtemps, le gouvernement a élaboré un programme d'action dont l'objectif est d'accroître l'efficacité et la portée de la collecte des produits et des biens usagés contenant du mercure. Parmi les projets faisant partie de ce programme d'action, mentionnons les suivants : collecte de thermomètres médicaux; inventaire et collecte de produits contenant du mercure à différents endroits; élimination de l'utilisation du mercure dans les écoles, les universités et les collèges; efforts d'information et de sensibilisation. Dans le cadre des projets de collecte des thermomètres au mercure, on a eu recours à des incitatifs économiques pour inviter les ménages à retourner leurs thermomètres. Un autre projet consistait à retracer le mercure « caché » dans des biens et des produits à usages techniques dans environ 70 usines. Le dépistage du mercure a notamment été effectué pour la première fois au monde avec des chiens dressés à cette fin.

818. Au total, le programme d'action a permis de retracer entre 10 et 11 tonnes métriques de mercure. De ce volume, 6 à 7 tonnes ont été recueillies et 3,5 à 4 tonnes ont été étiquetées pour être éliminées adéquatement une fois que ne seront plus utilisés les produits qui en contiennent. Le gouvernement estime qu'il reste un certain nombre de tonnes métriques de mercure dans l'industrie (biens à usages techniques, mercure métallique stocké, etc.), dans les maisons (thermomètres, vieux baromètres, sonnettes, etc.), dans le secteur agricole (anciens pesticides et pesticides stockés) et dans les canalisations des réseaux d'égouts, notamment dans les conduits de vieilles cliniques dentaires.

819. **Élimination finale du mercure** – Le mercure est une substance qui posera toujours une menace pour la santé humaine et l'environnement, et c'est pourquoi il ne doit pas être recyclé. On doit plutôt soumettre les déchets contenant du mercure à un traitement permanent qui soit sécuritaire et acceptable sur le plan environnemental. Dans un rapport présenté au gouvernement, l'Agence suédoise de protection de l'environnement a proposé le stockage définitif des déchets contenant du mercure dans un site de stockage par enfouissement profond dans le roc (1997). Un comité gouvernemental a récemment présenté son rapport final sur la façon d'éliminer les déchets contenant plus de 0,1 p. 100 (en poids) de mercure. On y propose qu'une exigence obligatoire en matière de stockage définitif par enfouissement profond dans le roc entre en vigueur dans cinq ans.

Réductions de la consommation et de l'utilisation du mercure en Suède

820. La Suède a évalué l'efficacité de la législation et de la réglementation sur les produits contenant du mercure. Comme l'indique la figure 9.1, la consommation quantifiée de produits contenant du mercure en 1997 correspondait à environ un quart de la consommation de 1991-1992. Les réductions de la consommation sont étroitement liées à une utilisation accrue des produits de remplacement. Les possibilités de substitution sont décrites dans la section 8.2 (Substitution). Soulignons qu'outre la législation, les améliorations sur le plan de l'efficacité technologique ont vraisemblablement été une force d'entraînement importante pour la substitution du mercure dans nombre d'utilisations.

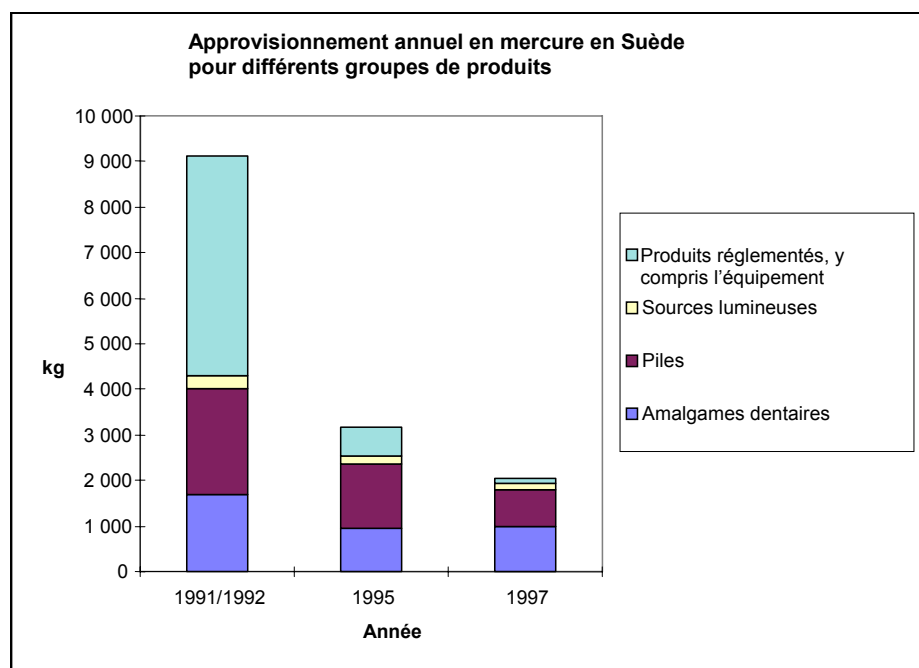


Figure 9.1 Quantités de mercure vendues en Suède dans les produits, y compris les piles, les sources lumineuses et les amalgames dentaires, 1991-1992, 1995 et 1997, kg/année (KEMI, 1998; figure originale gracieusement présentée par l'Inspectorat suédois des produits chimiques). Veuillez noter que les ventes de mercure métallique (aux fins de la production de chlore, etc.) ne sont pas incluses.

ETATS-UNIS D'AMERIQUE

821. Les Etats-Unis s'efforcent activement de réduire les risques que pose l'exposition au mercure depuis de nombreuses années en mettant en œuvre aussi bien des initiatives réglementaires que des programmes volontaires de réduction. Ainsi, dès 1991, l'US EPA a lancé le programme 33/50, un programme spécial destiné à contribuer à la réduction des rejets de mercure et de 16 autres substances toxiques dans l'environnement. Le programme avait pour but d'inciter les entreprises à s'engager à réduire volontairement leurs rejets de certains ou de l'ensemble de ces produits toxiques de 33 p. 100 d'ici 1992 et de 50 p. 100 d'ici 1995. En conséquence, entre 1988 et 1991, les rejets de mercure dans l'environnement ont diminué de 38 p. 100 et les transferts de mercure aux fins de traitement ou d'élimination hors site, de 30 p. 100 (OCDE, 1995).

822. Une bonne compréhension des caractéristiques et de l'ampleur des rejets de mercure est essentielle à la conception de stratégies efficaces de gestion des risques. En vertu de modifications apportées à la *Clean Air Act* en 1990, l'US EPA a dû évaluer l'ampleur des émissions de mercure aux Etats-Unis par source, l'incidence des émissions sur la santé et l'environnement ainsi que le coût et l'accessibilité des technologies de réduction. Le rapport qui en a découlé, intitulé *Mercury Study Report to Congress*, a été publié en décembre 1997. Etant donné que l'état de la science sur le mercure évolue

continuellement et rapidement, le rapport représente un aperçu des connaissances actuelles aux États-Unis. Il s'agit d'un ouvrage complet en huit volumes.

823. En septembre 2000, l'*Office of Research and Development* de l'US EPA a publié une stratégie de recherche sur le mercure destinée à orienter le programme de recherche sur le mercure jusqu'en 2005. La stratégie recense les principales questions scientifiques d'intérêt prioritaire pour l'US EPA et décrit un programme de recherche à mettre de l'avant pour tenter de répondre à ces questions, ce qui aura pour effet de diminuer les incertitudes scientifiques qui limitent la capacité de l'US EPA d'évaluer et de gérer les risques associés au mercure et au méthylmercure. Une partie intégrante de cette stratégie est axée sur l'étude du transport, de la transformation et du devenir du mercure atmosphérique.

824. Pour étudier des questions liées à la pollution touchant plusieurs milieux, l'US EPA a constitué un groupe de travail sur le mercure qui évalue les stratégies de coordination de divers programmes axés sur l'utilisation, la gestion et l'élimination du mercure. On étudie un large éventail d'options qui s'inscrivent dans un cadre d'évaluation de la pollution touchant plusieurs milieux et qui reposent sur des programmes de prévention de la pollution faisant appel au bon sens. Parmi les sujets sur lesquels se penchera le groupe de travail, mentionnons l'évaluation des efforts actuels de prévention et de réduction des émissions aux échelons locaux, nationaux et internationaux; le partage d'information sur la prévention et la réduction des émissions; l'étude d'idées en matière de prévention de la pollution, notamment la substitution de produits et l'innovation; les options de recyclage et d'élimination; la coordination au sein de l'US EPA pour assurer l'uniformité des programmes de réglementation du mercure; enfin, la coordination avec d'autres organismes fédéraux régissant le mercure.

825. L'US EPA élabore actuellement un plan d'action national sur le mercure qui s'inspire des conclusions du *Mercury Study Report to Congress*. Ce plan d'action résume les principales mesures envisagées pour évaluer et gérer les problèmes que pose le mercure aux États-Unis, tout en traitant de la nature mondiale du mercure. Il traite aussi des objectifs de l'US EPA concernant le mercure, des positions sur de nombreuses questions liées au mercure et des mesures prioritaires. Il contient également de courtes descriptions des activités mises en œuvre à l'heure actuelle et des activités que l'on prévoit réaliser au cours des prochaines années. Le plan sera probablement disponible au milieu de l'année 2003.

Mesures en cours et planifiées visant la réduction de la pollution par le mercure aux États-Unis

826. L'approche des États-Unis à l'égard de la conception de stratégies efficaces de gestion des risques pour le mercure comprend à la fois des limites réglementaires applicables aux rejets et des efforts volontaires déployés par l'industrie en vue de réduire l'utilisation du mercure. Ces stratégies sont mises en œuvre par divers organismes fédéraux et des États. Les plus importantes sont résumées ci-après.

827. **Réserves de mercure** – Le gouvernement des États-Unis détient une réserve de mercure qui fait partie de la réserve de la Défense nationale, qui avait été constituée à la fin de la Première Guerre mondiale pour maintenir un approvisionnement adéquat en matériaux jugés essentiels à la Défense nationale. La Defense Logistics Agency (DLA), une unité du département de la Défense, gère la réserve. La *Strategic and Critical Materials Stockpile Act* régit le mercure vendu par la DLA à même la réserve nationale. En juillet 1994, la DLA a suspendu les ventes de mercure futures en attendant l'analyse des effets du mercure sur l'environnement, qui demeureront suspendues tant que ne sera pas terminée l'élaboration d'un énoncé des incidences environnementales visant à déterminer la façon de disposer de la réserve. Dans l'intervalle, on procède à un examen complet des quatre installations des États-Unis qui stockent actuellement le mercure de la réserve et à une inspection de tous les récipients contenant du mercure pour s'assurer que leur stockage est adéquat et sécuritaire.

828. **Sources ponctuelles de rejets dans le milieu aquatique** – Le mercure est un polluant toxique aux termes de la *Clean Water Act*. Les règlements d'application de la *Clean Water Act* spécifient des limites relatives aux effluents basées sur les technologies pour les rejets de mercure provenant de diverses industries et décrivent les circonstances dans lesquelles les États peuvent imposer des limites

relatives aux effluents ou des exigences en matière de surveillance plus strictes que les normes fondées sur les technologies. Les Etats doivent établir des normes de qualité de l'eau pour les polluants, y compris le mercure. La *Clean Water Act* s'appuie sur un système de permis, connu sous le nom de *National Pollutant Discharge Elimination System*, pour régir les rejets directs dans les eaux de surface. On attribue des limites précises aux rejets de mercure des installations et/ou on leur demande de surveiller leur rejets de mercure. Les installations consignent les niveaux de rejets qu'elles ont mesurés dans des rapports de surveillance, que l'on utilise comme outils de détermination de la conformité. Un nombre important de sources industrielles ponctuelles sont visées, à savoir les fabriques de chlore, les centrales thermiques à vapeur, les fabriques de piles, etc.

829. **Sources ponctuelles d'émissions atmosphériques** – Le mercure et ses composés sont des polluants atmosphériques dangereux aux termes de la *Clean Air Act*. L'US EPA a établi les *National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants* pour les émissions de mercure en se fondant sur le risque spécifié dans la version antérieure à 1990 de la *Clean Air Act*. En vertu des modifications apportées à la *Clean Air Act* en 1990, l'US EPA régir les émissions de polluants atmosphériques dangereux par catégories de sources en ayant recours aux normes MACT pour chaque « source principale » de chacune des catégories de sources inscrites. Une norme MACT est définie en fonction d'une analyse de l'application de la technologie de réduction en vigueur aux sources les mieux contrôlées dans une catégorie de sources donnée.

830. **Industrie du chlore** – Les émissions des installations de traitement du minerai de mercure et des fabriques de chlore utilisant un procédé à cathode de mercure sont de 2 300 grammes/24 heures. L'US EPA élabore actuellement une règle qui limitera davantage les émissions de mercure provenant des installations qui fabriquent du chlore au moyen d'un procédé à cathode de mercure. La règle, à laquelle on prévoit inclure des limites d'émissions basées sur les normes MACT et sur des pratiques de gestion, représente un changement de cap entre la norme actuelle qui s'applique également à toutes les fabriques, sans distinction de taille, et une règle normalisée pour les niveaux de production.

831. En outre, à titre de mesure volontaire, le Chlorine Institute, au nom des fabriques de chlore utilisant un procédé à cathode de mercure des Etats-Unis, s'est engagé, en 1997, à réduire l'utilisation du mercure dans les fabriques de 50 p. 100 d'ici 2005 et à présenter un rapport annuel sur les progrès accomplis en la matière. En avril 2002, l'Institut a présenté son cinquième rapport annuel. Selon ce rapport, la consommation de mercure par les fabriques de chlore aux Etats-Unis a connu un déclin de 81 p. 100 entre 1995 et 2001, ou a diminué de 75 p. 100 après correction en fonction de la baisse de la capacité de production. Il s'agit d'un déclin par rapport à la quantité de base initiale d'environ 154 tonnes métriques par année, qui est passée à environ 28 tonnes métriques au cours de 2001.

832. **Production d'énergie** – Les centrales au charbon constituent actuellement la principale source anthropique d'émissions de mercure aux Etats-Unis. Le 14 décembre 2000, l'US EPA a annoncé une décision voulant qu'il soit approprié et nécessaire de régir les émissions de polluants atmosphériques dangereux (y compris le mercure) des centrales des services d'électricité. La présentation d'un projet de règlement est actuellement prévue pour le 15 décembre 2003 et la promulgation, pour le 15 décembre 2004. Afin d'assurer la mise au point de solutions de rechange optimales pour réduire les émissions de mercure, l'US EPA, le département de l'Energie, les groupes industriels du secteur de la production d'énergie électrique et certaines compagnies d'électricité œuvrent à la définition, à l'élaboration et à la mise à l'essai de technologies nouvelles et modifiées de réduction des émissions de mercure. Ensemble, ces organismes mettent à l'essai et évaluent les options les plus prometteuses dans le domaine. Les résultats de leurs recherches serviront de fondement à l'élaboration et à l'application d'un règlement MACT sur le mercure. D'ailleurs, aux Etats-Unis, on se penche également sur une proposition de l'administration Bush (la *Clear Skies Initiative*) qui, si elle est adoptée, permettrait de réduire de façon importante les émissions de mercure des centrales électriques. Cette initiative ferait partie d'une stratégie visant plusieurs polluants qui permettrait aussi de réduire les émissions de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote de ces centrales grâce à un programme de plafonnement et d'échange.

833. **Traitement des déchets, y compris l'incinération** – Avant 1995, les chambres de combustion de déchets urbains et les incinérateurs de déchets médicaux constituaient la source la plus connue

d'émissions de mercure dans l'atmosphère. De nouveaux règlements relatifs à ces installations, une fois entièrement appliqués, permettront de réduire les émissions générées par ces sources d'un autre 90 p. 100 par rapport aux valeurs de 1995.

834. À titre de mesure volontaire, l'US EPA et l'American Hospital Association ont signé, en 1998, un protocole d'entente qui les engage à collaborer pour réduire de manière importante les quantités de déchets hospitaliers d'ici 2005. Ce protocole d'entente prévoit l'élimination quasi totale des déchets hospitaliers contenant du mercure et une réduction du tiers du volume total des déchets hospitaliers d'ici 2005.

835. En décembre 1995, l'US EPA a mis la dernière main aux *New Source Performance Standards* (NSPS) et aux *Emissions Guidelines* (EG) relatives aux émissions applicables aux **chambres de combustion de déchets urbains** d'une capacité supérieure à 227 tonnes métriques par jour (c.-à-d. des chambres de combustion à grande capacité). La norme relative aux émissions atmosphériques de mercure pour les nouvelles chambres de combustion et celles déjà existantes est de 0,08 milligramme par mètre cube standard par jour (mcsj) à 7 p. 100 d'oxygène. Les 167 chambres de combustion à grande capacité étaient visées par les règlements promulgués en décembre 2000, et les émissions de mercure (basées sur les données de conformité des tests à la cheminée de 2000) provenant de cette catégorie de source ont diminué d'environ 95 p. 100 par rapport aux valeurs de 1990. Le niveau de rendement habituel était de 0,02 mg/mcsj. Une règle complémentaire (NSPS et EG) pour les chambres de combustion à faible capacité (de 32 à 227 tonnes métriques par jour) a été adoptée en décembre 2000. Cette règle exige leur modernisation d'ici décembre 2005. Les mêmes limites d'émission de mercure s'appliquent, et la même technologie de réduction devrait être employée.

836. En septembre 1997, l'US EPA a mis la dernière main aux *New Source Performance Standards* et aux EG pour les **incinérateurs de déchets médicaux** (62 FR 48348). Les EG prescrivent des normes qui limitent les émissions des nouveaux incinérateurs. On s'attend à ce que ces normes permettent une réduction des émissions de mercure de 45 à 75 p. 100. Les EG exigent aussi de la part des Etats qu'ils élaborent des règlements qui limitent les émissions des incinérateurs de déchets médicaux existants. On s'attend à ce que les EG entraînent une réduction des émissions des incinérateurs en place de 93 à 95 p. 100. Les EG exigent aussi la formation et la qualification des opérateurs, incorporent des exigences relatives aux sites, précisent des exigences en matière d'essai et de surveillance qui visent à démontrer la conformité aux limites d'émission et, enfin, prescrivent des exigences en matière d'établissement de rapports et de tenue de registres.

837. Plusieurs Etats, dont ceux de New York, de la Californie et du Texas, ont adopté des règlements assez stricts au cours des dernières années qui limitent les émissions des incinérateurs de déchets médicaux. Leur application a eu pour effet de réduire considérablement les émissions de mercure dans ces Etats, en plus de remodeler la façon dont les déchets médicaux y sont gérés. De nombreuses installations ont réagi aux règlements des Etats en changeant leurs procédés de traitement et d'élimination des déchets médicaux pour d'autres, et ce, pour éviter les frais d'installation d'un équipement de réduction de la pollution complémentaire. Les deux solutions de rechange le plus généralement choisies ont été l'élimination hors site à forfait dans de plus grands incinérateurs commerciaux et le traitement sur place par d'autres moyens (p. ex. la stérilisation à l'autoclave à vapeur).

838. **Incinérateurs de déchets dangereux** – Le 14 février 2002, l'US EPA a promulgué des normes d'émission provisoires pour les incinérateurs de déchets dangereux, les fours à ciment qui brûlent des déchets dangereux et les fours à granulats légers qui brûlent des déchets dangereux aux termes de la *Clean Air Act* et de la *Resource Conservation and Recovery Act* (RCRA). Les normes limitent les émissions de dioxines et de furannes chlorés, d'autres composés organiques toxiques, des métaux toxiques (y compris le mercure), l'acide chlorhydrique, le chlore gazeux et des particules. L'US EPA publiera des normes finales pour ces trois catégories d'installations qui brûlent des déchets dangereux d'ici 2005; en outre, elle élaborera des normes d'émission pour les chaudières industrielles qui brûlent des déchets dangereux et les installations de production d'acide chlorhydrique.

839. **Élimination des déchets** – Les règlements d’application de la RCRA décrivent des exigences particulières de classification et d’élimination pour les produits et les déchets contenant du mercure. Ces règlements sont axés sur les déchets, et non sur les sources, et peuvent donc s’appliquer à toute installation qui génère des déchets contenant du mercure. Ils décrivent des exigences particulières pour différents types de déchets. Tous les déchets contenant du mercure sont soumis à des restrictions d’élimination en milieu terrestre, c’est-à-dire que leur teneur en mercure doit être inférieure à la concentration réglementaire avant qu’ils puissent être éliminés en milieu terrestre. Pour certains types de déchets, les règlements exigent un traitement particulier (tel que la récupération du mercure ou l’incinération). Dans d’autres cas, seule une concentration maximale de mercure s’applique, et n’importe quelle méthode de traitement peut être employée.

840. Les règlements d’application de la RCRA ont une incidence sur les options d’élimination et de recyclage des produits contenant du mercure. Les produits jetés qui sont considérés comme des déchets dangereux sont assujettis à des exigences de stockage, de transport et d’attribution de permis. À l’heure actuelle, les thermostats et les lampes fluorescentes sont inclus dans la *Universal Waste Rule* (UWR) qui allège les restrictions de la RCRA imposées sur la gestion des déchets dangereux et permet à des États de mettre sur pied des programmes de collecte spéciaux. L’US EPA a édicté la UWR en 1995. Cette règle vise à réduire la quantité de déchets dangereux dans le flux des déchets solides urbains, à favoriser le recyclage et l’élimination appropriée de certains déchets dangereux courants ainsi qu’à alléger le fardeau réglementaire imposé sur les entreprises qui les génèrent. Les déchets universels sont des articles généralement jetés à la poubelle par des ménages et de petites entreprises. Bien que les manutentionnaires de déchets universels doivent satisfaire à des normes moins strictes de stockage, de transport et de collecte, les déchets doivent être conformes à toutes les exigences relatives aux déchets dangereux (recyclage, transformation ou élimination finaux). Cette structure de gestion fait en sorte que ces déchets n’aboutissent pas dans les décharges et les incinérateurs municipaux. En juillet 1999, l’US EPA a ajouté les lampes contenant du mercure à l’UWR, laquelle règle couvrait déjà les piles, les thermostats et les pesticides. En 2002, l’US EPA a proposé d’ajouter d’autres déchets contenant du mercure à l’UWR.

841. **Exploitation minière à des fins récréatives** – Il n’y a aucune mine de mercure en exploitation aux États-Unis. En outre, on n’utilise pas de mercure dans les grandes exploitations aurifères dans ce pays. Du mercure est récupéré à petite échelle par des mineurs amateurs en Californie, mais il s’agit de mercure libre sous la forme de mercure élémentaire se trouvant sur le lit de cours d’eau ou sous la forme d’un sous-produit issu d’une utilisation antérieure. Le mercure est récupéré sur les sluices d’exploitants amateurs de dragues portatives. L’US EPA et la Californie collaborent à l’installation de points de collecte des déchets contenant du mercure pour s’assurer que les mineurs amateurs ne jettent pas leurs déchets dans les cours d’eau.

842. **Produits alimentaires** – La FDA régit le mercure dans les aliments, les médicaments et les cosmétiques. Elle fixe un seuil d’intervention de 1 ppm de méthylmercure pour les poissons, les mollusques et crustacés ainsi que d’autres animaux aquatiques, et peut retirer du commerce les aliments qui l’outrepassent. La FDA conseille aux femmes en âge de procréer de limiter leur consommation de requin, d’espadon, de tile et de thazard en se basant sur la teneur en méthylmercure. Les États, les tribus et les territoires sont chargés d’émettre des avis sur la consommation pour les prises locales; nombre de départements d’État de la Santé se basent sur une teneur en méthylmercure de 0,5 ppm pour émettre un tel avis. Certains États émettent également des avis limitant la consommation d’espèces commerciales non locales (p. ex. thon en conserve). On trouve de l’information détaillée concernant les avis sur la consommation des États à l’adresse <http://www.cfsan.fda.gov/list.html>.

843. **Mercure dans les produits** – Les produits contenant du mercure sont régis de différentes manières. À l’échelon fédéral, on centre généralement leur réglementation sur des raisons de santé. Pour ce faire, on a recours aux règlements d’application de la *Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act* (FIFRA) et de la *Federal Food, Drug and Cosmetic Act* (FFDCA). Ces dernières années, beaucoup d’États ont adopté une approche différente. Les restrictions applicables aux produits contenant du mercure, auparavant imposées au compte-gouttes par le gouvernement fédéral, connaissent une hausse

rapide dans les Etats. Certains Etats ont amorcé une variété d'initiatives axées sur la réduction des rejets de mercure attribuables à l'utilisation et à l'élimination des produits. Parmi ces initiatives, mentionnons l'établissement d'exigences en matière de notification et d'étiquetage pour obtenir de l'information sur la teneur en mercure de produits particuliers et informer les acheteurs que certains produits contiennent du mercure; la promulgation d'interdictions de vente de divers produits pour lesquels des solutions de rechange sont facilement disponibles, tels que les thermomètres médicaux, les manomètres de laiterie, les articles de fantaisie (jouets, chaussures), les commutateurs d'automobiles et les thermostats à usage résidentiel et commercial; l'imposition de limites de concentration pour d'autres produits tels que les piles et l'emballage; la promulgation de restrictions sur l'élimination des produits qui rendent obligatoires leur séparation du flux des déchets solides et leur recyclage; la réalisation de programmes de collecte parrainés par les Etats pour des articles tels que les thermomètres médicaux, d'anciennes fournitures dentaires et les produits trouvés dans les écoles.

844. **Piles** – Entre la fin de 1989 et le début de 1991, tous les fabricants américains ont modifié leurs procédés de fabrication de sorte que la teneur en mercure des piles, à l'exception des piles bouton, ne soit pas supérieure à 0,025 p. 100 en poids. Une loi fédérale, la *Mercury-Containing and Rechargeable Battery Management Act*, est entrée en vigueur le 13 mai 1996. La loi interdit la vente de:

- 1) piles alcalines au manganèse contenant du mercure (leur teneur en mercure des piles bouton est limitée à 25 mg par pile bouton);
- 2) piles zinc/carbone contenant du mercure;
- 3) piles bouton à l'oxyde mercurique pour usage aux Etats-Unis;
- 4) piles à l'oxyde mercurique, à condition que le fabricant désigne un site de collecte ayant reçu toutes les approbations fédérales, étatiques et locales où les gens peuvent envoyer ces piles aux fins de recyclage et d'élimination.

La loi renferme des exigences relatives à l'étiquetage et favorise la réalisation de programmes volontaires de l'industrie par l'élimination des obstacles au financement de la collecte, du recyclage de l'élimination appropriée des piles rechargeables utilisées. La loi confère aussi aux Etats le pouvoir d'ajouter d'autres types de piles au programme de recyclage. Cette loi fédérale a suivi la direction de plusieurs Etats ayant adopté une législation, au début des années 1990, qui limite la teneur en mercure des piles.

845. **Cosmétiques** – Selon la FFDCA (*Federal Food, Drug, and Cosmetic Act*) l'utilisation de mercure en tant qu'agent de conservation ou antimicrobien se limite aux cosmétiques ou aux onguents pour les yeux (concentrations inférieures à 60 ppm). L'oxyde mercurique jaune n'est pas reconnu comme étant un ingrédient ophtalmique anti-infectieux sûr et efficace.

846. **Amalgames dentaires** – La FDA régit également les amalgames dentaires, conformément à la FFDCA. Le mercure utilisé à des fins dentaires constitue un produit médical de classe I; son utilisation est assujettie à d'importantes mesures de sécurité. L'alliage d'amalgame dentaire constitue un produit de classe II et est soumis à d'autres mesures spéciales.

847. **Commutateurs électriques** – Des efforts volontaires de réduction de l'utilisation du mercure dans les commutateurs électriques réunissant l'industrie et les associations appropriées vont bon train. Plusieurs Etats ont également adopté ou envisagent d'adopter une législation qui oblige les manutentionnaires de véhicules hors d'usage et les fabricants d'automobiles à établir un programme d'enlèvement des commutateurs au mercure ainsi qu'à assurer sa continuité pour s'attaquer au problème que posent ceux installés dans des véhicules déjà sur la route.

848. **Eclairage** – Des 500 à 600 millions de lampes contenant du mercure vendues annuellement aux Etats-Unis, environ 96 p. 100 sont des lampes fluorescentes. On estime qu'environ le même nombre de lampes sont éliminées sur une base annuelle. On s'attend à ce que les rejets attribuables aux lampes contenant du mercure diminuent pour diverses raisons. L'une d'entre elles est que les Etats commencent à envisager le recyclage comme étant une option viable pour diminuer les rejets de mercure. Il y a actuellement un projet de loi au Massachusetts qui obligerait tous les fabricants de produits contenant du mercure (ceux pouvant être vendus ou offerts en vente) à s'assurer qu'ils sont recyclés de manière appropriée en finançant un système de collecte. En outre, il y a eu des progrès technologiques au

chapitre de la fabrication des lampes fluorescentes. Depuis le milieu des années 1980, les fabricants de matériel électrique ont réduit la quantité moyenne de mercure dans chaque lampe fluorescente; elle est passée d'une moyenne de 48,2 mg à une moyenne de 11,6 mg par lampe en 1999. Une certaine quantité de mercure est nécessaire au maintien de propriétés souhaitables. Selon une étude récente de la National Electrical Manufacturers Association, une lampe de quatre pieds (1,22 m) en moyenne, en 2001, contenait 8,3 mg de mercure.

849. **Peintures** – Depuis mai 1991, toutes les homologations relatives à des biocides au mercure utilisés dans les peintures ont été volontairement annulées par les détenteurs d'homologations, ce qui a causé une diminution radicale de l'utilisation du mercure dans les peintures. Outre le fait que l'industrie de la peinture a reformulé ses peintures de façon à éliminer le mercure, l'US EPA a interdit son utilisation dans les peintures intérieures en 1990 et son utilisation dans les peintures extérieures en 1991.

850. **Pesticides** – La *Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act* (FIFRA) régit la vente et l'utilisation des pesticides, y compris l'homologation des produits chimiques qui passent les épreuves de santé et de sécurité. Auparavant, plusieurs composés de mercure ont été homologués en tant que pesticides, bactéricides et fongicides; cependant, les homologations des derniers pesticides à base de mercure destinés à la lutte contre les moisissures rose et grise des neiges ont été volontairement annulées par les fabricants en novembre 1993.

851. **Thermomètres** – Des efforts volontaires réunissant l'industrie et les associations appropriées vont bon train; ils visent à réduire le mercure dans les thermomètres en offrant des produits de substitution sans mercure. Plusieurs Etats ont interdit l'utilisation des thermomètres médicaux au mercure, et la plupart des grands détaillants ne les vendent plus.

852. **Thermostats** – À titre de mesure volontaire, la TRC (*Thermostat Recycling Corporation*), financée par l'industrie, a lancé en 1997 un programme de recyclage des thermostats à commutateur au mercure dans neuf Etats (aller sur le site www.nema.org/index_nema.cfm/664/). Des programmes de ce genre sont maintenant offerts dans 48 Etats. En 2001, on a recueilli 48 215 thermostats et 402 livres de mercure. Depuis sa création, le programme a permis de recueillir plus de 120 000 thermostats et de 1000 livres de mercure. Conscients du fait que le taux de collecte du programme de la TRC est relativement bas, deux Etats (le Maine et l'Oregon) interdiront la vente de nouveaux thermostats au mercure à usage résidentiel et commercial à partir de janvier 2006.

853. **Vaccins** – En vertu de la *Food and Drug Administration Modernization Act* de 1997, la FDA est tenue d'évaluer le risque que présentent les aliments et les médicaments contenant du mercure. En vertu de cette disposition, la FDA a demandé aux fabricants de vaccins de fournir de l'information sur la teneur en thimerisol des vaccins. En se fondant sur cette information, le Public Health Service, l'*American Academy of Pediatrics* et les fabricants de vaccins ont convenu que les vaccins contenant du thimerisol devraient être retirés dès que possible. On a demandé aux fabricants de s'engager formellement à éliminer le mercure des vaccins, et la FDA procédera à l'examen accéléré des révisions des demandes d'homologation de produits.

854. **Véhicules** – L'utilisation de commutateurs contenant du mercure est éliminée graduellement grâce à des initiatives volontaires. L'Environmental Accounting Project de l'US EPA est un effort de coopération avec le milieu des affaires, le milieu universitaire et d'autres intervenants qui vise à promouvoir des pratiques judicieuses de comptabilité de gestion et d'établissement du budget des immobilisations qui tiennent mieux compte des coûts environnementaux. Le projet encourage et incite le milieu des affaires à connaître l'éventail complet des coûts environnementaux et à intégrer ceux-ci dans le processus décisionnel. Un constructeur d'automobiles des Etats-Unis procède actuellement à l'enlèvement ou au remplacement des commutateurs au mercure qui ont généralement été utilisés dans les dispositifs d'éclairage d'appoint sous le capot. En appliquant les principes de l'écomptabilité, le constructeur a déterminé qu'il pourrait remplacer à peu de frais les commutateurs au mercure par des commutateurs à billes ou les enlever tout simplement. Pour le premier groupe de véhicules dont la faisabilité de la substitution et de l'enlèvement a été étudiée, le constructeur a déterminé qu'il pourrait

économiser 40 000 \$US. La majorité de cette somme a été associée à la documentation de l'enlèvement des commutateurs au mercure du véhicule avant leur élimination et à la responsabilité potentiellement encourue pour tout mercure qui s'introduit dans l'environnement après l'élimination du véhicule. Après avoir mené leurs propres analyses des coûts totaux, d'autres constructeurs ont emboîté le pas et s'emploient activement à retirer les commutateurs au mercure de leurs propres véhicules. L'industrie automobile a déclaré qu'elle cessera d'équiper les véhicules de commutateurs au mercure en 2002. Cependant, il reste une quantité importante de véhicules munis de commutateurs au mercure encore en service. Certains Etats ont instauré des programmes d'enlèvement des commutateurs, à titre volontaire ou obligatoire, pour les commerces de recyclage automobile.

855. **Santé et sécurité au travail** – L'*Occupational Safety and Health Administration* (OSHA) est chargée de maintenir des conditions sécuritaires en milieu de travail. Elle fixe des niveaux d'exposition admissibles pour le mercure élémentaire présent en milieu de travail. Le mercure est considéré comme une neurotoxine capable de modifier le comportement, de diminuer la fonction motrice et d'avoir d'autres répercussions sur le système nerveux. Selon les normes de l'OSHA relatives au mercure, il est recommandé d'éviter tout contact avec la peau.

856. Les normes d'exposition en milieu de travail peuvent influencer sur les types de procédés employés dans une installation. Par exemple, lorsque l'OSHA resserre ses normes relatives à une substance particulière, les utilisateurs peuvent se voir contraints de modifier leurs procédés ou de cesser complètement d'utiliser cette substance. Pour connaître les concentrations dans l'air en milieu de travail relatives à l'exposition au mercure élémentaire, voir la section 29 CFR 1910.1000. Cette section fixe à 0,1 mg/m³ la limite d'exposition admissible pour une moyenne pondérée dans le temps de 8 h.

857. **Exigences en matière d'information et de rapport** – Selon le TRI, à partir de l'année de déclaration 2000, le seuil de déclaration du mercure et de ses composés a été abaissé à 5 kilogrammes par an (le seuil précédent était de 4500 kilogrammes). Grâce à cette mesure, les Etats-Unis auront une bien meilleure idée des quantités de mercure et de ses composés qui sont rejetées dans l'air, l'eau et le sol ou transférées hors site aux fins d'élimination ou de recyclage ou recyclées sur place dans des installations industrielles.

858. **Transport** – Le département des Transports régit le transport des matières dangereuses conformément à la *Hazardous Materials Transportation Act*. Le mercure et ses composés sont des substances dangereuses assujetties à des règles d'emballage, d'expédition et de transport particulières.

859. **Coopération régionale** – En 1997, les Etats-Unis et le Canada ont signé la Stratégie binationale relative aux toxiques des Grands Lacs. Cette stratégie vise à réduire de 50 p. 100, l'utilisation délibérée du mercure et les rejets anthropiques de mercure d'ici 2006. Le but s'applique à tous les rejets de mercure à l'échelle nationale et à tous les rejets directs dans le bassin des Grands Lacs. Les Etats-Unis coopèrent également, avec le Mexique et le Canada, au Plan d'action régional nord-américain sur la gestion rationnelle des produits chimiques dans le cadre duquel le mercure est une substance d'intérêt prioritaire. Ces initiatives régionales sont décrites en détail à la section 9.5.

Réductions dans la consommation et l'utilisation du mercure aux Etats-Unis

860. La figure 9.2 montre les tendances dans la consommation de mercure déclarée aux Etats-Unis, répartie selon les secteurs industriels tels que présentés par Sznoppek et Goonan (2000). La figure montre une diminution de la consommation d'environ 75 p. 100 depuis les années 1970. La consommation totale déclarée a baissé de plus de 50 p. 100, passant de 711 tonnes métriques en 1990 à 372 tonnes métriques en 1996. Selon Sznoppek et Goonan (2000), les deux causes principales de cette baisse étaient l'élimination du mercure dans les piles attribuable à la réglementation et aux progrès technologiques ainsi qu'à l'élimination des fongicides à base de mercure dans les peintures attribuable à la réglementation. Des possibilités de substitution du mercure sont décrites à la section 8.2 (Substitution).

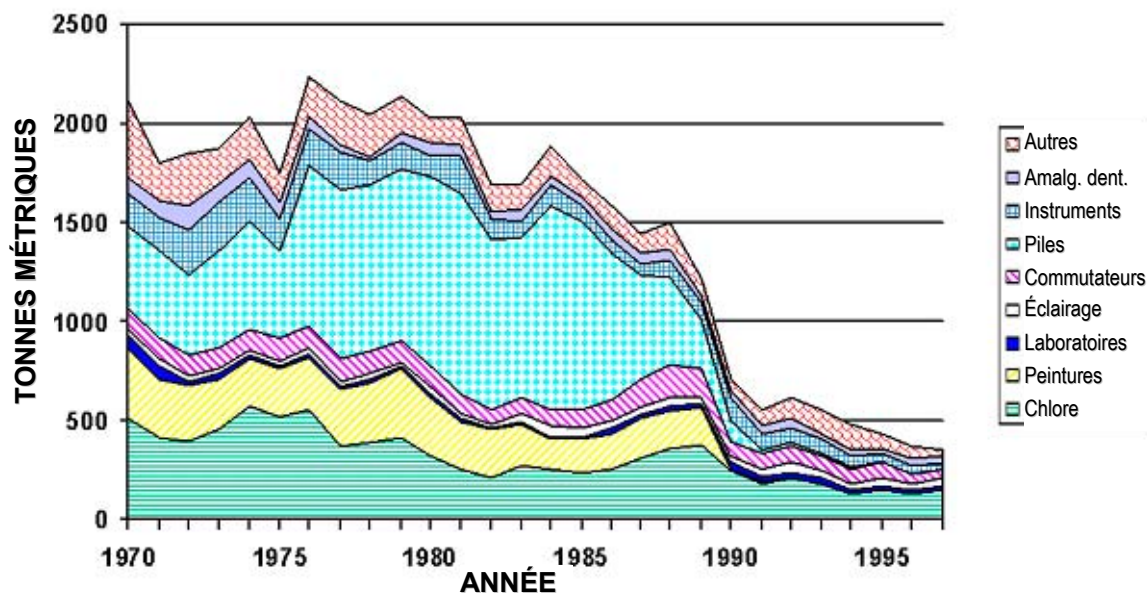


Figure 9.2 Consommation industrielle de mercure déclarée aux Etats-Unis entre 1970 et 1997, répartie selon les secteurs industriels (Sznoppek and Goonan, 2000; figure originale gracieusement présentée par le US Geological Surveys).

9.3 Accords et instruments internationaux

861. Un certain nombre d'accords et d'instruments internationaux qui contiennent des dispositions visant la gestion et le contrôle des rejets et les limites d'utilisation et d'exposition du mercure. Ces instruments définissent souvent des objectifs de réduction ou exigent la mise en œuvre, au niveau national, de mesures particulières qui viennent compléter les initiatives nationales des pays participants. Un aperçu des initiatives internationales mentionnées dans le présent projet et de leurs principales caractéristiques est présenté au tableau 9.3. Dans les sections qui suivent, on trouve des résumés des accords et des instruments individuels ainsi que leur pertinence en ce qui a trait au mercure. La description générale de chaque accord ou instrument a été principalement tirée du PNUE (2001). La description de la Convention PATLD est étayée de renseignements affichés sur des sites Web associés.

Tableau 9.3 – Aperçu des accords et instruments internationaux contenant des dispositions relatives au mercure.

Section	Accord ou instrument international	Portée géographique de l'accord ou de l'instrument	Pertinence de l'accord ou de l'instrument en ce qui a trait au mercure	Types de mesures relatives au mercure établies dans l'accord ou dans l'instrument
9.3.1	Convention PATLD et le Protocole d'Aarhus de 1998 sur les métaux lourds	Europe centrale et Europe de l'Est, Canada et Etats-Unis d'Amérique	Régit le mercure et ses composés dans les rejets, les produits, les déchets, etc.	Définition des objectifs, engagements ayant force obligatoire relativement aux réductions de rejets, recommandations, surveillance
9.3.2	Convention OSPAR	Nord-Est de l'Atlantique, dont la mer du Nord (y compris les eaux intérieures et territoriales des Parties)	Régit le mercure et ses composés dans les rejets, les produits, les déchets, etc.	Définition des objectifs, engagements ayant force obligatoire relativement aux réductions de rejets, recommandations, surveillance
9.3.3	Convention d'Helsinki	Mer Baltique (y compris l'entrée de mer Baltique et les zones de drainage vers ces eaux)	Régit le mercure et ses composés dans les rejets, les produits, les déchets, etc.	Définition des objectifs, engagements ayant force obligatoire relativement aux réductions de rejets, recommandations, surveillance, information
9.3.4	Convention de Bâle	Mondiale	Tout déchet contenant ou contaminé par du mercure ou ses composés est considéré comme un déchet dangereux et est régi par des dispositions particulières	Engagements ayant force obligatoire relativement au transport international de déchets dangereux, procédure de notification et d'approbation de l'importation/l'exportation de déchets dangereux
9.3.5	Convention de Rotterdam	Mondiale	Régit les composés inorganiques du mercure, les composés alkylés, alkyloxyalkylés et arylés du mercure utilisés comme pesticides	Engagements ayant force obligatoire relativement à l'importation/l'exportation des composés du mercure régis, procédures pour l'échange de renseignements et les préavis d'exportation
9.3.6	Convention de Stockholm	Mondiale	Les composés du mercure ne sont PAS régis par la Convention	-

9.3.1 La Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance et le Protocole d'Aarhus de 1998 sur les métaux lourds (Convention PATLD)

862. La Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance a pour objectif de protéger l'être humain et son environnement contre la pollution atmosphérique et de tenter de limiter et, dans la mesure du possible, de réduire graduellement et de prévenir la pollution atmosphérique, y compris la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. La Convention établit un cadre institutionnel en réunissant les éléments de politiques et de recherche. Elle prévoit la mise sur pied de nombreux programmes coopératifs pour l'évaluation et la surveillance des effets de la pollution atmosphérique.

863. La Convention exige que les Parties élaborent des politiques et des stratégies qui permettront de combattre les rejets de polluants, au moyen d'échanges de renseignements, de consultations, de recherche et de surveillance. Les Parties doivent également collaborer à la recherche et/ou au développement de technologies de réduction des émissions attribuables aux principaux polluants

atmosphériques, d'instrumentation et d'autres techniques qui permettent de surveiller et de mesurer les taux d'émission et les concentrations ambiantes de polluants atmosphériques, de modèles améliorés pour mieux comprendre comment les polluants atmosphériques transfrontaliers à longue distance sont transmis et les effets des principaux polluants atmosphériques sur la santé humaine et l'environnement, de même que des programmes d'éducation et de formation portant sur les aspects environnementaux de la pollution attribuable aux principaux polluants atmosphériques. La mise en œuvre de la Convention a déjà contribué avec succès à réduire les émissions de soufre en Europe, et des progrès sont aussi observés dans la réduction des oxydes d'azote et des composés organiques volatils.

Portée géographique et entrée en vigueur du protocole

864. Les Etats membres de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CCE-ONU), de même que les Etats dotés d'un statut consultatif auprès de la CCE-ONU et les organisations régionales d'intégration économique constituées par les Etats souverains membres de la CCE-ONU, peuvent adhérer à la Convention et à son Protocole. La CCE-ONU compte 55 Etats membres, principalement de l'Europe centrale et de l'Europe de l'Est, mais aussi le Canada et les Etats-Unis d'Amérique. (Voir <http://www.unece.org/oes/eceintro.htm> pour la liste des Etats membres de la CCE-ONU.)

865. La Convention est entrée en vigueur le 16 mars 1983 et comptait 49 parties au 1^{er} octobre 2002. Depuis son entrée en vigueur, huit protocoles s'y sont rajoutés, dont le Protocole d'Aarhus de 1998 sur les métaux lourds, qui traite particulièrement du mercure.

866. Le Protocole d'Aarhus entrera en vigueur le quatre-vingt-dixième jour suivant la date du dépôt du seizième instrument de ratification, d'acceptation, d'approbation ou d'adhésion auprès du dépositaire. Le 2 octobre 2002, 13 Parties y avaient adhéré (Canada, Communauté européenne, Danemark, Etats-Unis d'Amérique, Finlande, France, Luxembourg, Norvège, Pays-Bas, République tchèque, République de Moldovie, Suède et Suisse). Il n'est pas encore en vigueur.

867. Le Secrétaire exécutif de la CCE-ONU fournit le Secrétariat de l'Organe exécutif de la Convention, par l'intermédiaire de la Division de l'environnement et des établissements humains de la CCE-ONU.

Le Protocole d'Aarhus de 1998 sur les métaux lourds et sa pertinence en ce qui a trait au mercure

868. L'Organe exécutif de la Convention a adopté le Protocole sur les métaux lourds le 24 juin 1998, à Aarhus, au Danemark. Le Protocole cible trois métaux particulièrement nocifs, soit le cadmium, le plomb et le mercure, et exige que les Parties au Protocole réduisent leurs rejets de ces trois métaux. Il vise à éliminer les émissions provenant de sources industrielles (industrie sidérurgique, industrie des métaux non ferreux), de procédés de combustion (production d'énergie, transport routier), et de l'incinération des déchets. Il établit des valeurs limites rigoureuses pour les émissions de sources fixes et suggère les meilleures techniques disponibles pour ces sources. Le Protocole exige que les Parties éliminent progressivement l'essence au plomb et instaurent des mesures pour diminuer les rejets de métaux lourds associés à d'autres produits. Les niveaux d'émissions doivent être signalés au moyen de méthodes minimales précisées par le Comité directeur de l'EMEP, le Programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe.

869. L'article 3 décrit les obligations de base énoncées dans le Protocole. Voici un résumé des obligations particulièrement pertinentes pour le mercure.

A) Réduction des émissions totales de mercure dans l'atmosphère par rapport à l'année de référence d'une Partie (1990, ou une autre année entre 1985 et 1990 établie au moment de la signature de la Convention), par l'application des meilleures techniques, mesures de réglementation des produits et autres stratégies de réduction des émissions disponibles.

B) Application des meilleures techniques existantes aux sources fixes dans les deux ans qui suivent pour les nouvelles installations et dans les huit ans qui suivent pour les installations existantes.

Les normes relatives aux meilleures techniques existantes sont présentées à titre d'exemple à l'annexe III du Protocole, et comprennent les technologies de nettoyage et le remplacement de la technologie à base de mercure, par exemple dans les usines de chlore.

C) Application de valeurs limites pour contrôler les émissions produites par des sources fixes majeures, nouvelles et existantes – Des valeurs limites imposées à de nombreuses sources sont énoncées à l'annexe V du Protocole, par exemple pour les émissions de particules produites par les installations de combustion, les émissions de mercure produites par les usines de chlore et les émissions de mercure produites par l'incinération de déchets médicaux et dangereux.

D) Application de mesures de réglementation des produits concernant le mercure – Le Protocole exige que les Parties atteignent des niveaux de mercure précis dans les piles alcalines au manganèse, et ce, dans les cinq années qui suivent, ou dans les dix années qui suivent pour les économies en transition. Les piles bouton alcalines et les accumulateurs au manganèse sont exemptés de cette obligation. Par ailleurs, les Parties doivent envisager d'appliquer des mesures additionnelles de gestion des produits telles que décrites à l'annexe VII du Protocole. Les recommandations visent les produits contenant du mercure comme l'équipement électrique, les composants électroniques (thermostats, interrupteurs), les dispositifs de mesure (thermomètres, manomètres, baromètres), les lampes fluorescentes, les amalgames dentaires, les pesticides, y compris l'enrobage de semences, les peintures ainsi que les piles et accumulateurs autres que les piles alcalines au manganèse. Les recommandations incluent également l'interdiction de certains produits précis, des ententes volontaires et des programmes de recyclage.

Surveillance continue et évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe

870. Dans la veine du processus PATLD, le principal objectif du programme EMEP (Programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe) est de fournir de façon régulière aux gouvernements et aux organes subsidiaires signataires de la Convention PATLD des renseignements scientifiques de grande qualité pour appuyer l'élaboration et l'évaluation plus approfondie des protocoles internationaux relatifs aux réductions de rejets négociés dans le cadre de la Convention. À l'origine, le programme EMEP était axé sur l'évaluation du transport transfrontière de substances qui causent l'acidification et l'eutrophisation. Par la suite, la portée du programme a été élargie pour aborder d'autres enjeux visés par la Convention, comme les POP, les métaux lourds, dont le mercure, et les particules.

871. Le programme EMEP repose sur trois éléments principaux : (1) la collecte de données sur les émissions; (2) la mesure de la qualité de l'air et des précipitations; et (3) la modélisation du transport atmosphérique et du dépôt de polluants atmosphériques. En combinant ces trois éléments, le programme EMEP respecte l'évaluation exigée et fait régulièrement rapport sur les émissions, les concentrations et/ou les dépôts de polluants atmosphériques, la quantité et l'importance des flux transfrontaliers et les excédents associés qui contribuent aux charges et aux seuils critiques. La combinaison de ces éléments offre également une base intéressante pour l'évaluation et la qualification des estimations du programme EMEP.

872. Le programme EMEP est mené en collaboration avec un vaste réseau de scientifiques et d'experts nationaux qui contribuent à la collecte, à l'analyse et à la présentation systématiques de données sur les émissions, de données de mesure et de résultats de l'évaluation intégrée. Trois groupes de travail différents – mesures et modélisation, inventaires des émissions et projections, et modélisation de l'évaluation intégrée – favorisent les discussions et les échanges scientifiques.

873. La coordination et l'intercalibration des mesures de la qualité de l'air et des précipitations s'effectuent au Centre de coordination pour les questions chimiques (CCC). Le stockage et la distribution de renseignements fiables sur les émissions et sur les projections d'émissions relèvent du Centre de synthèse météorologique-Ouest situé à Oslo, en Norvège. La modélisation des métaux lourds et des POP relève du Centre de synthèse météorologique-Est (CSM-E) situé à Moscou, en Fédération de Russie. En 1999, l'Organe exécutif de la Convention a décidé d'inclure l'évaluation intégrée aux

activités principales de l'EMEP et de mettre sur pied le Centre pour les modèles d'évaluation intégrée (CMEI) à partir du travail de modélisation déjà accompli, en particulier le modèle RAINS (*acidification, information et simulation régionales*)

Application d'approches fondées sur les effets dans l'exécution des obligations de la Convention – charges critiques et niveaux critiques

874. La Convention PATLD encourage également le développement et l'application possible d'approches fondées sur les effets pour mettre en œuvre les dispositions de la Convention de façon efficace, soit des approches qui tiennent compte de l'exposition à laquelle l'homme ou l'environnement peuvent être exposés sans subir d'effets nocifs directs. Une des approches fondées sur les effets repose sur les charges critiques³⁰ et les niveaux critiques³¹. Mis sur pied en 1990, le Centre de coordination sur les effets (CCE), aux Pays-Bas, fait partie du Programme international concerté de modélisation et de cartographie des niveaux et charges critiques, et des effets, risques et de la pollution atmosphérique dans le cadre du Groupe de travail sur les effets PATLD.

875. Le CCE évalue scientifiquement les risques, exprimés sous forme de seuils critiques pour les forêts, les lacs et autres écosystèmes de l'Europe, que pose la pollution atmosphérique (à longue distance). Ces renseignements, qui sont aussi résumés sur les cartes de seuils critiques, sont utiles pour comprendre la façon dont les mesures de lutte contre la pollution atmosphérique peuvent réduire ces risques pour les écosystèmes de l'ensemble de l'Europe. Ils contribuent également d'une façon nouvelle à l'appui scientifique des politiques européennes de réduction de la pollution atmosphérique. En plus des données sur les émissions nationales et sur les coûts des réductions des émissions, les avantages – en ce qui a trait à la réduction des risques pour les écosystèmes – peuvent aussi être quantifiés. L'utilisation de ces renseignements dans des modèles d'évaluation intégrée, comme le modèle RAINS, permet l'analyse stratégique des réductions d'émissions rentables en Europe. Depuis la fin des années quatre-vingt, on a élaboré des méthodes pour calculer et cartographier les charges critiques d'acidité (à base de soufre et d'azote) et l'eutrophisation (à base d'azote). Les efforts visant à établir des charges critiques pour les métaux lourds, dont le mercure, se poursuivent.

9.3.2 La Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (Convention OSPAR)

876. Les objectifs de la Convention OSPAR de 1992 pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est sont de prévenir et d'éliminer autant que possible la pollution, d'adopter les mesures requises pour protéger la mer contre les effets nocifs des activités humaines et conserver les écosystèmes marins et, si possible, de restaurer les zones marines qui ont été touchées. La Convention comporte des annexes sur différentes sources de pollution : prévention et élimination de la pollution de sources terrestres; prévention et élimination de la pollution résultant de l'immersion ou de l'incinération (qui interdit l'incinération); prévention et élimination de la pollution extracôtière; évaluation de la

³⁰ On entend par **charge critique** (dépôt) « une estimation quantitative de l'exposition à un ou plusieurs polluants au-dessous de laquelle, selon les connaissances actuelles, il ne se produit pas d'effets nocifs appréciables sur des éléments sensibles déterminés de l'environnement. » Ainsi, une charge critique constitue un indicateur de la durabilité d'un écosystème en ce qu'elle précise une valeur pour le dépôt maximum admissible d'un polluant, valeur en deçà de laquelle le risque de dommage est réduit. Etablissant une relation entre la biologie et les caractéristiques physico-chimiques d'un écosystème, la vulnérabilité de ce dernier au dépôt de polluants, c.-à-d. la charge critique, peut être calculée à partir de ses caractéristiques physiques et chimiques. Ces renseignements sur la vulnérabilité de l'écosystème peuvent être comparés aux données sur les dépôts pour déterminer quelle région reçoit des niveaux de dépôts supérieurs aux charges critiques établies pour cette région.

³¹ Parallèlement au calcul des charges critiques, des **niveaux critiques** (concentrations) ont été établis, désignant des « concentrations de polluants dans l'atmosphère, pour une durée d'exposition spécifiée, au-dessous desquelles, en l'état actuel des connaissances, il ne se produit pas d'effets nocifs directs sur des récepteurs tels que l'homme, les végétaux, les écosystèmes ou les matériaux ». Contrairement aux charges critiques, une valeur critique unique est calculée pour chaque type d'écosystème (cultures, forêts, végétation semi-naturelle), indépendamment des caractéristiques du site.

qualité de l'environnement marin; protection et conservation des écosystèmes et de la diversité biologique de la zone maritime.

Portée géographique et entrée en vigueur

877. Les Parties aux Conventions d'« Oslo » et de « Paris » (soit la Convention sur la prévention de la pollution marine d'origine tellurique et la Convention sur la prévention de la pollution marine par les opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronefs), tout autre Etat côtier en bordure de la zone maritime, et tout Etat situé en amont de cours d'eau qui rejoignent la zone maritime ou toute organisation régionale d'intégration économique dont un Etat membre se qualifie peuvent adhérer à la Convention. La zone maritime couvre l'Atlantique du Nord-Est, dont la mer du Nord, et comprend les eaux intérieures et la mer territoriale des Parties contractantes, la zone située au-delà de la mer territoriale et adjacente à celle-ci sous juridiction de l'Etat côtier, ainsi que la haute mer. Les autres Etats ou organisations régionales économiques qui ne satisfont pas à ces critères peuvent être invités à l'unanimité par les Parties à adhérer à la Convention.

878. La Convention OSPAR est entrée en vigueur le 25 mars 1998. Elle remplaçait les Conventions de Paris et d'Oslo. Cependant, les décisions, les recommandations et les autres accords adoptés dans le cadre des deux conventions précédentes continuent de s'appliquer et conservent leur caractère juridique, à moins qu'ils ne soient résiliés par des mesures adoptées en vertu de la Convention OSPAR. À l'heure actuelle, 16 pays sont parties à la Convention OSPAR : l'Allemagne, la Belgique, le Danemark, l'Espagne, la Finlande, la France, l'Irlande, l'Irlande du Nord, l'Islande, le Luxembourg, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, le Royaume-Uni de la Grande-Bretagne, la Suède, la Suisse/l'Union européenne).

879. La Commission OSPAR, qui compte des représentants de chacune des Parties, est l'organe directeur de la Convention. Elle se réunit annuellement, parfois au niveau ministériel.

La Stratégie OSPAR en relation avec les substances dangereuses et sa pertinence en ce qui a trait au mercure

880. En 1998, à Sintra, au Portugal, la première réunion ministérielle de la Commission OSPAR a adopté une stratégie relative aux substances dangereuses en vue de la mise en œuvre éventuelle de la Convention OSPAR, qui venait tout juste d'entrer en vigueur. L'objectif de la stratégie est de prévenir la pollution de la zone maritime en réduisant continuellement les rejets, les émissions et les pertes de substances dangereuses, avec pour but ultime d'atteindre dans l'environnement marin des concentrations analogues aux concentrations de fond pour les substances observées naturellement et des concentrations pratiquement nulles pour les substances synthétiques fabriquées par l'homme.

881. La stratégie inclut également un échéancier qui établit la base du travail requis par OSPAR pour atteindre l'objectif. Chaque mesure visera à progresser vers la cible d'élimination des rejets, des émissions et des pertes de substances dangereuses d'ici l'année 2020.

882. À cette fin, un processus a été mis en place pour définir la liste OSPAR des substances chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires. Cette liste a été révisée en 2001 et contient présentement 42 substances ou groupes de substances, y compris le mercure et ses composés organiques. Ces substances chimiques sont ciblées lorsqu'on prépare (pour les substances utilisées dans la zone OSPAR) des documents d'information pour chaque substance ou groupe de substances, dans lesquels sont précisées les sources qui les émettent dans l'environnement marin, les menaces qu'elles posent et les mesures qui peuvent être adoptées. Ces mesures sont alors envisagées. Un document d'information OSPAR sur le mercure et ses composés organiques (Commission OSPAR, 2000) a été endossé par OSPAR en 2000, et les mesures qui y sont recommandées sont prises en compte, comme convenu, dans les activités d'OSPAR.

883. Plusieurs mesures sont applicables en vertu d'OSPAR pour maîtriser les émissions, les rejets et les pertes de mercure dans des secteurs particuliers, par exemple les mesures associées à l'industrie du chlore et la *Décision PARCOM 85/1 sur les programmes et mesures concernant les valeurs limites et les*

objectifs de qualité pour les rejets de mercure des secteurs autres que l'électrolyse des chlorures alcalins. Par ailleurs, les mesures OSPAR relatives aux meilleures techniques disponibles (MTD) pour diverses installations industrielles et pour les installations pétrolières et gazières extracôtières aideront aussi à limiter les rejets, les émissions et les pertes de mercure.

884. En ce qui a trait aux usines de **chlore**, de nombreuses mesures visent la réduction des rejets de mercure dans l'eau et dans l'air. Dans la *Décision PARCOM sur les usines de chlore-alcali nouvelles utilisant des cellules à mercure, 1982*, la Commission a décidé que les autorisations relatives aux nouvelles usines de chlore ne pouvaient être accordées que si ces autorisations étaient fondées sur l'application des meilleurs moyens techniques disponibles pour prévenir les rejets de mercure. Les meilleurs moyens techniques disponibles à ce moment permettaient de limiter les rejets de mercure grâce au procédé à saumure recyclée à moins de 0,5 g/tonne métrique de capacité de production de chlore installée. Par ailleurs, la Commission a convenu qu'au moment d'envisager la construction de nouvelles usines, le recours à une technologie exempte de mercure, en particulier la technologie des cellules à membrane, devait être encouragé autant que possible.

885. Dans la *Décision PARCOM 90/3 sur la réduction des émissions atmosphériques des installations existantes d'électrolyse des chlorures alcalins*, rendue le 14 juin 1990, les Parties ont convenu que les installations existantes d'électrolyse des chlorures alcalins à base de mercure allaient devoir satisfaire, avant le 31 décembre 1996, à une norme de 2g Hg/t de capacité de production de Cl₂ dans le cas des émissions dans l'atmosphère, à moins d'un engagement ferme à convertir l'usine à une technologie exempte de mercure avant l'an 2000. On suggérerait aussi de comptabiliser le mercure présent dans l'hydrogène libéré dans l'atmosphère, ou dans l'hydrogène brûlé, dans ladite norme. On recommandait également que les installations existantes d'électrolyse des chlorures alcalins utilisant des cellules de mercure soient abandonnées le plus rapidement possible, l'objectif étant que leur exploitation cesse définitivement avant l'an 2010. Les producteurs de chlorures alcalins de la zone visée par la Convention OSPAR ont respecté les exigences de réduction des émissions de la *Décision PARCOM 90/3*. Afin d'accomplir des progrès quant aux autres recommandations de la décision, ils ont présenté six engagements volontaires à OSPAR. Les détails de ces engagements sont présentés à la section 3.2.4 COMMUNAUTE EUROPEENNE, qui décrit la production de chlorures alcalins.

886. Les principaux outils de réduction des rejets de **mercure issus de produits** sont l'imposition de restrictions relatives à la mise en marché et à l'utilisation des produits ou la mise au point de produits contenant des substituts non dangereux du mercure.

887. **Rejets de mercure provenant du secteur dentaire** – De nombreuses recommandations PARCOM liées à la réduction des rejets de mercure par le secteur dentaire s'appliquent en vertu de la Convention OSPAR. En 1981, la Commission de Paris a recommandé l'installation de filtres spéciaux dans les salles de chirurgie et les cliniques dentaires pour recueillir les résidus d'amalgames de mercure. La *Recommandation PARCOM 89/3 sur les programmes et mesures de réduction des rejets de mercure de diverses sources* insiste pour que des substituts aux amalgames dentaires soient utilisés, le cas échéant, lorsque des coûts excessifs peuvent être évités. Les amalgames excédentaires ou les amalgames anciens devraient être piégés et séparés efficacement, puis expédiés afin qu'on en récupère le mercure. La *Recommandation PARCOM 93/2 sur les nouvelles restrictions des rejets de mercure dans l'art dentaire* indique qu'un équipement destiné à séparer l'eau des amalgames devrait être installé afin que les amalgames puissent être recueillis séparément, et ce, à compter du 1^{er} janvier 1997.

888. **Mercure dans les piles** – La *Décision PARCOM 90/2 sur les programmes et mesures relatifs aux piles électriques au mercure et au cadmium* précise diverses mesures concernant la récupération, l'élimination, la mise en marché et l'utilisation de certaines piles au mercure et au cadmium.

889. **Pesticides contenant du mercure** – La *Recommandation PARCOM 89/3* proposait également des mesures en vue de réduire l'utilisation de biocides et de pesticides contenant du mercure.

890. **Matériel électrique et instruments de mesure industriels, de laboratoire et médicaux** – La *Recommandation PARCOM 89/3* propose également des mesures de recyclage du mercure utilisé dans

ce type d'équipement et encourage l'utilisation d'équipement exempt de mercure lorsqu'il existe des matériaux de substitution adéquats à un coût comparable. Certaines Parties ont pris des mesures à cet effet, par exemple limiter l'utilisation de thermomètres au mercure, encourager la mise au point d'appareils d'éclairage à faible teneur en mercure et établir des programmes de recyclage et de collecte spéciale.

9.3.3 La Convention sur la protection du milieu marin dans la zone de la mer Baltique (Convention d'Helsinki)

891. Les objectifs de la Convention d'Helsinki sur la protection du milieu marin dans la zone de la mer Baltique, signée le 9 avril 1992, sont d'adopter toutes les mesures appropriées, individuelles ou de coopération régionale, pour prévenir et éliminer la pollution afin de favoriser la remise en état écologique de la zone de la mer Baltique et la préservation de son équilibre naturel.

892. La Convention établit les principes fondamentaux et les obligations, tels qu'énoncés à l'article 3, selon lesquels les Parties doivent :

- adopter toutes les mesures législatives, administratives ou autres en vue de prévenir et de réduire la pollution afin de favoriser la remise en état écologique de la zone de la mer Baltique et la préservation de son équilibre naturel;
- appliquer le principe de précaution;
- favoriser l'application de la meilleure pratique environnementale et de la meilleure technologie disponible;
- appliquer le principe pollueur-payeur;
- faire en sorte que les mesures et les calculs des émissions provenant de sources ponctuelles et des apports provenant de sources diffuses dans l'eau soient effectués selon des méthodes scientifiquement appropriées permettant d'évaluer l'état du milieu marin et de garantir la mise en œuvre de la Convention;
- faire tout leur possible pour que la mise en œuvre de la Convention ne se traduise pas par une pollution transfrontière dans les régions situées hors de la zone de la mer Baltique et ne constitue pas une charge écologique inacceptable pour l'environnement, ni un risque accru pour la santé humaine.

Portée géographique et entrée en vigueur

893. L'adhésion à la Convention d'Helsinki se limite à la Communauté européenne et aux Etats qui ont assisté à la Conférence d'Helsinki et qui ont ratifié la Convention. D'autres Etats peuvent y adhérer sur invitation de toutes les Parties. La Convention vise la mer Baltique et l'entrée de la mer Baltique, de même que les zones de drainage vers ces eaux. Les eaux intérieures sont incluses.

894. La Convention d'Helsinki de 1992 remplace la Convention sur la protection du milieu marin dans la zone de la mer Baltique de 1974. Elle est entrée en vigueur le 17 janvier 2000. Au mois d'octobre 2002, elle comptait dix parties contractantes (Allemagne, Communauté européenne, Danemark, Estonie, Finlande, Lettonie, Lituanie, Pologne, Russie et Suède).

895. L'Organe directeur de la Convention est la Commission Helsinki – Commission pour la protection du milieu marin de la mer Baltique (HELCOM). HELCOM se réunit annuellement et, à l'occasion, des réunions sont tenues au niveau ministériel.

La Stratégie de HELCOM pour la mise en œuvre de son objectif à l'égard des substances dangereuses et sa pertinence en ce qui a trait au mercure

896. En 1998, HELCOM a établi un objectif en relation avec les substances dangereuses, de même qu'une stratégie pour la mise en œuvre de cet objectif, par l'adoption de la Recommandation HELCOM 19/5. L'objectif est de prévenir la pollution dans la zone visée par la Convention en réduisant continuellement les rejets, les émissions et les pertes de substances dangereuses, avec pour cible de mettre fin aux émissions d'ici 2020, l'objectif ultime étant d'obtenir dans l'environnement des

concentrations semblables aux concentrations de fond pour les substances observées naturellement et des concentrations pratiquement nulles pour les substances synthétiques fabriquées par l'homme. Au total, 42 substances chimiques dont le mercure et ses composés, ont été désignées par HELCOM comme devant faire l'objet de mesures prioritaires.

897. HELCOM a adopté de nombreuses recommandations portant spécifiquement sur le mercure :

- Recommandation HELCOM 6/4 (adoptée le 13 mars 1985) : Recommandation concernant les mesures de réduction du mercure associé à l'art dentaire.
- Recommandation HELCOM 13/4 (adoptée le 5 février 1992, en cours de révision) : Pollution atmosphérique liée à l'utilisation de matériaux de rebut dans l'industrie sidérurgique.
- Recommandation HELCOM 14/5 (adoptée le 3 février 1993, en cours de révision) : Réduction des émissions diffuses produites par les piles usagées contenant des métaux lourds (mercure, cadmium, plomb).
- Recommandation HELCOM 16/8 (adoptée le 15 mars 1995) : Etablissement de limites pour les émissions dans l'atmosphère et les rejets dans l'eau issus de l'incinération de déchets ménagers.
- Recommandation HELCOM 17/6 (adoptée le 12 mars 1996) : Réduction de la pollution causée par les rejets dans l'eau, les émissions dans l'atmosphère et le phosphogypse associé à la production de fertilisants.
- Recommandation HELCOM 18/2 (adoptée le 12 mars 1997) : Activités extracôtières.
- Recommandation HELCOM 19/5 (adoptée le 26 mars 1998) : Objectif HELCOM relatif aux substances dangereuses.
- Recommandation HELCOM 23/4 (adoptée le 6 mars 2002, remplace la 18/5) : Mesures destinées à réduire la pollution par le mercure causée par les sources lumineuses et l'équipement électrique.
- Recommandation HELCOM 23/6 (adoptée le 6 mars 2002, remplace la 6/3) : Réduction des émissions et des rejets de mercure par l'industrie du chlore.
- Recommandation HELCOM 23/7 (adoptée le 6 mars 2002, remplace la 16/6) : Réduction des rejets et des émissions découlant du traitement des surfaces métalliques.
- Recommandation HELCOM 23/11 (adoptée le 6 mars 2002, remplace la 20E/6) : Exigences relatives aux rejets d'eaux usées dans l'industrie chimique.
- Recommandation HELCOM 23/12 (adoptée le 6 mars 2002, remplace la 16/10) : Réduction des rejets et des émissions dans l'industrie textile.

898. La stratégie HELCOM relative aux substances dangereuses, dont le mercure, est semblable à maints égards aux mesures adoptées dans le cadre de la Convention OSPAR.

9.3.4 La Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination (Convention de Bâle)

899. La Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination, adoptée le 22 mars 1989, réglemente rigoureusement les mouvements transfrontières de déchets dangereux et établit des obligations pour les parties contractantes, afin d'assurer que ces déchets sont gérés et éliminés d'une manière respectueuse de l'environnement. Les principes de base de la Convention de Bâle sont les suivants :

- les mouvements transfrontières de déchets dangereux devraient être réduits au minimum d'une façon écologiquement rationnelle;
- la production de déchets dangereux devrait être réduite le plus possible;
- les déchets dangereux devraient être traités et éliminés le plus près possible de leur source de production;
- des efforts devraient être déployés pour aider les pays en développement et les économies en transition à appliquer une gestion écologiquement rationnelle des déchets dangereux et des autres déchets qu'ils produisent.

900. La Convention de Bâle fournit un cadre exhaustif pour assurer une gestion écologiquement rationnelle des déchets dangereux, dont un régime de contrôle pour la surveillance et le suivi des mouvements transfrontières de ces déchets. Les restrictions imposées aux mouvements transfrontières sont notamment l'interdiction d'expédier ces déchets dans des pays qui n'ont pas adhéré à la Convention et l'exigence d'obtenir une confirmation écrite des autorités compétentes du pays importateur qui accepte l'importation.

901. En septembre 1995, les Parties ont décidé d'amender la Convention afin d'interdire toute exportation de déchets dangereux à des fins d'élimination finale, de récupération ou de recyclage en provenance de pays inscrits à la nouvelle annexe VII (Parties et autres Etats membres de l'OCDE, UE, Liechtenstein) vers des pays qui ne figurent pas à l'annexe VII.

Portée géographique et entrée en vigueur

902. Tous les Etats et toutes les organisations régionales d'intégration politique ou économique peuvent adhérer à la Convention de Bâle.

903. La Convention est entrée en vigueur le 5 mai 1992. Au 25 septembre 2002, 152 pays étaient Parties à la Convention (voir <http://www.basel.int> [en anglais] pour la liste des Parties) et 32 avaient ratifié l'amendement, mais il en faut 62 pour qu'il entre en vigueur.

904. La Conférence des Parties (CdP) est l'organe directeur de la Convention de Bâle. Des organes subsidiaires ont été mis sur pied, par exemple le Groupe de travail technique chargé de la préparation de lignes directrices techniques sur la gestion écologiquement rationnelle des déchets dangereux, de la classification et de la caractérisation du danger posé par les déchets, et d'autres tâches. Un autre organe subsidiaire est le Groupe de travail juridique chargé des questions juridiques comme le trafic illégal, les accords bilatéraux et multilatéraux, le règlement des différends, la surveillance de l'observation, la responsabilité et la réparation de dommages résultant de mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination. La cinquième réunion de la Conférence des Parties a également créé un Groupe de travail sur la mise en œuvre chargé de surveiller la mise en œuvre de la Convention.

Pertinence de la Convention de Bâle en ce qui a trait au mercure

905. En vertu de l'article 1, alinéa 1a) de la Convention, tout déchet contenant, ou contaminé par, du mercure ou ses composés est considéré comme un déchet dangereux et est régi par les dispositions de la Convention.

906. Plus précisément, l'annexe VIII comporte une liste des déchets considérés dangereux en vertu de l'alinéa a) du paragraphe 1 de l'article premier de la Convention de Bâle, et cette inscription n'exclut pas le recours à l'annexe III (Liste des caractéristiques de danger) pour démontrer que ledit déchet n'est pas dangereux. Les déchets dangereux contenant du mercure peuvent se retrouver dans les catégories suivantes de l'annexe VIII (la liste qui suit ne doit pas être considérée comme exhaustive) :

- A1010 – Déchets métalliques et déchets constitués d'alliages d'un ou plusieurs des métaux suivants : (...) mercure (...)
- A1030 – Déchets ayant comme éléments constituants ou contaminants : (...) mercure; composés du mercure (...)
- A1150 – Cendres de métaux précieux provenant de l'incinération de circuits imprimés ne figurant pas sur la liste B
- A1180 – Assemblages électriques et électroniques usagés ou sous forme de débris, contenant des éléments tels que les accumulateurs et autres batteries mentionnés sur la liste A, les rupteurs à mercure, les verres provenant de tubes à rayons cathodiques et d'autres verres activés et condensateurs à PCB, ou contaminés par les constituants cités à l'annexe I (cadmium, mercure, plomb, biphényles polychlorés, etc.) dans une proportion telle qu'ils puissent posséder l'une quelconque des caractéristiques citées à l'annexe III (voir rubrique correspondante de la liste B B1110)

- A4020 – Déchets cliniques provenant de soins médicaux, infirmiers, dentaires et vétérinaires, ou d'autres pratiques analogues, et déchets issus des opérations d'examen et de traitement de patients dans les hôpitaux et établissements apparentés, ou des travaux de recherche.

Obligations de la Convention de Bâle applicables aux déchets contenant du mercure

907. Les mouvements transfrontières de déchets contenant du mercure qui sont assujettis à la Convention de Bâle devraient être contrôlés conformément aux obligations de la Convention. Cela s'applique aux déchets dangereux contenant du mercure qui sont exportés en vue de leur réutilisation, récupération, recyclage ou élimination finale.

908. Par ailleurs, les obligations générales de la Convention de Bâle concernant l'importance de gérer d'une façon écologiquement rationnelle les déchets dangereux s'appliqueraient à de tels déchets, y compris ceux qui ne sont pas expédiés à l'étranger en vue de leur récupération ou élimination, mais qui doivent être gérés localement (p. ex. les déchets dangereux issus des procédés de fabrication du chlore, l'exploitation aurifère, l'élimination d'équipement en fin de vie, etc.).

9.3.5 La Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable dans le cas de certains produits chimiques et pesticides dangereux qui font l'objet d'un commerce international (Convention de Rotterdam)

909. Les objectifs de la Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable dans le cas de certains produits chimiques et pesticides dangereux qui font l'objet d'un commerce international, adoptée le 10 septembre 1998, sont les suivants :

- encourager le partage des responsabilités et la coopération entre les Parties dans le domaine du commerce international de certains produits chimiques dangereux, afin de protéger la santé des personnes et l'environnement contre des dommages éventuels;
- contribuer à l'utilisation écologiquement rationnelle de ces produits en facilitant l'échange de renseignements sur leurs caractéristiques, en instituant un processus national de prise de décisions applicable à leur importation et à leur exportation et en assurant la communication de ces décisions aux Parties.

910. La Convention établit le principe selon lequel l'exportation d'un produit chimique visé par la Convention ne peut avoir lieu qu'avec le consentement préalable en connaissance de cause de la Partie importatrice. Elle établit une procédure comme moyen formel d'obtenir et de diffuser les décisions des pays importateurs indiquant s'ils acceptent ou non l'importation de certains produits chimiques et assure en outre le respect de ces décisions par les pays exportateurs. Elle contient aussi des dispositions relatives à l'échange de renseignements entre les Parties sur les substances chimiques dangereuses qui pourraient être exportées et importées.

911. La Convention établit une procédure précise pour définir et inclure les substances chimiques dans la Convention, à partir des mesures adoptées par les Parties pour interdire ou restreindre rigoureusement l'utilisation d'un pesticide ou d'un produit chimique, ou par une Partie qui vit des problèmes en relation avec une préparation pesticide extrêmement dangereuse dans certaines conditions d'utilisation. La Convention vise initialement 22 pesticides (dont cinq préparations pesticides extrêmement dangereuses) et cinq produits chimiques industriels, mais on prévoit en ajouter de nombreux autres dans l'avenir.

912. Pour chaque substance chimique visée par la Convention, un « Document d'orientation de décision » (DOD) contenant des renseignements relatifs à la substance chimique et aux décisions réglementaires concernant son interdiction ou sa réglementation stricte pour des raisons liées à la santé et à l'environnement, de même que des renseignements sur les options de rechange, est transmis aux pays importateurs. Ces pays ont neuf mois pour rédiger une réponse concernant l'importation future de la substance. La réponse peut être une décision finale (permettre l'importation de la substance, ne pas

permettre l'importation, ou permettre l'importation à des conditions précises), ou une réponse provisoire. Les décisions d'un pays importateur doivent faire preuve de neutralité commerciale (c.-à-d. s'appliquer tant à la production intérieure qu'aux importations).

913. Les décisions des Parties qui sont des pays importateurs sont publiées tous les six mois dans la Circulaire PIC, et les Parties qui sont des pays exportateurs ont l'obligation, en vertu de la Convention, d'adopter des mesures appropriées pour assurer que les exportateurs sous leur autorité se conforment à ces décisions.

Portée géographique et entrée en vigueur

914. Tous les Etats et toutes les organisations régionales d'intégration économique peuvent adhérer à la Convention de Rotterdam. Cette dernière tire parti de la procédure volontaire PIC, appliquée par le PNUE et la FAO depuis 1989, et tient compte de l'expérience acquise au cours de la mise en œuvre de la procédure volontaire (telles qu'énoncées dans les Directives de Londres applicables à l'échange de renseignements sur les produits chimiques et dans le Code international de conduite pour la distribution et l'utilisation des pesticides de la FAO).

915. La Convention entrera en vigueur le quatre-vingt-dixième jour suivant la date du dépôt du cinquantième instrument de ratification, d'acceptation, d'approbation ou d'adhésion auprès du dépositaire. Au 23 octobre 2002, 34 pays étaient Parties à la Convention (Afrique du Sud, Allemagne, Arabie saoudite, Autriche, Belgique, Bulgarie, Cameroun, Canada, El Salvador, Emirats arabes unis, Gambie, Guinée, Hongrie, Italie, Jamahiriya arabe libyenne, Jamaïque, Jordanie, Kirghizistan, Luxembourg, Malaisie, Mongolie, Nigeria, Norvège, Oman, Panama, Pays-Bas, République tchèque, République unie de Tanzanie, Samoa, Sénégal, Slovaquie, Suisse, Suriname, Thaïlande). Elle n'est pas encore en vigueur.

916. La Convention prévoit la mise sur pied d'une Conférence des Parties (CdP) pour superviser la mise en œuvre du Comité d'étude des produits chimiques qui examine les avis et les propositions des Parties et formule des recommandations pour déterminer les produits chimiques qui doivent être assujettis à la Convention. Elle prévoit également la création d'un Secrétariat, dont les fonctions doivent être assurées conjointement par le PNUE et par la FAO.

917. Au cours de la période précédant l'entrée en vigueur de la Convention, les dispositions de la Convention seront mises en œuvre sur une base volontaire par les gouvernements participants. Le Comité intergouvernemental de négociation de la Convention supervisera la mise en œuvre provisoire de la procédure PIC, y compris l'ajout de nouveaux produits chimiques sur une base provisoire. À sa première réunion, la CdP prendra la décision d'inclure ou non dans la Convention les produits chimiques ajoutés à la procédure PIC au cours de cette période.

Pertinence de la Convention de Rotterdam en ce qui a trait au mercure

918. Les dispositions de la Convention de Rotterdam s'appliquent à deux catégories de produits chimiques : les pesticides et les produits chimiques industriels. À l'heure actuelle, les composés inorganiques du mercure ainsi que les composés alkylés, alkyloxyalkylés et arylés du mercure utilisés comme pesticides sont régis par la Convention. Cette dernière ne s'applique pas aux composés du mercure destinés à un usage industriel. La Convention ne contient aucune recommandation précise quant à la réduction ou l'élimination de l'utilisation des composés du mercure utilisés comme pesticides. Cependant, elle fait en sorte qu'aucun commerce international n'ait lieu si une Partie importatrice décide d'en interdire l'usage sur son territoire.

9.3.6 La Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (Convention de Stockholm)

919. L'objectif de la Convention de Stockholm, adoptée le 22 mai 2001, est de protéger la santé humaine et l'environnement des polluants organiques persistants, conformément à l'approche de

précaution énoncée dans le Principe 15 de la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement.

920. La Convention crée des obligations qui lient les Parties, ces dernières devant interdire ou adopter les mesures juridiques et administratives nécessaires pour éliminer la production et l'utilisation de neuf POP (aldrine, chlordane, dieldrine, endrine, heptachlore, hexachlorobenzène, mirex, PCB et toxaphène) et pour restreindre la production et l'utilisation du DDT. Par ailleurs, les Parties ont l'obligation d'adopter des mesures pour limiter les rejets anthropiques de dioxines, de furannes, de PCB et de HCB, dans le but de réduire au minimum et, si possible, d'éliminer complètement ces POP. Elles doivent également adopter des mesures pour réduire ou éliminer les rejets des stocks et des déchets. En outre, la Convention prévoit l'établissement d'un registre des dérogations propres à certains pays.

921. La Convention vise les pesticides, les produits chimiques industriels et les sous-produits qui présentent les caractéristiques des POP, soit persistance, bioaccumulation, possibilité de transport à longue distance et toxicité. À priori, 12 produits chimiques sont visés. La Convention contient aussi des dispositions relatives à l'ajout de substances à la Convention, au moyen d'une procédure progressive amorcée par la Partie qui présente la demande d'ajout. La substance proposée est d'abord examinée en fonction des critères convenus, puis évaluée plus en profondeur par un organe subsidiaire, le Comité d'étude des POP. Ce Comité formule des recommandations à la Conférence des Parties, qui décide d'inclure ou non la substance.

922. L'annexe D de la Convention énonce les critères d'examen en regard desquels la décision d'inclure un produit chimique dans la Convention doit être fondée. Les critères sont notamment la persistance, la bioaccumulation, le potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement, la preuve d'effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement, les données de toxicité ou d'écotoxicité indiquant que la substance peut être nocive pour la santé humaine ou l'environnement, et la nécessité d'une réglementation mondiale.

Portée géographique et entrée en vigueur

923. Tous les Etats et toutes les organisations régionales d'intégration économique peuvent adhérer à la Convention de Stockholm.

924. La Convention entrera en vigueur le quatre-vingt-dixième jour suivant la date du dépôt du cinquantième instrument de ratification, d'acceptation, d'approbation ou d'adhésion auprès du dépositaire. Au 4 octobre 2002, 23 pays étaient Parties à la Convention (Afrique du Sud, Allemagne, Autriche, Botswana, Canada, Emirats arabes unis, Fidji, Finlande, Islande, Japon, Lesotho, Libéria, Nauru, Norvège, Pays-Bas, République populaire démocratique de Corée, République tchèque, Rwanda, Sainte-Lucie, Samoa, Slovaquie, Suède, Vietnam). Elle n'est pas encore en vigueur.

925. La Convention prévoit l'institution d'une Conférence des Parties (CdP), qui supervisera son application, et d'un Comité d'étude des polluants organiques persistants, qui examinera les propositions des Parties qui souhaitent ajouter des substances à la Convention. La Convention prévoit également la mise sur pied d'un Secrétariat, dont les fonctions doivent être assurées par le PNUE.

926. Au cours de la période intérimaire précédant l'entrée en vigueur de la Convention, le Comité intergouvernemental de négociation continuera de se réunir pour superviser la mise en œuvre de la Convention et pour préparer la première CdP. Au cours de cette période, l'accent sera mis sur les activités facilitant l'entrée en vigueur rapide et la mise en œuvre efficace de la Convention.

Pertinence de la Convention de Stockholm en ce qui a trait au mercure

927. Le mercure ne figure pas parmi les produits chimiques régis par la Convention de Stockholm telle qu'elle a été adoptée. Au cours de la période précédant l'entrée en vigueur de la Convention, on a encouragé les Etats à accomplir un travail préparatoire en dressant une liste de substances additionnelles à ajouter à la Convention. Cependant, l'organe subsidiaire qui formulera les recommandations à la CdP quant aux substances à inclure ou non ne sera pas mis sur pied avant l'entrée en vigueur de la

Convention. Les nouveaux produits chimiques ne seront ajoutés qu'après l'entrée en vigueur de la Convention.

9.3.7 Principales références pour la présente section

928. Les principales références utilisées dans la présente section, en plus de celles fournies par les organisations, sont les suivantes :

- Site Web de la CEE-ONU - http://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.htm [en anglais]
- Site Web de l'EMEP - <http://www.emep.int/index.html> [en anglais]
- Site Web du Centre de coordination sur les effets (CCE) - <http://www.rivm.nl/ccc/> [en anglais]
- Site Web de la Commission OSPAR à <http://www.ospar.org>, Commission OSPAR (2000) : Document d'information OSPAR sur le mercure et les composés organiques du mercure
- Décisions PARCOM à <http://www.ospar.org/fr/html/welcome.html>
- Site Web HELCOM – <http://www.helcom.fi> [en anglais]
Recommandations - <http://www.helcom.fi/helcom/recommendations.html> [en anglais]
- Site Web de la Convention de Bâle – <http://www.basel.int> [en anglais]
- Site Web de la Convention de Rotterdam – <http://www.pic.int>
- Site Web de la Convention de Stockholm – <http://www.pops.int>

9.4 Organisations et programmes internationaux

929. Bon nombre d'organisations et de programmes internationaux comptent aussi des activités destinées à contrer les effets nocifs du mercure sur la santé et l'environnement. Un aperçu de ces organisations et programmes internationaux est présenté au tableau 9.4. Dans les sections qui suivent, on présente un bref résumé des organisations et des programmes et de leur pertinence en ce qui a trait au mercure. La description générale de chaque organisation ou programme est tirée principalement du PNUE (2001).

9.4.1 Centre international de recherche sur le cancer (CIRC)

930. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) fait partie de l'Organisation mondiale de la santé. Sa mission est de coordonner et de mener des études sur les causes du cancer chez l'homme et sur les mécanismes de la cancérogenèse, et d'élaborer des stratégies scientifiques de lutte contre le cancer. Le Centre participe à des recherches épidémiologiques et de laboratoire, et diffuse des informations scientifiques au moyen de publications, de réunions, de cours et de bourses de recherche. Le travail du Centre vise quatre objectifs principaux : surveillance de l'occurrence du cancer à l'échelle mondiale, définition des causes du cancer, élucidation des mécanismes de la cancérogenèse et développement de stratégies scientifiques de lutte contre le cancer. Un aspect important du travail du CIRC est la publication de la série de monographies du CIRC. Les monographies sont des évaluations indépendantes rédigées par des experts internationaux sur la cancérogénicité d'une variété d'agents, de mélanges et d'expositions pour les humains. Depuis le lancement de la série en 1972, plus de 860 agents ont été examinés; les monographies sont réputées pour leur rigueur, leur exactitude et leur intégrité. Elles constituent des sources précieuses d'information pour les chercheurs et pour les autorités nationales et internationales.

Tableau 9.4 – Aperçu des organisations et des programmes internationaux qui comptent des activités visant à contrer les effets nocifs du mercure sur la santé et l'environnement.

Section	Programme ou organisation internationale	Portée géographique	Pertinence de l'organisation ou du programme en ce qui a trait au mercure	Types d'activités relatives au mercure
9.4.1	CIRC	Mondiale	Traite de l'évaluation des risques de cancérogénicité des produits chimiques, dont le mercure, pour les humains	Evaluations de produits chimiques, renseignements, lignes directrices
9.4.2	OIT	Mondiale	Traite de santé et de sécurité au travail en relation avec l'utilisation de produits chimiques, dont les activités d'exploitation minière à petite échelle et le mercure	Renseignements, lignes directrices, renforcement des capacités
9.4.3	PISSC	Mondiale	Traite des aspects environnementaux et sanitaires du mercure (dont le mercure inorganique et le méthylmercure)	Renseignements (évaluations des risques, données scientifiques et renseignements sur les mesures de précaution)
9.4.4	OCDE	Etats membres de l'OCDE	Traite du mercure et de ses composés dans les rejets, les produits, les déchets, etc.	Renseignements, recommandations
9.4.5	PAM du PNUÉ	Mondiale	Traite des métaux lourds, dont le mercure	Définition d'objectifs, lignes directrices
9.4.6	ONUDI	Mondiale	Traite des activités industrielles écologiquement durables, dont l'exploitation minière artisanale	Renseignements, lignes directrices, renforcement des capacités
9.4.7	Banque mondiale	Mondiale	Traite des activités industrielles écologiquement durables, dont l'exploitation minière artisanale	Renseignements, lignes directrices, renforcement des capacités

931. Les monographies représentent la première étape de l'évaluation des risques de cancérogénicité, laquelle suppose l'examen de tous les renseignements pertinents permettant d'évaluer l'importance de la preuve que certaines expositions pourraient modifier l'incidence du cancer chez les humains. La seconde étape consiste en une évaluation quantitative du risque. Des évaluations quantitatives détaillées des données épidémiologiques peuvent être effectuées dans les monographies, mais sans extrapolation au-delà de la gamme de données existantes. Les monographies peuvent aider les autorités nationales et internationales à procéder à des évaluations des risques et à rendre des décisions quant aux mesures préventives à prendre. Les évaluations des groupes de travail du CIRC représentent des jugements scientifiques qualitatifs des preuves de cancérogénicité ou non qui sont fournies par les données existantes. Elles ne représentent qu'une partie des renseignements sur lesquels peuvent être fondées les mesures réglementaires. Les autres éléments des décisions réglementaires peuvent varier d'une situation à une autre et d'un pays à l'autre, selon les différentes priorités socio-économiques et nationales. Par conséquent, aucune recommandation n'est formulée au sujet de la réglementation ou de la législation, lesquelles relèvent des gouvernements ou d'autres organisations internationales.

932. En 1993, le CIRC a publié le volume 53 des monographies du CIRC, qui portait aussi sur le mercure et ses composés. Dans son évaluation globale de la cancérogénicité pour les humains, il a classé les composés de méthylmercure dans le Groupe 2B (possiblement cancérogènes pour l'homme) et le mercure métallique et les composés inorganiques du mercure dans le Groupe 3 (inclassables quant à leur cancérogénicité pour l'homme) (CIRC, 1993).

9.4.2 Organisation internationale du travail (OIT)

933. L'Organisation internationale du travail (OIT), créée en 1919, est l'agence spécialisée des Nations Unies qui s'efforce de promouvoir la justice sociale ainsi que les droits de la personne et du

travail internationalement reconnu. Au sein du système des Nations Unies, l'OIT présente une structure tripartite unique : travailleurs et employeurs participent aux travaux de ses organes directeurs à titre de partenaires égaux des gouvernements. L'OIT fixe des normes de travail internationales sous forme de conventions et de recommandations, élaborant des normes minimales de base en matière de droits du travail. Elle fournit une assistance technique dans divers domaines, dont la santé et la sécurité au travail, et encourage l'établissement d'organisations indépendantes d'employeurs ou de travailleurs, à qui elle offre de la formation et des services consultatifs.

934. En ce qui a trait à la sécurité des produits chimiques, l'objectif à long terme de l'OIT est de renforcer les capacités des institutions gouvernementales, des employeurs, des travailleurs et des organisations qui les représentent ainsi que des organisations non gouvernementales, pour leur permettre de participer à la conception, à la mise en œuvre et à l'évaluation des politiques et des programmes et d'améliorer ainsi les conditions et le milieu de travail et de réduire le nombre d'accidents du travail et de maladies professionnelles. Dans le domaine du contrôle des produits chimiques, on trouve un certain nombre de conventions, de recommandations et de documents d'orientation, notamment la Convention sur la prévention des accidents industriels graves (n° 174) et la Recommandation (n° 181) qui l'accompagne, adoptées en 1993, de même que la Convention concernant la sécurité dans l'utilisation des produits chimiques au travail (n° 170) et la Recommandation (n° 177) qui l'accompagne, adoptées en 1990. Cette dernière convention a pour but de protéger les travailleurs contre les risques associés à l'utilisation de substances chimiques sur les lieux du travail. Elle établit les responsabilités des employeurs, des fournisseurs et de travailleurs. Les Etats qui ratifient la Convention doivent élaborer une politique nationale sur la sécurité de l'utilisation des produits chimiques au travail, conformément aux principes énoncés, adopter des systèmes de classification et d'étiquetage pour toutes les substances visées, et préparer des fiches techniques sur la sécurité des produits chimiques.

935. D'autres normes et documents d'orientation traitent de la sécurité des produits chimiques, dont diverses conventions et recommandations portant sur les risques de substances toxiques particulières, comme l'amiante, le carbonate de plomb et le benzène. Egalement, l'OIT a publié les documents « *Occupational Exposure Limits For Airborne Substances Harmful to Health: A Code of Practice* » (1991) et « *Principes directeurs concernant les systèmes de gestion de la sécurité et de la santé au travail* » (2001).

936. L'OIT est également active dans le domaine de l'exploitation minière à petite échelle et s'efforce de trouver des façons d'appuyer une exploitation saine, productive et durable. En 1999, elle a publié un rapport intitulé « *Les problèmes sociaux et de travail dans les petites exploitations minières* », axé sur certains des principaux enjeux liés à ce type d'activité. Le premier chapitre décrit le contexte dans lequel s'inscrit l'activité des petites exploitations minières, du point de vue de la production et de l'emploi, et expose le sujet dans ses grandes lignes. Les chapitres sur la santé et la sécurité au travail, les femmes et l'exploitation minière et le travail des enfants montrent certains des problèmes qui existent et que l'on s'efforce de corriger. Bien que le rapport porte principalement sur les enjeux sociaux et liés au travail en général, l'utilisation du mercure dans les petites exploitations minières est soulignée comme un problème majeur de la production aurifère. Le rapport donne des exemples de la façon dont certains enjeux sont, et devraient être, abordés. En examinant et en précisant le rôle des gouvernements, des partenaires sociaux et de l'OIT, on espère accroître la sensibilisation au problème des petites exploitations minières au sein de l'OIT et chez les partenaires sociaux, ce qui mènera à une aide accrue pour fournir les moyens d'assurer des pratiques de travail sûres et productives dans ce domaine. On contribuera ainsi inévitablement à atteindre des niveaux de productivité et de rémunération plus élevés, à améliorer les conditions de travail ainsi que la santé et la sécurité, à mieux gérer les ressources et à atténuer l'impact environnemental de ces activités.

9.4.3 Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC)

937. Le Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC) a été lancé en 1980 à titre de programme coopératif de l'OMS, de l'OIT et du PNUE afin de fournir aux pays des évaluations internationales des risques que posent les substances chimiques pour la santé humaine et

l'environnement, de sorte qu'ils puissent mettre en place leurs propres mesures de sécurité et renforcer leurs capacités nationales de prévention et de traitement des effets nocifs des substances chimiques et de gestion des urgences chimiques liées à la santé.

938. L'évaluation des risques chimiques pour la santé humaine et l'environnement, de même que la publication de documents sur la santé et les risques environnementaux de produits chimiques particuliers, sont les éléments principaux du travail du PISSC. Les documents, préparés par des experts de renommée mondiale et revus par experts indépendants, s'adressent à des lecteurs qui possèdent des niveaux différents d'expertise technique et portent sur les éléments suivants :

- Monographies sur les critères d'hygiène de l'environnement – Documents complets conçus à l'intention d'experts scientifiques chargés de l'évaluation des risques posés par les substances chimiques
- Résumés succincts internationaux sur l'évaluation des risques chimiques – Documents concis qui résument les renseignements scientifiques pertinents sur les effets possibles des substances chimiques sur la santé humaine et l'environnement
- Guides sur la santé et la sécurité – Fournissent des renseignements concis à l'intention des décideurs sur les risques liés à l'exposition à des substances chimiques, avec des conseils pratiques sur des questions médicales et administratives
- Fiches internationales de sécurité chimique – Résumé les renseignements relatifs à la santé et à la sécurité pour les travailleurs, y compris les symptômes d'empoisonnement, les mesures de sécurité et les premiers soins
- Fiches techniques sur les pesticides – Contiennent des renseignements de base pour une utilisation sécuritaire.

939. Le PISSC a publié les documents suivants sur le mercure :

- CHE 1 (1976) : Mercure
- CHE 86 (1989) : Mercure – aspects environnementaux
- CHE 101 (1990) : Méthylmercure
- CHE 118 (1991) : Mercure inorganique.

940. Par ailleurs, le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires et des contaminants a évalué le méthylmercure en 1999, et cette évaluation a été publiée dans la *Série de Rapports techniques de l'OMS, n° 896*, p. 87-93 (OMS, 2000). Ces documents sont disponibles sur le site Web du PISSC à http://www.who.int/pcs/pcs_pubs.html. Le PISSC a récemment réévalué les dangers du mercure élémentaire et des composés inorganiques du mercure pour la santé et l'environnement (OMS/PISSC, 2002). Ce document comprend une évaluation des dangers et des risques d'une exposition au mercure contenu dans les amalgames dentaires et bientôt affiché sur le site Web du PISSC.

9.4.4 Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE)

941. L'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) est une organisation intergouvernementale qui regroupe 30 Etats; elle offre une tribune où les gouvernements peuvent comparer leurs expériences, discuter des dossiers préoccupants et trouver des solutions aux problèmes, y compris, le cas échéant, des mesures communes ou coopératives. Les pays membres (de l'Europe, de l'Amérique du Nord, de l'Asie et du Pacifique) partagent un engagement commun envers l'économie de marché, la démocratie pluraliste et le respect des droits de la personne. La mission fondamentale de l'OCDE est de permettre aux membres de se consulter et de collaborer pour atteindre le niveau le plus élevé possible de croissance économique durable, améliorer le bien-être économique et social des populations et contribuer au développement à l'échelle de la planète.

942. Le Programme sur l'environnement, l'un des nombreux secteurs d'activité de l'OCDE, aborde une vaste gamme d'enjeux préoccupants pour les pays membres. Un élément particulièrement intéressant aux fins de la présente publication est le Programme environnement, santé et sécurité, qui

comprend un Programme sur les produits chimiques, de même que les travaux sur les pesticides, les accidents chimiques, l'harmonisation de la surveillance réglementaire en biotechnologie, les inventaires des émissions et les transferts de matières polluantes et la sécurité alimentaire. Les principales activités du Programme sur les produits chimiques sont les suivantes :

- aider les pays membres à définir, à prévenir et à gérer les risques posés par les produits chimiques;
- promouvoir le droit du public à connaître les risques possibles des produits chimiques;
- prévenir les distorsions inutiles sur le marché des substances et les produits chimiques;
- faciliter l'utilisation optimale des ressources nationales disponibles auprès des gouvernements et des industries aux fins de la gestion des produits chimiques;
- aider les pays membres à adopter une approche de gestion des produits chimiques qui intègre des considérations économiques, sociales et environnementales, à l'appui de l'atteinte des objectifs de développement durable, et en particulier des objectifs énoncés dans le chapitre 1 du programme Action 21 de la CNUED;
- faire en sorte que la mondialisation de l'industrie des produits chimiques ait des effets positifs sur la santé humaine et l'environnement dans les pays membres de l'OCDE et dans les pays non-membres;
- encourager le développement et l'application, dans les pays membres, de technologies, de politiques et de pratiques nouvelles et innovatrices pour prévenir la pollution issue de la fabrication, du transport, de l'utilisation et de l'élimination de produits chimiques.

943. En 1973, le Conseil de l'OCDE a adopté la « *Recommendation C (73) 172/Final on Measures to Reduce all Man-Made Emissions of Mercury to the Environment* », qui recommande que tous les pays membres adoptent des mesures pour réduire les rejets anthropiques de mercure dans l'environnement aux niveaux les plus bas possibles. Les cibles immédiates étaient l'élimination des composés alkylés du mercure dans le secteur agricole, l'élimination des composés du mercure utilisés dans l'industrie des pâtes et papiers et la réduction maximale des rejets de mercure par les usines de chlore. Le Conseil invitait aussi les pays membres à déclarer les quantités de mercure utilisées dans les secteurs agricole et industriel ainsi que leur consommation nationale totale.

944. En 1993, le Danemark a accueilli un atelier sur la réduction des risques posés par le mercure afin de recueillir de l'information pertinente et de définir des possibilités d'activités futures de réduction des risques. À partir des réponses à un questionnaire et des sujets abordés à l'atelier, une monographie sur le mercure, intitulée « *Risk Reduction Monograph No. 4: Mercury – Background and National Experience with Reducing Risk* », a été publiée en 1994. On y présente un résumé de l'information sur les rejets de mercure dans l'environnement, sur les expositions environnementales et humaines qui s'ensuivent et sur la façon dont les pays membres de l'OCDE perçoivent les risques associés à l'exposition au mercure. On y décrit aussi les mesures adoptées par l'industrie et par les pays membres, ou les mesures qu'ils comptent adopter, pour réduire les risques associés à l'exposition au mercure. Le document offre un « instantané » des réflexions les plus récentes concernant les différentes activités dans le domaine de la consommation du mercure et de la pollution. Il peut aider à évaluer l'efficacité des stratégies nationales de réduction des risques en définissant les tendances communes relatives à l'établissement de critères, de normes ou de politiques nationales.

945. En 1996, les pays membres de l'OCDE ont convenu de mettre fin aux travaux sur le mercure dans le contexte de l'OCDE.

9.4.5 Programme des Nations Unies pour l'environnement – Le Programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres (Programme d'action mondial)

946. Le Programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres (PAM) a été adopté en novembre 1995 à l'occasion d'une conférence intergouvernementale tenue à Washington, DC. Les 108 gouvernements et la Commission européenne se sont engagés à préserver le milieu marin et ils ont fait appel au PNUE, à la Banque mondiale, au

PNUD, aux banques de développement régionales et à toutes les agences du système des NU pour appuyer et renforcer les structures régionales de protection du milieu marin. On a demandé au PNUE de se charger de la coordination et de mettre sur pied le Bureau de coordination du PAM.

947. Le PAM vise à prévenir la dégradation du milieu marin due aux activités terrestres en aidant les Etats à préserver et à protéger l'environnement marin. Il sert de guide théorique et pratique auquel peuvent se référer les autorités nationales et régionales afin de concevoir et de mettre en œuvre des mesures durables pour prévenir, réduire, maîtriser et éliminer la dégradation du milieu marin due aux activités terrestres. Plus précisément, le PAM vise à faciliter la définition et l'évaluation des problèmes, à définir les priorités d'action, à fixer des objectifs de gestion pour les problèmes prioritaires, à définir, évaluer et sélectionner des stratégies et des mesures, et à élaborer des critères permettant d'évaluer l'efficacité des stratégies et des mesures.

948. Le programme comporte une section spéciale sur les recommandations relatives aux métaux lourds, dont le mercure. L'objectif proposé est de réduire ou d'éliminer les émissions et les rejets de source anthropique pour prévenir, réduire et éliminer la pollution causée par les métaux lourds. Bien qu'aucun but précis ne soit établi en relation avec le mercure, le programme offre une orientation détaillée sur les étapes possibles/proposées en vue de réduire les effets environnementaux des métaux lourds et des autres polluants. Les activités proposées aux niveaux national, régional et international sont notamment les suivantes :

- établissement de programmes d'évaluation et de surveillance;
- élaboration de programmes de réduction des émissions (respectant le principe de précaution et faisant appel aux meilleures techniques disponibles, aux meilleures pratiques environnementales ainsi qu'à des mesures intégrées de prévention et de réduction de la pollution);
- établissement de plans de gestion des déchets;
- promotion d'une technologie plus propre et d'une technologie de contrôle des émissions;
- organisation de campagnes de sensibilisation et d'information;
- développement et renforcement de la coopération nationale et internationale;
- prestation d'une aide financière et technique aux pays qui ont des besoins spéciaux.

949. La mise en œuvre du PAM relève principalement des gouvernements, en partenariat étroit avec l'ensemble des intervenants. Le PNUE et ses partenaires facilitent le travail des gouvernements et les aident à s'acquitter de leurs responsabilités.

9.4.6 Organisation des Nations Unies pour le développement industriel (ONUDI)

950. L'Organisation des Nations Unies pour le développement industriel (ONUDI) a été créée en 1967. En 1985, elle est devenue une agence spécialisée des Nations Unies qui encourage le développement industriel durable dans les pays en développement et en transition. L'ONUDI réunit les représentants des gouvernements, de l'industrie et des secteurs public et privé qui ont la possibilité d'examiner les questions de développement durable. Ses sphères d'activité englobent également la gestion environnementale dans divers secteurs industriels ainsi que la surveillance, le traitement, le recyclage et l'élimination des déchets toxiques et chimiques dangereux, et l'assainissement des sites contaminés.

951. Depuis 1990, l'ONUDI travaille à définir des mesures qui permettraient de régler les problèmes complexes liés à l'exploitation aurifère artisanale. Elle a mis sur pied un certain nombre de projets visant à remplacer les procédés qui consomment et libèrent de grandes quantités de mercure par des procédés d'extraction aurifère rentables, respectueux de l'environnement et à rendement élevé qui réduisent considérablement ou éliminent l'utilisation ou les rejets de mercure. Des projets d'assistance pour l'évaluation et la réduction de la pollution par le mercure associée à l'exploitation aurifère artisanale ont été menés au Ghana et dans la région de Mindanao aux Philippines.

952. Le Fonds pour l'environnement mondial (FEM), qui finance des projets axés sur les changements climatiques, la diversité biologique et les eaux internationales dans les pays en

développement, a versé 350 000 \$US afin que l'ONUDI élabore un plan d'action mondial pour les pays situés dans les principaux bassins fluviaux ou lacustres transfrontières où les rejets de mercure associés aux exploitations minières artisanales ont une incidence sur les eaux internationales. Six pays de trois continents y participeront, soit le Brésil (fleuve Amazone), la République démocratique populaire du Laos (fleuve Mekong), l'Indonésie (milieu marin, en particulier la mer de Java), le Soudan (fleuve Nil), la Tanzanie (lac Victoria) et le Zimbabwe (fleuve Zambèze). Le plan d'action mondial ONUDI-FEM déterminera les étapes à suivre pour éliminer les obstacles à l'utilisation de procédés d'extraction aurifère artisanale plus propres.

953. Un vaste projet a été développé pour aider les gouvernements de six pays, soit le Brésil, l'Indonésie, la RDP du Laos, le Soudan, la Tanzanie et le Zimbabwe, où les rejets de mercure associés aux activités d'exploitation aurifère artisanale menacent les eaux internationales. L'objectif à long terme est de réduire le plus possible les impacts environnementaux négatifs de ce secteur. Pour y arriver, on aidera les pays bénéficiaires à instaurer un cadre juridique, à adopter une réglementation appropriée et à mettre en place des structures institutionnelles. Plus précisément, le projet permettra de renforcer les capacités des pays bénéficiaires à évaluer l'ampleur de la pollution par le mercure attribuable aux activités actuelles, à gérer les mécanismes de réglementation et à adopter des méthodes d'exploitation aurifère et d'extraction plus propres qui réduisent au minimum ou éliminent les rejets de mercure. Des projets individuels similaires sont élaborés dans le cadre de programmes intégrés au Tchad, au Ghana, en Indonésie, au Mali, au Mozambique, au Niger, aux Philippines, au Venezuela et au Vietnam.

9.4.7 Groupe de la Banque mondiale

954. Créé en 1944, le groupe de la Banque mondiale est l'une des plus importantes sources d'aide au développement dans le monde. La Banque, qui a accordé des prêts à hauteur de 17,3 milliards de dollars américains au cours de l'année financière 2001, œuvre maintenant dans plus de 100 pays en transition, fournissant une assistance financière et des idées pour rehausser le niveau de vie et éliminer les pires formes de la pauvreté. Dans chacun des pays bénéficiaires, la Banque travaille avec des organismes gouvernementaux, des organisations non gouvernementales et le secteur privé afin d'élaborer des stratégies d'aide et d'améliorer la compréhension des problèmes liés au développement.

955. La Banque mondiale met présentement sur pied de nouvelles initiatives pour assurer que les avantages de l'intégration de la durabilité à ses activités soient ressentis à l'échelle mondiale et à long terme. Le 17 juillet 2001, le Conseil de la Banque mondiale a avalisé la nouvelle Stratégie environnementale, qui met l'accent sur les priorités des pays en développement. Les objectifs de la Stratégie sont d'*améliorer certains facteurs de qualité de vie* (santé, moyens de subsistance et vulnérabilité aux conditions ambiantes); d'*améliorer la qualité de la croissance* (en appuyant les principes directeurs et en renforçant les cadres réglementaires et institutionnels d'une gestion durable de l'environnement, et en encourageant la poursuite d'un développement durable par le secteur privé); et de *protéger la qualité du patrimoine commun de l'humanité au plan régional et mondial*, notamment dans les domaines des changements climatiques, des forêts, des ressources en eau et de la biodiversité.

956. Le portefeuille des projets de la Banque mondiale qui comportent des objectifs environnementaux clairement définis s'élève présentement à 16 milliards de dollars américains. Voici une description de certaines des activités pertinentes en ce qui a trait au mercure :

Prévention et réduction de la pollution dans le secteur industriel – La Banque met l'accent sur la gestion intégrée de l'environnement, plutôt que sur la seule réduction de la pollution, et utilise un ensemble important d'incitatifs et de moyens de pression pour obtenir des améliorations environnementales durables. La Banque a aussi publié un manuel sur la prévention et la réduction de la pollution (1998), qui est accessible sur son site Web.

Exploitations minières artisanales et à petite échelle respectueuses de l'environnement – La Banque favorise l'engagement des collectivités et des groupes locaux par l'information et l'éducation, au moyen d'un cadre juridique et réglementaire et d'ententes directes avec les sociétés

minières, afin d'établir des normes de rendement environnemental appropriées et des conditions de travail acceptables. Principaux moyens pour atténuer les risques environnementaux liés à l'élaboration et à l'application de norme appropriées.

957. Parmi les projets en cours, mentionnons les suivants :

- Le Projet du bassin de la rivière Liao (Chine) aidera à revaloriser l'environnement et à améliorer la gestion de la qualité de l'eau en vue d'une approche de gestion intégrée du bassin de la rivière, dans la province de Liaoning. Un des éléments du projet est la construction d'une installation de chlure utilisant le procédé moderne à membrane ionique. La récupération du mercure sera prise en considération, et un plan d'action pour la démolition de l'installation d'électrolyse au mercure sera élaboré.
- Le Projet d'investissement d'urgence en environnement (Azerbaïdjan) vise à orienter l'action dans quatre secteurs ciblés dans le Plan d'action national en environnement, qui sont des cruciaux pour l'environnement et l'économie de l'Azerbaïdjan. Le projet comporte cinq éléments. Le deuxième élément applique des technologies et des procédés de nettoyage du mercure pour décontaminer une zone fortement polluée. Il consiste à mettre à l'essai un traitement pilote des boues, à élaborer et à appliquer un méthode technologique de bas niveau pour la récupération du mercure, à transporter les déchets, à construire un nouveau site d'enfouissement sécuritaire, à concevoir et à mettre en œuvre un programme de surveillance des rejets de mercure et à effectuer une évaluation de suivi.
- Le projet de réforme du secteur minier (Madagascar) permettra a) de procéder à une réforme sectorielle complète destinée à instaurer un environnement favorable à la promotion des investissements étrangers directs et à intégrer des activités artisanales et à petite échelle à l'économie officielle; b) de renforcer les capacités institutionnelles pour permettre l'application efficace des lois et des règlements, administrer les titres miniers, surveiller les développements sectoriels et mettre les renseignements géologiques à la disposition des investisseurs éventuels; c) de renforcer les capacités au pays par la mise en œuvre de projets pilotes afin de définir et de réduire les impacts environnementaux et sociaux de l'exploitation minière; et d) d'établir et d'adopter des mécanismes appropriés pour faciliter l'exploitation de petites mines et pour améliorer les conditions sociales, le bien-être, la santé et l'environnement des mineurs artisanaux.

958. La Banque mondiale a aussi organisé une importante conférence sur les exploitations minières artisanales et à petite échelle en 1995. L'une des principales conclusions de cette conférence était qu'il fallait trouver des solutions intégrées aux problèmes recensés dans ce secteur et améliorer la coopération entre les diverses institutions. D'autres réunions tenues par l'ONUDI et l'OIT avec des institutions bilatérales et multilatérales ont de nouveau fait ressortir la nécessité d'adopter une approche concertée afin que des progrès significatifs soient accomplis. La Banque mondiale a donc proposé de mettre sur pied un groupe consultatif sur les exploitations minières artisanales et à petite échelle (CASM). L'objectif est d'établir un forum pour fournir une approche concertée à l'évaluation et à l'examen de certains des problèmes liés à ce sous-secteur, par opposition à une approche globale. Le CASM se chargerait d'élaborer des lignes directrices, de diffuser les meilleures pratiques et expériences, d'amasser des fonds et de mettre en œuvre des projets et des programmes. Il examinerait et financerait les propositions d'aide au secteur de l'exploitation minière artisanale et à petite échelle selon des critères préétablis. En septembre 1999, la Banque mondiale a organisé un forum réunissant des donateurs bilatéraux et multilatéraux, des entreprises privées, des ONG et des experts pour examiner la possibilité de mettre sur pied le CASM. En consultation avec les participants, elle travaille présentement à la concrétisation de cette proposition.

9.4.8 Principales références pour la présente section

959. Les principales références utilisées dans la présente section, en plus de celles fournies par les organisations, sont les suivantes :

- Site Web du CIRC - <http://www.iarc.fr/>

- Site Web de l’OIT – <http://www.ilo.org>;
OIT, Genève, Suisse (1999) : Les problèmes sociaux et de travail dans les petites exploitations minières - <http://www.ilo.org/public/french/dialogue/sector/techmeet/tmssm99/tmssmr.htm>
- Site Web du PISSC - <http://www.who.int/ipcs/fr/index.html>
- Site Web du CMEAA - <http://www.who.int/ipcs/fr/index.html>
- Site Web de l’OCDE – http://www.oecd.org/home/0,2605,fr_2649_201185_1_1_1_1_1_1_1_00.html
- Site Web du Programme d’action mondial du PNUE - <http://www.gpa.unep.org/languages/french-docs.htm>
- Site Web de l’ONUDI – <http://www.unido.org> [en anglais]
- Site Web de la Banque mondiale - <http://www.banquemondiale.org/>

9.5 Initiatives régionales et sous-régionales

960. Enfin, de nombreux pays estiment nécessaire d’entreprendre des projets conjoints pour examiner les effets nocifs du mercure sur la santé et l’environnement dans une région ou une sous-région donnée. Le tableau 9.5 présente un bref aperçu des initiatives régionales et sous-régionales pertinentes en ce qui a trait au mercure. Ces initiatives sont résumées dans les pages qui suivent.

9.5.1 Plan d’action pour l’élimination de la pollution dans l’Arctique du Conseil de l’Arctique (PEAPA)

961. Le Conseil de l’Arctique, créé le 19 septembre 1996, est une tribune intergouvernementale de haut niveau où sont examinés les préoccupations et les défis auxquels sont confrontés les gouvernements et les peuples de l’Arctique. Il regroupe les huit pays circumpolaires arctiques, soit le Canada, le Danemark, les Etats-Unis d’Amérique, la Finlande, l’Islande, la Norvège, la Russie et la Suède. L’Association des peuples autochtones du Nord, de la Sibérie et de l’extrême-est de la Russie, la Conférence circumpolaire inuite, le Conseil saami, l’Association internationale des Aléoutes, l’Arctic Athabaskan Council et le Gwich’in Council International en sont des participants permanents. Le Conseil se réunit au niveau ministériel tous les deux ans.

962. Les principales activités du Conseil sont axées sur la protection de l’environnement arctique et le développement durable et visent à améliorer le bien-être économique, social et culturel du Nord. En 1991, le Conseil a lancé la Stratégie de protection de l’environnement arctique, dans le cadre de laquelle les pays membres ont pris les engagements suivants :

- collaborer aux recherches scientifiques pour recenser les sources, les voies de pénétration, les puits et les effets de la pollution, en particulier le pétrole, l’acidification, les polluants organiques persistants, la radioactivité, le bruit et les métaux lourds, et échanger ces données;
- évaluer les répercussions possibles des activités de développement sur l’environnement;
- mettre en œuvre et examiner des mesures additionnelles pour maîtriser la pollution et réduire ses effets nocifs sur l’environnement arctique.

963. Le Programme de surveillance et d’évaluation de l’Arctique (PSEA) a été lancé en 1991 pour mettre en œuvre les éléments de la Stratégie de protection de l’environnement arctique. Son objectif est de « disposer d’informations suffisantes et fiables sur l’état de l’environnement arctique et sur les dangers qui le menacent, de manière à pouvoir donner des avis scientifiques concernant les mesures qui s’imposent en vue d’appuyer les efforts des gouvernements de l’Arctique visant à prendre des mesures correctives et préventives à l’égard des contaminants ».

Tableau 9.5 – Aperçu des initiatives régionales et sous-régionales qui traitent des effets nocifs du mercure sur la santé et l'environnement.

Section	Initiative régionale ou sous-régionale	Portée géographique	Pertinence en ce qui a trait au mercure	Types de mesures relatives au mercure énoncées dans l'initiative
9.5.1	Plan d'action du Conseil de l'Arctique (PAEPA)	Région de l'Arctique (Canada, Danemark, Etats-Unis d'Amérique, Finlande, Islande, Norvège, Russie et Suède)	Traite du mercure et de ses composés dans les rejets, les produits, les déchets, etc.	Définition d'objectifs, projets coopératifs de réduction des rejets, renseignements, surveillance
9.5.2	Stratégie binationale relative aux toxiques des Grands Lacs	Canada et Etats-Unis d'Amérique	Traite du mercure et de ses composés dans les rejets, les produits, les déchets, etc.	Définition d'objectifs, renseignements, renforcement des capacités
9.5.3	Plan d'action sur le mercure des gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'Est du Canada	Etats de la Nouvelle-Angleterre (Etats-Unis) et provinces de l'Est du Canada	Traite du mercure et de ses composés dans les rejets, les produits, les déchets, etc.	Définition d'objectifs, renseignements, renforcement des capacités, programmes d'éducation et de sensibilisation
9.5.4	Programme nordique d'action environnementale	Région nordique (Danemark, Finlande, Islande, Norvège, Suède, Groenland, île Féroé et île d'Aland)	Traite des métaux lourds, dont le mercure	Définition d'objectifs, renseignements, renforcement des capacités
9.5.5	Plan d'action régional nord-américain relatif au mercure	Amérique du Nord (Canada, Mexique et Etats-Unis d'Amérique)	Traite du mercure et de ses composés dans les rejets, les produits, les déchets, etc.	Définition d'objectifs, renseignements, renforcement des capacités
9.5.6	Conférences de la mer du Nord	Mer du Nord (Belgique, Danemark, France, Allemagne, Pays-Bas, Norvège, Suède, Suisse, Royaume-Uni, Commission européenne)	Traite des métaux lourds, dont le mercure	Définition d'objectifs, renseignements
9.5.7	Unité de coordination régionale pour les mers de l'Asie de l'Est – Projet « Inverser la tendance à la dégradation de l'environnement dans la mer de Chine méridionale et le golfe de Thaïlande » du PNUE/FEM		Traite des métaux lourds, y compris de la contamination des eaux, des sédiments et des organismes marins par le mercure	Renseignements, réduction des sources

964. En juin 1997, le rapport du PSEA « *Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report* » a été présenté aux ministres de l'Arctique dans le cadre de la Stratégie de protection de l'environnement arctique. Ce rapport exhaustif constitue une compilation des connaissances actuelles sur la région de l'Arctique, une évaluation de cette information en relation avec des critères établis de qualité environnementale, et un exposé des conditions qui règnent dans cette région. Il comporte un chapitre distinct sur les métaux lourds, dont le mercure, où sont indiquées les concentrations de polluants qui ont été mesurées dans les écosystèmes terrestres, dulcicoles et marins de l'Arctique.

965. Les ministres se sont entendus sur de nombreuses mesures à adopter en réaction aux résultats du PSEA. Ces mesures comprenaient notamment une intensification des efforts visant à limiter et à

réduire les rejets de polluants dans l'environnement et la promotion d'une collaboration internationale pour réduire les risques de pollution. Par ailleurs, le Conseil a élaboré un plan d'action pour éliminer la pollution dans l'Arctique. Dans le plan, de nombreux polluants particulièrement préoccupants pour la région de l'Arctique – dont le mercure – ont été ciblés en vue d'actions prioritaires.

966. En ce qui a trait au mercure, les activités prévues comprennent la définition et la quantification des principales sources ponctuelles de mercure dans tous les pays membres, dans le but de mener des projets pilotes concrets de réduction des émissions pour quelques sources d'émissions qui serviraient d'exemples d'initiatives efficaces de réduction du mercure.

9.5.2 Stratégie binationale relative aux toxiques des Grands Lacs

967. La Stratégie Canada-Etats-Unis pour la quasi-élimination des substances toxiques persistantes des Grands Lacs, communément appelée Stratégie binationale relatives aux toxiques des Grands Lacs, offre un cadre pour la prise de mesures visant à réduire ou à éliminer les substances toxiques persistantes, en particulier celles qui sont bioaccumulables. Elle a été élaborée conjointement par le Canada et les Etats-Unis en 1996 et en 1997 et a été signée le 7 avril 1997.

968. Cette stratégie binationale vise la mise en place d'un processus de collaboration grâce auquel le Canada et les Etats-Unis travailleront en vue de la quasi-élimination des substances toxiques persistantes anthropiques, en particulier celles qui sont bioaccumulables, du bassin des Grands Lacs, afin de protéger et d'assurer la santé et l'intégrité de l'écosystème des Grands Lacs. La Stratégie fixe des objectifs de réduction relativement à une liste initiale de substances toxiques persistantes ciblées en vue de leur quasi-élimination, soit : aldrine/dieldrine, benzo(a)pyrène, chlordanes, DDT, hexachlorobenzène, plomb alkylé, mercure et composés du mercure, mirex, octachlorostyrène, BPC, dioxines et furannes, et toxaphène.

969. Bien que le Canada et les Etats-Unis aient aussi adopté des stratégies nationales de quasi-élimination, une stratégie concertée était estimée nécessaire pour obtenir les plus grandes réductions possibles de substances toxiques à l'échelle du bassin des Grands Lacs. Reconnaisant la nature à long terme d'une quasi-élimination, la Stratégie offre un cadre d'action pour des « objectifs » de réduction quantifiables pour la période de 1997 à 2006, relativement à des substances toxiques précises. Une certaine souplesse est prévue pour permettre une révision des objectifs, des échéanciers et de la liste des substances. Les défis relatifs au mercure établis dans la stratégie sont les suivants (considérés comme des cibles de réduction provisoires, sujettes à examen, au besoin) :

970. Défi pour les Etats-Unis : chercher à réduire de 50 p. 100, d'ici 2006, l'utilisation délibérée du mercure à l'échelle nationale et de 50 p. 100 les rejets de mercure de sources anthropiques. L'objectif de rejet s'appliquera au cumul des émissions atmosphériques à l'échelle nationale et des rejets dans l'eau du bassin des Grands Lacs.

971. Défi pour le Canada : chercher à réduire de 90 p. 100, d'ici 2006, les rejets de mercure ou, s'il y a lieu, l'utilisation de mercure de sources de pollution anthropiques qui entre dans le bassin des Grands Lacs.

9.5.3 Plan d'action sur le mercure des gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'Est du Canada

972. En juin 1998, la Conférence des gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'Est du Canada (GNE/PEC) a adopté le Plan d'action sur le mercure, un document clé qui précise les mesures à prendre pour protéger les citoyens de la région et leur environnement contre le mercure. Le Plan offre aux Etats de la Nouvelle-Angleterre et aux provinces de l'Est du Canada un ensemble concerté et puissant d'outils permettant de réduire les rejets anthropiques de mercure dans la région et de retirer le mercure des flux de déchets.

973. Le Plan d'action sur le mercure établit un objectif à long terme de quasi-élimination des émissions anthropiques de mercure dans la région. Il prévoit aussi un objectif intermédiaire d'engagement à l'égard des mesures requises pour réduire les émissions régionales de mercure de 50 p. 100 avant 2003. Cet objectif intermédiaire a constitué un important point de repère pour motiver et surveiller les progrès accomplis en vue de la quasi-élimination. En août 2001, le GNE/PEC a adopté un deuxième objectif intérimaire exigeant une réduction de 75 p. 100 des rejets régionaux de mercure d'ici 2010. Ce nouvel objectif de réduction représentera assurément un défi de taille, mais réalisable.

974. Depuis l'adoption du Plan, des représentants des organismes environnementaux des Etats et des provinces, en collaboration avec des organisations partenaires comme l'*Environmental Protection Agency* des Etats-Unis, *Environnement Canada*, le *Northeast States for Coordinated Air Use Management* (NESCAUM), la *Northeast Waste Management Officials' Association* (NEWMOA) et la Commission de coopération environnementale (CCE), ont mis en œuvre avec dynamisme l'esprit et les engagements du Plan. La région est en voie d'atteindre ses objectifs et pourrait même dépasser la réduction de 50 p. 100 prévue pour 2003.

975. En ce qui a trait à la sensibilisation et à la vulgarisation, les Etats et les provinces se sont attachés à mieux sensibiliser les citoyens, et notamment les populations sensibles, aux restrictions touchant la consommation de poisson, à travailler avec le secteur de la santé, notamment les hôpitaux et les cabinets dentaires, afin de réduire les rejets et l'utilisation de mercure, à accroître les mesures locales visant à éliminer le mercure du flux des déchets par le tri à la source et le recyclage; à collaborer avec les écoles afin d'éliminer les dangers liés au mercure en classe. Les activités de prévention de la pollution ont comporté d'importantes mesures en vue de réduire la teneur en mercure des produits de consommation et des produits commerciaux par l'application des lois des Etats et par l'élaboration de normes pancanadiennes. Les programmes de collecte du mercure et d'échange de thermomètres ont également contribué au succès des initiatives visant à réduire la teneur en mercure du flux des déchets solides et à sensibiliser la population au mercure.

9.5.4 Le Programme nordique d'action environnementale

976. La coopération nordique officielle s'effectue par l'intermédiaire de deux organisations. Le Conseil nordique, établi en 1952, soutient la coopération interparlementaire, tandis que le Conseil nordique des ministres, créé en 1971, est une tribune pour la coopération intergouvernementale. Cinq pays – le Danemark, la Finlande, l'Islande, la Norvège et la Suède – et trois régions autonomes – le Groenland, l'île Féroé et l'île d'Aland – y participent.

977. La plupart des ministres nordiques responsables de dossiers spécifiques rencontrent leurs homologues nordiques deux fois par année. Le Conseil des ministres de l'environnement établit les politiques relatives à la coopération environnementale. Pendant de nombreuses années, la coopération environnementale nordique a été fondée sur une stratégie environnementale comportant une série d'objectifs. Le Programme nordique d'action environnementale 2001-2004, qui remplace la Stratégie pour l'environnement nordique 1996-2000, est un mécanisme directeur politique, ciblé et axé sur les résultats qui établit les priorités environnementales dans le cadre de la coopération nordique en matière de protection de la nature et de l'environnement. Il a été instauré le 1^{er} janvier 2001. Le programme d'action assure le suivi des engagements environnementaux nordiques contenus dans la Stratégie nordique, « Développement durable – Nouvelles coordonnées pour les pays nordiques », et d'une façon

active, le programme mise sur la coopération horizontale pour intégrer des considérations environnementales dans tous les secteurs.

978. La Stratégie établit l'objectif général suivant en relation avec les produits chimiques :

[Traduction] « *L'utilisation de produits chimiques ne doit pas donner lieu à un risque d'impacts négatifs sur la santé humaine et l'environnement, et les rejets de produits chimiques qui représentent une menace pour la santé humaine et l'environnement doivent être éliminés en moins d'une génération (25 ans)* ».

979. Dans le cadre de leur collaboration, les pays nordiques travailleront pour faire en sorte que les objectifs énoncés dans les Conventions OSPAR et d'Helsinki se concrétisent, que les règlements et les stratégies menant à un niveau plus élevé de protection dans le cadre de l'Accord sur l'Espace économique européen de l'Union européenne soient adoptés et que des accords internationaux ayant force obligatoire qui, dans la mesure du possible, imposent une interdiction ou des seuils très rigoureux pour l'utilisation et les rejets de produits chimiques dangereux pour la santé humaine et l'environnement, soient adoptés. En ce qui a trait au mercure, l'une des activités pertinentes prévoit que les pays nordiques adopteront des mesures pour limiter les substances autres que les POP (métaux lourds) à l'échelle mondiale, par l'intermédiaire d'ententes internationales.

9.5.5 Plan d'action régional nord-américain relatif au mercure

980. La Commission de coopération environnementale (CCE) est une organisation internationale créée par le Canada, le Mexique et les Etats-Unis d'Amérique aux termes de l'Accord nord-américain de coopération dans le domaine de l'environnement (ANACDE). Elle a pour mandat d'examiner les préoccupations environnementales, de contribuer à la prévention des différends commerciaux et environnementaux et de promouvoir l'application efficace des lois sur l'environnement. L'ANACDE complète les dispositions environnementales de l'Accord de libre-échange nord-américain (ALENA). Le Conseil, organe directeur de la CCE, est composé des ministres de l'environnement (ou leurs équivalents) de chaque pays. Il se réunit au moins une fois par année pour discuter des programmes et des activités de la CCE.

981. La Commission a fourni le mécanisme permettant aux trois pays membres de négocier un accord, soit la Résolution du Conseil n° 95-05 sur la gestion rationnelle des produits chimiques, adoptée le 13 octobre 1995. La résolution établit un cadre, de même que des engagements précis, pour que les trois pays membres travaillent en collaboration afin d'arriver à une gestion rationnelle des produits chimiques dans la région. Un groupe de travail a été créé pour travailler avec la CCE à l'application des décisions et des engagements énoncés dans la résolution. Depuis, quatre Plans d'action régionaux nord-américains (PARNA), soit sur le DDT, le chlordane, les PCB et le mercure, ont été élaborés et se trouvent présentement à diverses étapes de mise en œuvre.

982. Le but ultime du PARNA relatif au mercure consiste à abaisser, grâce à des mesures nationales et internationales, les rejets anthropiques de mercure dans l'environnement à des niveaux qui s'apparentent aux concentrations et aux flux naturels. Les Parties entendent atteindre cet objectif en cherchant à réduire les rejets de mercure attribuables aux activités humaines, à améliorer leur capacité à mesurer et à gérer le mercure, à évaluer ses répercussions et à partager leurs préoccupations, à établir un protocole équitable de mise en application et d'observation, et à promouvoir des initiatives permanentes de gestion responsable de mercure pour le compte des gouvernements, des industries et des citoyens en recourant à des mesures réglementaires et volontaire/non réglementaires de gestion du mercure.

983. Le plan contient des recommandations détaillées pour la réduction des émissions et des rejets de mercure d'un nombre important de sources et d'activités. Voici des exemples de recommandations précises énoncées dans le Plan d'action :

- préconiser des **pratiques de gestion du cycle de vie** (suivi des exportations et des importations, adoption de systèmes de gestion environnementale éprouvés [p. ex. ISO 14000]);

- encourager l'adoption en temps opportun d'un **seuil de déclaration du mercure de 5 kilogrammes** pour les installations qui fabriquent, traitent ou utilisent du mercure sur une base annuelle, au moyen de registres nationaux de rejets et transferts de polluants;
- encourager la **substitution ou l'élimination progressive du mercure dans les produits ou les procédés**. Lorsqu'il n'existe aucun substitut viable, préconiser l'utilisation de mercure recyclé ou récupéré;
- encourager la mise au point de **substituts au mercure dans le secteur des véhicules automobiles** nouveaux et existants;
- préconiser des mesures qui **réduisent ou éliminent l'utilisation du mercure** dans d'autres secteurs : fabrication des piles sèches, commutateurs et relais électriques, fabrication de lampes, soins de santé et soins dentaires, utilisations culturelles et artisanales du mercure, analyses, essais, mesures, étalonnage et enseignement;
- gérer les émissions atmosphériques de mercure (objectif de réduction de 50 p. 100, d'ici 2006, des émissions de mercure sur leur territoire provenant des principales sources fixes, en prenant pour référence les inventaires d'émissions de 1990 ou des émissions équivalentes);
- surveiller le programme d'application volontaire/non réglementaire élaboré par l'industrie du chlore en vue de **réduire de 50 p. 100 (c.-à-d. de ramener à 80 tonnes métriques) d'ici 2005 l'emploi du mercure dans les fabriques de chlore utilisant des cellules à cathode de mercure** et veiller à ce que toute nouvelle fabrique de chlore construites après l'an 2000 respecte la valeur limite de 0,01 gramme de mercure par tonne métrique produite ou, si cela est justifié, interdire l'utilisation de cellules à cathode de mercure;
- empêcher que le **mercure contenu dans les produits et les déchets de procédés** soit rejeté directement dans l'environnement, en encourageant la collecte efficace des déchets et en empêchant que le mercure contenu dans des produits et des déchets de procédés soit mélangé à des déchets moins dangereux dans le flux général des déchets, en encourageant la collecte et le traitement séparés;
- envisager la mise en œuvre d'un projet visant à **encourager l'élimination du mercure**, de manière à ce que les sources d'émissions qui, même si elles respectent les normes fixées, continuent de libérer des quantités résiduelles de cette substance, permettent de compenser les émissions restantes par le retrait et l'élimination d'une quantité équivalente ou supérieure de mercure dans le bassin nord-américain;
- encourager la mise au point et l'utilisation de **techniques et de méthodes efficaces de stabilisation et d'élimination des déchets contenant du mercure**;
- développer des données uniformes/comparables sur le mercure;
- encourager la collaboration en vue de réaliser des travaux de modélisation du transport atmosphérique du mercure et des programmes de recherche.

984. Bien que les Plans d'action régionaux élaborés dans le cadre de l'initiative de gestion rationnelle des produits chimiques ne soient pas contraignants pour l'une ou l'autre des Parties à l'Accord nord-américain de coopération dans le domaine de l'environnement, chacun des pays membres s'est engagé à ce que le Plan d'action sur le mercure se traduise par des réductions importantes de la contamination de l'environnement par le mercure. La mise en œuvre du Plan d'action sera supervisée par un groupe de travail.

9.5.6 Les Conférences de la mer du Nord

985. La première Conférence internationale sur la protection de la mer du Nord a eu lieu à Brême en 1984. L'objectif était de fournir l'impulsion politique nécessaire pour stimuler l'action au sein des organes internationaux compétents et assurer l'application plus efficace des règles internationales existantes concernant le milieu marin dans tous les Etats de la mer du Nord. On estimait qu'un énoncé politique sur la mer du Nord permettrait de stimuler et de faire progresser les travaux menés aux termes des conventions internationales existantes, comme la Convention d'Oslo sur l'immersion en mer, la

Convention de Paris pour la prévention de la pollution marine d'origine tellurique et la Convention de l'OMI sur le transport maritime.

986. La Conférence de Brême a été le point de départ d'un processus continu où l'accent est mis sur la protection de la mer du Nord, à l'occasion de conférences ministérielles tenues régulièrement. La Conférence de Brême de 1984 a été suivie de la Conférence de Londres en 1987, de la Conférence de La Haye en 1990, de la Conférence d'Esbjerg en 1995 et de la Conférence de Bergen en mars 2002. Les Conférences de la mer du Nord sont des événements politiques où les ministres responsables de la protection de l'environnement se réunissent pour procéder à une évaluation exhaustive des mesures requises pour protéger l'environnement de la mer du Nord. Les décisions des ministres rendues dans les Déclarations ministérielles constituent des engagements politiques qui ont joué un rôle majeur en influençant les décisions de gestion ayant force obligatoire tant sur le plan national que dans le d'organismes internationaux compétents. L'Allemagne, la Belgique, le Danemark, la France, les Pays-Bas, la Norvège, la Suède, la Suisse, le Royaume-Uni et la Commission européenne prennent part à cette coopération.

987. Les Conférences de la mer du Nord abordent une vaste gamme d'enjeux liés à la protection de la mer du Nord, comme les questions qui touchent les espèces et les habitats, la pollution causée par les substances dangereuses et les nutriments, les substances radioactives et la pollution par les navires et les installations extracôtières. En raison de l'impact des pêches sur les stocks de poissons d'importance commerciale, sur d'autres stocks de poissons et sur l'écosystème marin en général, les activités de pêche ont été ajoutées à la liste des enjeux au cours des années quatre-vingt-dix.

988. En 1990, on a établi des cibles ambitieuses pour réduire de 50 p. 100 la production de 36 substances dangereuses, dont le mercure, et de 70 p. 100 la production de substances qui constituent une menace majeure. L'objectif à long terme convenu lors de la Conférence d'Esbjerg en 1995, qui consistait à réduire les rejets, les émissions et les pertes de substances dangereuses dans le but ultime de mettre fin à leur utilisation en moins d'une génération, a été adopté par la Convention OSPAR et a donc désormais force obligatoire. Selon le rapport d'avancement présenté à la Cinquième Conférence de Bergen en mars 2002, tous les pays qui participent à la coopération pour la mer du Nord ont atteint la cible de 50 p. 100 pour les rejets de mercure, de plomb et de cadmium dans l'air et dans l'eau. En ce qui a trait au mercure, les réductions obtenues dans huit pays s'élèvent à au moins 70 p. 100 et un pays a fait état d'une réduction de 64 p. 100.

9.5.7 Unité de coordination régionale pour les mers de l'Asie de l'Est – Projet intitulé « Inverser la tendance à la dégradation de l'environnement dans la mer de Chine méridionale et le golfe de Thaïlande » du PNUE/FEM

989. Le projet du PNUE/FEM « Inverser la tendance à la dégradation de l'environnement dans la mer de Chine méridionale et le golfe de Thaïlande » est un projet régional sur les mers de l'Asie de l'Est. Le projet a été approuvé lors de la 15^e Réunion de l'Unité de coordination régionale pour les mers de l'Asie de l'Est et il est financé par le Fonds pour l'environnement mondial (FEM). Ce projet important du FEM (32 millions de dollars américains) représente la première tentative d'élaborer des programmes d'action concertés visant à restaurer l'environnement, en particulier dans la zone de dégradation et de perte d'habitats côtiers, de mettre fin à la pollution de source terrestre et d'aborder la question de la surexploitation des ressources halieutiques. Les pays participants sont le Cambodge, la Chine, l'Indonésie, la Malaisie, les Philippines, la Thaïlande et le Vietnam. Le Comité directeur du projet, à titre d'organe décisionnel suprême, est composé uniquement de représentants des pays qui participent au projet. Le PNUE, par l'intermédiaire de l'Unité de coordination régionale pour les mers de l'Asie de l'Est, agit comme Secrétariat du Comité. Le projet sera mis en œuvre sur une période de cinq ans à compter de 2001.

990. Les objectifs généraux de ce projet sont de créer, au niveau régional, un environnement au sein duquel on encouragera et favorisera la collaboration et les partenariats établis pour examiner les problèmes environnementaux de la mer de Chine méridionale et du golfe de Thaïlande, entre tous les intervenants et à tous les niveaux; et de renforcer les capacités des gouvernements participants à

intégrer les considérations environnementales à la planification du développement régional. Les principaux résultats seront un Programme d'action stratégique incluant un plan d'action et un cadre pour la coopération régionale en matière de gestion de l'environnement de la mer de Chine méridionale et du golfe de Thaïlande; l'élaboration de plans de gestion nationale et régionale des habitats et des enjeux précis; l'organisation d'activités pilotes portant sur les mesures de rechange qui permettent d'examiner les polluants transfrontières prioritaires et les normes et objectifs relatifs à la qualité de l'eau; la mise en place d'une stratégie régionale pour tirer des avantages à long terme en matière d'utilisation durable continue des ressources de la mer de Chine méridionale et du golfe de Thaïlande; et la présentation d'activités de gestion pour des sites qui revêtent une importance régionale et mondiale.

9.5.8 Principales références pour la présente section

991. Les principales références utilisées dans la présente section, en plus de celles fournies par les organisations, sont les suivantes :

- Site Web du Conseil de l'Arctique - <http://www.arctic-council.org> [en anglais]; site Web du PSEA - <http://www.amap.no> [en anglais];
- Site Web de l'EPA des Etats-Unis : Binational Toxics Strategy - <http://www.epa.gov/glnpo/bns/> [en anglais];
- Mémoire du Commonwealth of Massachusetts – <http://www.chem.unep.ch/mercury/2001-gov-sub/sub18govatt1.pdf> [en anglais]; site Web GNE/PMEC - <http://www.cap-cpma.ca/default.asp?mn=1.62.24.40>
- Site Web du Conseil des pays nordiques - <http://www.norden.org/start/start.asp?lang=6;>
- Site Web de la CCE - <http://www.cec.org>.
- Site Web de la Conférence de la mer du Nord - <http://odin.dep.no/md/nsc/> [en anglais]
- Site Web de l'Unité de coordination régionale des mers de l'Asie de l'Est du PNUE - <http://www.unepscs.org> [en anglais]

10 Insuffisances des données et des informations

992. Ce chapitre a pour but de caractériser les principales catégories d'insuffisances de données afin d'améliorer l'évaluation et la gestion du risque lié au mercure. Toutefois, il ne cherche pas à donner une liste complète et détaillée des insuffisances dans les différents domaines de recherche.

10.1 Besoins en recherche et en information à l'échelle nationale

993. Certain pays, dans leurs contributions envoyées au PNUE pour ce rapport, ont exprimé la nécessité de développer ou d'améliorer leur base de données nationale (c.-à-d. les connaissances – et également les informations – sur les utilisations et les émissions, les sources responsables des rejets, les niveaux dans l'environnement, et les options disponibles pour la prévention et le contrôle) sur le mercure et ses composés. Bien que la situation soit différente d'un pays à un autre, il semble qu'il existe un besoin général d'information sur les différents éléments d'une stratégie de gestion environnementale du mercure. De plus, les pays ayant une plus longue tradition de gestion environnementale du mercure ont exprimé la nécessité de poursuivre le développement de leur base de connaissance sur le mercure afin d'améliorer l'évaluation des risques et d'assurer une gestion efficace de ces risques. Certains de ces besoins comprennent, entre autres :

- des inventaires couvrant les utilisations, les consommations et les rejets vers l'environnement du mercure, à l'échelle nationale;
- la mesure et la surveillance des niveaux de mercure actuels dans divers milieux (comme l'air, le dépôt atmosphérique, les eaux de surface) et le biote (comme les poissons, les espèces sauvages et l'homme), et l'évaluation des impacts du mercure sur l'homme et les écosystèmes, y compris les impacts dus à des expositions cumulatives à différentes formes de mercure;
- des informations sur le transport, la transformation, le cycle et le devenir du mercure dans les divers compartiments de l'environnement;
- des données et des outils pour l'évaluation des risques pour l'homme et l'environnement;
- des connaissances et des informations sur les mesures possibles de prévention et de réduction en fonction de la situation nationale;
- la sensibilisation du public quant aux effets nocifs possibles du mercure et aux bonnes pratiques de traitement et de gestion des déchets;
- des outils et installations appropriés permettant de trouver les informations existantes sur le mercure et ses composés aux niveaux nationaux, régionaux et internationaux;
- le renforcement des capacités et de l'infrastructure physique en vue d'une gestion sans risque des substances toxiques, y compris le mercure et ses composés, ainsi que la formation du personnel appelé à utiliser ou manipuler de telles substances;
- des informations sur le commerce et les échanges de mercure et de matériaux en contenant.

Echanges d'informations au niveau international et efforts nationaux de collecte d'informations

994. En principe, une partie de ces informations pourrait faire l'objet d'échanges aux niveaux nationaux, régionaux ou internationaux, car elles sont souvent universellement pertinentes; il sera par contre peut-être nécessaire de les « adapter » au contexte propre de chaque pays pour tenir compte de ses traditions, de ses activités économiques et industrielles et de sa réalité politique. Ceci, en soi, nécessite l'établissement de priorités, des connaissances et un financement.

995. L'évaluation entreprise par le PNUE en application de la décision 21/5 du Conseil d'administration et les données recueillies et présentées dans ce contexte (rapports, documents, pages Web) font elles-mêmes partie de cet échange d'informations, et d'autres activités d'échange d'informations pourraient également être prises en compte. Sans aucun doute, de vastes quantités d'informations de base sur le mercure ont été réunies et l'information devient de plus en plus disponible

à l'échelle mondiale grâce aux efforts nationaux, régionaux et internationaux. En outre, la vitesse des échanges d'information va croissant à mesure que de nouvelles informations sur le mercure et d'autres substances dangereuses deviennent disponibles via l'Internet.

996. D'autres éléments de l'information sont spécifiques aux pays et il faudrait des efforts nationaux pour chercher, analyser et exploiter l'information nécessaire en vue d'établir des plans d'action ou des stratégies nationales concernant le mercure dans le cadre des plans nationaux de gestion de l'environnement.

997. Un certain nombre de pays ont élaboré des stratégies visant à favoriser les activités de recherche et de génération d'informations pour combler les insuffisances constatées dans les informations ou produire de plus amples informations à l'appui de leurs activités d'évaluation et de gestion du risque lié au mercure. La *Mercury Research Strategy* dévoilée en septembre 2000 par l'EPA des États-Unis (sub-5-gov) et le programme de recherche COMERN (Réseau collaboratif de recherche sur le mercure) sur les impacts des dépôts de mercure atmosphérique dans les grands écosystèmes au Canada, qui est appuyé par le gouvernement canadien (sub-5-ngo), en sont des exemples. Un certain nombre de plans d'action nationaux et régionaux concernant le mercure décrivent également des activités concrètes visant à combler les insuffisances dans les données et les informations.

10.2 Insuffisances des données, de caractère général et mondial

998. Bien que le mercure soit peut-être un des toxiques environnementaux les plus étudiés, il demeure des insuffisances dans la compréhension de base d'un certain nombre de questions générales et globales concernant ce métal.

999. À la lumière des informations soumises pour le présent rapport, ainsi que de l'analyse et de l'évaluation de celles-ci, il est possible de proposer un classement des lacunes actuelles des connaissances sur le mercure qui sont critiques à l'échelle mondiale (celles-ci ne sont pas données en ordre de priorité) :

- Connaissance et quantification des **mécanismes affectant le devenir du mercure** dans l'environnement, tels que la mobilisation, la transformation, le transport et l'absorption. En d'autres termes, les voies de circulation du mercure dans l'environnement, et de l'environnement vers l'homme.
- Connaissance et quantification – dans une perspective mondiale – du **comportement de l'homme en relation avec les rejets de mercure**, et des contributions humaines aux charges locales, régionales et mondiales de mercure. En d'autres termes, les voies de circulation du mercure de l'homme vers l'environnement.
- Compréhension des manières et de degrés auxquels l'homme, les écosystèmes et les espèces sauvages sont **affectés par les niveaux actuels de mercure** dans les environnements locaux, régionaux et mondiaux. En d'autres termes, les effets possibles, le nombre de sujets affectés, et la gravité des effets chez ceux qui sont touchés.

Compréhension de base

1000. On a développé une compréhension de base pour les trois catégories ci-dessus, après environ un demi-siècle de recherche intensive sur les impacts et les voies de circulation du mercure. Cependant, dans un certain nombre de domaines, il faudrait mener d'autres recherches pour obtenir de nouvelles informations afin d'affiner les évaluations des modèles environnementaux et les outils modernes de prise de décision.

Quantification des origines, voies de circulation et impacts du mercure

1001. Il faut suffisamment quantifier les origines, les voies et les impacts pour gérer de façon efficace et économique les toxiques environnementaux comme le mercure. Cependant, le degré de certitude nécessaire pour prendre des mesures d'atténuation est essentiellement une question de politiques – un ensemble de priorités dans la plage des possibilités en matière de santé publique, de qualité de

l'environnement et de socio-économie. Les traditions et les priorités politiques liées à ces aspects varient selon les pays et les régions, et évoluent avec le temps.

1002. Comme exemple, le Canada a commenté ainsi la première version de ce rapport (comm-24-gov) :

« ... , il y a de nombreux domaines où des connaissances supplémentaires sont nécessaires, par exemple la biochimie, les sciences de l'atmosphère, l'hydrologie, la toxicologie/épidémiologie, les stratégies de surveillance des concentrations de mercure dans le biote, et la collecte d'informations sur les concentrations de mercure dans les combustibles fossiles. Cependant, bien qu'il soit important d'être conscient des questions en suspens, certaines données montrent clairement que l'exposition au mercure entraîne des risques pour l'environnement et la santé humaine. Par conséquent, il n'est pas réaliste de retarder le processus d'évaluation et l'élaboration des options jusqu'à ce que nous connaissions toutes les réponses ».

Résumé des insuffisances identifiées dans les données

1003. Les sections suivantes donnent un résumé des types d'insuffisances de données mentionnées dans les mémoires présentés et des commentaires sur la première version de ce rapport, ainsi que les insuffisances identifiées dans l'élaboration de ce rapport. Pour de plus amples détails, on consultera les références ci-dessous.

10.2.1 Exemples d'insuffisances de données sur les mécanismes naturels concernant le devenir du mercure

- Des études supplémentaires sur les émissions naturelles de mercure seraient utiles pour minimiser les incertitudes dans leur quantification et mieux décrire l'importance relative des contributions humaines aux rejets de mercure. En particulier, on a besoin d'information sur la localisation des principales zones d'émissions naturelles et sur les variations saisonnières et annuelles quantitatives des émissions en plus des quantités totales, ainsi que sur la distinction entre les sources diffuses (régions de sols et de substrats contenant des minéraux de mercure) et les sources ponctuelles (p. ex. les volcans et les fumerolles). Du mercure est également émis par la surface des océans et la composante naturelle de ces émissions ne peut être distinguée des ré-émissions de mercure déposé antérieurement. Dans ce cas, il faudrait déterminer les émissions totales dans l'atmosphère. Dans tous les cas, il est important de déterminer la spéciation du mercure émis par les sources naturelles, y compris d'identifier le mercure élémentaire, le mercure gazeux oxydé et le mercure méthylé (c.-à-d. le mono- et le diméthylmercure) (voir p. ex. la présentation du Canada, sub-42-gov).
- D'autres études seraient utiles pour mieux comprendre le transport, la transformation et le devenir du mercure dans l'atmosphère et dans les milieux aquatiques et terrestres, en se concentrant particulièrement sur :
 - 1) l'amélioration de la compréhension quantitative de la dynamique des transformations et des processus de dépôt du mercure dans l'atmosphère, y compris les épisodes de chute du mercure dans les régions polaires et les processus d'oxydoréduction dans la troposphère libre, les études en laboratoire et sur le terrain des processus d'oxydoréduction, le dépôt sec et les processus d'échange gaz-liquide;
 - 2) la détermination des processus qui régissent la mobilisation ou l'immobilisation du mercure dans les sols et les sédiments, en se concentrant sur la lixiviation du mercure et du méthylmercure des sols forestiers vers les systèmes aquatiques;
 - 3) la quantification des processus de méthylation/déméthylation dans les écosystèmes aquatiques, en se concentrant particulièrement sur les écosystèmes arctiques et côtiers et les processus où le mercure oxydé est réduit et rejeté dans l'atmosphère, et l'identification des principales voies d'absorption du méthylmercure dans les chaînes alimentaires aquatiques, particulièrement dans les écosystèmes arctiques et côtiers;

- 4) l'élaboration et l'amélioration de modèles décrivant les processus chimiques, la dispersion et le transport à grande distance du mercure, en se concentrant particulièrement sur des modèles aux échelles hémisphérique et planétaire, afin de faciliter les descriptions quantitatives du cycle atmosphérique planétaire du mercure, et l'élaboration de modèles d'écosystèmes incluant la mobilité et la bioaccumulation du mercure dans les écosystèmes terrestres et aquatiques;
 - 5) l'encouragement du transfert de technologies et de la coopération internationale dans la normalisation des méthodes d'échantillonnage et d'analyse des espèces de mercure.
- D'autres études sur la méthylation, la bioamplification et d'autres processus et interactions dans les réseaux trophiques seraient utiles pour mieux décrire (p. ex. dans des modèles quantitatifs) les liens entre les rejets du mercure par l'homme et les concentrations observées et les impacts sur les humains, les écosystèmes et les espèces sauvages (voir p. ex. les mémoires du Canada (sub-42gov), du COMERN (sub-5-ngo), de la Suisse (sub-38-gov), de l'Allemagne (sub-57gov) et de la Thaïlande (sub-53-gov)).
 - D'autres études des constantes de réactions chimiques et autres mécanismes qui influent sur la transformation et les flux de mercure dans et entre les phases gazeuse, liquide et solide dans l'atmosphère, ainsi qu'entre l'atmosphère et les compartiments aquatiques et terrestres de l'environnement, aideraient à améliorer la modélisation du transport atmosphérique local, régional, hémisphérique et planétaire du mercure, et à mieux comprendre le cycle planétaire du métal (voir p. ex. le mémoire de l'Italie/UE, sub-52-gov).
 - D'autres mesures et évaluations des ré-émissions du mercure déposé antérieurement à partir des terres et des plans d'eau pourraient être nécessaires pour aider à mieux comprendre le cycle planétaire du mercure, y compris son transport à grande distance dans l'atmosphère et l'importance relative des contributions anthropiques, ainsi que pour élargir les possibilités de modélisation et de surveillance des changements résultant de la réduction des émissions (voir p. ex. le mémoire de l'Italie/UE, sub-52-gov).
 - D'autres études de la preuve des contributions anthropiques cumulatives de mercure dans l'environnement seraient utiles pour mieux décrire l'importance relative des impacts de l'homme (voir p. ex. le mémoire du Canada, sub-42-gov).
 - Une surveillance plus approfondie du rôle du dépôt sec de mercure serait utile pour mieux comprendre la contribution relative de celui-ci par rapport au dépôt sec.

10.2.2 Exemples d'insuffisances de données sur le comportement de l'homme en rapport avec le mercure

- D'autres améliorations et mises à jour des évaluations de la consommation, de la mobilisation, des flux et des rejets anthropiques planétaires de mercure (y compris les inventaires d'émissions atmosphériques, les rejets des usines de traitement des déchets dans les milieux aquatiques, etc.) seraient utiles pour obtenir une image plus complète de la situation et une meilleure base sur laquelle choisir – à l'échelle planétaire – quelles sources humaines devraient être visées (et comment), si la réduction des rejets anthropiques de mercure est priorisée (voir p. ex. les sections 6 et 7, les mémoires de la Commission européenne (sub-40-gov), de l'Italie/UE (sub-52-gov) et de la Suisse (sub-38-gov), et les commentaires des Etats-Unis (comm-24-gov)).
- Une évaluation des changements prévus de la consommation planétaire et de l'approvisionnement correspondant en mercure pour différents scénarios possibles de prévention/réduction serait utile pour fournir une base de décision à la gestion des approvisionnements (production, recyclage et gestion des stocks) en cas de priorisation de cette question (voir p. ex. le mémoire du Conseil des ministres des pays nordiques, sub-84-gov).
- Bien que l'on ait pu se faire une image raisonnablement complète des stocks et des flux entre les pays industrialisés, la baisse de l'importance économique du mercure a été accompagnée d'une baisse correspondante de la disponibilité pour le public d'informations sur la production et l'utilisation. De plus, la part des pays en développement dans la production et l'utilisation du mercure est en hausse, qui sont donc rarement déclarées. Finalement, de nombreux pays ne

connaissent pas les techniques d'analyse des flux. Parmi les insuffisances particulières de données, dont celles concernant la production et l'utilisation du mercure, figurent les suivantes :

- 1) les données annuelles de base de production et d'utilisation pour surveiller la réussite des programmes de réduction, y compris les informations compilées dans les « Mineral Commodity Surveys » de la Geological Survey des Etats-Unis;
 - 2) une étude économique de référence sur l'exploitation minière du mercure vierge pour obtenir un aperçu de la réactivité des mines au prix. Exemples d'informations à obtenir : situation juridique, appartenance, réglementation environnementale pertinente, coût unitaire de production, nature et étendue des subventions publiques, et production et ventes annuelles depuis 1990;
 - 3) un inventaire périodique des utilisations pour guider les efforts futurs de réduction de la demande, y compris une liste exhaustive d'usages spécifiques (produits et procédés), des estimations quantitatives des utilisations actuelles et une caractérisation de la demande future pour les principales catégories d'utilisations finales;
 - 4) un inventaire périodique des facteurs de demande extérieurs au marché pour appuyer les projections de demande future, y compris une liste des éliminations progressives et interdictions obligatoires;
 - 5) une enquête de référence sur l'exploitation minière artisanale, incluant la quantité d'or extraite, le nombre de mineurs, et la quantité et le taux de consommation du mercure utilisé;
 - 6) les techniques disponibles pour effectuer des analyses des flux de matériaux (AFM, EFS) dans tous les secteurs industriels devront être transférées et utilisées à l'échelle internationale.
- Il serait utile d'améliorer les inventaires d'émissions anthropiques, avec spéciation du mercure. Il faudrait porter une attention particulière aux émissions diffuses résultant de la manipulation du mercure élémentaire (p. ex. l'extraction artisanale de l'or), à l'incinération non contrôlée et à celle des ordures ménagères et à l'amélioration des données sur les principales catégories de sources ponctuelles (les industries qui manipulent du mercure, les incinérateurs de déchets et les centrales électriques utilisant des combustibles fossiles).
 - Il serait utile de mener d'autres études sur la teneur en mercure des combustibles fossiles (charbon, gaz naturel et pétrole) ainsi que sur les mécanismes chimiques et physiques et les conditions de combustion qui ont une influence sur le mercure dans un système de combustion pour obtenir une meilleure compréhension de la contribution de la combustion des combustibles fossiles au cycle planétaire du mercure et trouver des méthodes efficaces pour réduire les émissions de cette source. De plus, il serait utile d'améliorer les inventaires d'émissions pour les principales sources anthropiques en mettant en évidence les matières premières (p. ex. le charbon), les configurations de procédé (p. ex. la conception des chaudières), la conception et l'exécution de la limitation des émissions, et l'utilisation/élimination des sous-produits.
 - Il serait utile d'élaborer une technologie de surveillance multipolluants intégrée (SO₂, NO_x, particules et mercure) et de dispositifs de surveillance en continu des émissions, et d'en faire la démonstration.
 - Il serait utile pour de nombreux pays que soient réunies des informations sur les bonnes pratiques technologiques de prévention et de surveillance pour la production du ciment, l'exploitation minière classique et artisanale, les industries métallurgiques et les usines de chlore.
 - Il serait utile de mener d'autres études visant à élaborer des produits de remplacement commercialement viables pour les produits contenant toujours du mercure, pour réduire (et éliminer) l'utilisation délibérée du mercure dans des produits et à terme éliminer le mercure du flux de déchets.
 - Il serait bon d'élaborer un guide de remplacement de produits à diffuser dans de nombreux pays.
 - Il serait utile d'évaluer les fardeaux et les avantages économiques et sociaux de différents scénarios possible de prévention/réduction du mercure pour obtenir une meilleure base mondiale sur laquelle

choisir les sources anthropiques à viser, si la réduction des rejets anthropiques du mercure était priorisée.

- Il serait utile de mener d'autres recherches sur les stockages provisoire et permanent du mercure excédentaire et des déchets contenant du mercure pour éliminer de façon permanente les surplus de mercure dans la société. Ces solutions de stockage doivent être surveillées et récupérables, et garantir que le dépôt sera conservé de façon à réduire au maximum les émissions par toutes les voies. Le transfert du mercure de la société à ces dépôts devra être effectué dans des conditions sécuritaires pour les exécutants.

10.2.3 Exemples d'insuffisances de données sur les effets indésirables des concentrations actuelles de mercure

- Il serait utile de mieux comprendre les relations dose-réponse pour le méthylmercure, le mercure élémentaire et le mercure inorganique et leur dépendance à la vulnérabilité des individus, que celle-ci soit due au stade de la vie, à la nutrition ou à d'autres facteurs. En ce qui concerne le méthylmercure, les insuffisances d'informations comprennent l'impact possible sur les maladies cardiovasculaires et la mortalité.
- Il serait bon de mener d'autres recherches sur les possibilités d'impact des amalgames dentaires et des additifs de vaccin contenant des composés du mercure sur la santé.
- Une surveillance coordonnée et élargie des concentrations de mercure dans les cheveux humains et autres échantillons humains pertinents serait utile pour mieux définir les populations menacées par une plus grande exposition. Cette surveillance pourrait également être utilisée comme outil de priorisation des mesures de prévention à l'échelle locale.
- Il serait utile de mieux comprendre les effets d'une coexposition à différentes formes de mercure (et par des voies d'exposition différentes) sur les relations dose-réponse pour l'homme.
- Il serait bon de mener d'autres études visant à mieux comprendre les effets écotoxicologiques du mercure et leur gravité sur différents types d'écosystèmes et d'espèces sauvages, dans une perspective mondiale. Par exemple, il y a des indications de plus en plus nombreuses que certaines espèces sauvages sont très exposées aux risques posés par le mercure à cause de la consommation de poisson et de mollusques contaminés. Les principales insuffisances de données pourraient être comblées par une meilleure compréhension des effets toxicologiques et des impacts écologiques du méthylmercure sur diverses espèces, de l'interaction du mercure avec d'autres stress chimiques et non chimiques sur les récepteurs écologiques, et des méthodes d'évaluation du risque écologique.
- Il serait utile d'élaborer des pratiques de coordination internationale de la surveillance de divers médias environnementaux.
- Il serait utile d'évaluer les fardeaux et les avantages économiques et sociaux de différents scénarios possibles de prévention/réduction du mercure pour obtenir une meilleure base mondiale sur laquelle choisir les sources anthropiques à viser, si la réduction des rejets anthropiques du mercure était priorisée.

10.2.4 Utilisation future des informations recueillies pour l'évaluation globale du mercure

1004. Comme on l'a mentionné plusieurs fois dans ce rapport, une grande quantité d'informations a été présentée dans ce processus, et un réseau de contacts aux niveaux national, régional et international a été établi. En plus des avantages déjà tirés de ces informations, celles-ci pourraient également servir à pousser plus loin plusieurs des questions mentionnées ci-dessus, ainsi que d'autres questions liées aux implications environnementales planétaires du mercure, si ces travaux pouvaient sembler utiles.

10.3 Elaboration d'outils stratégiques

1005. Sur la base du résumé des sections précédentes de ce rapport concernant la complexité des mécanismes chimiques et physiques du cycle du mercure, on peut se poser plusieurs questions,

notamment (voir également Pirrone, 2001; Pirrone *et al.*, 2002) : Quelles sont les relations qualitatives et quantitatives entre l'apport atmosphérique, le dépôt et le mercure dans les environnements aquatiques? Est-il possible d'établir une limite de dépôt pour le mercure afin d'en réglementer les émissions dans l'atmosphère? Connaissons-nous le lien entre le flux du mercure qui pénètre dans les eaux de surface et la concentration de mercure (méthylmercure) mesuré dans le poisson? Est-il possible d'évaluer le temps de réaction de l'écosystème marin aux changements des émissions dans l'atmosphère? A-t-on validé et testé des cadres de modélisation régionale/hémisphérique pour ce qui est d'évaluer les configurations temporelles et spatiales du dépôt du mercure dans les eaux marines et son accumulation ultérieure dans le poisson et, à terme, son impact sur la chaîne alimentaire?

1006. Pour aider à répondre à ces questions et favoriser l'élaboration et/ou la mise en œuvre de stratégies internationales visant à réduire l'impact du mercure sur la santé humaine et l'environnement, il faudra élaborer des outils stratégiques qui aideront les décideurs et différents types d'utilisateurs et d'intervenants à choisir les stratégies les plus rentables.

1007. Par exemple, en Europe, la Direction générale de la recherche de la Commission européenne appuie des programmes de recherche sur le mercure (p. ex. MERCYMS) qui visent à élaborer des outils de modélisation intégrés basés sur le concept DPSIR (« *Driver-Pressure-State-Impact-Response* ») déjà utilisé comme base de la directive européenne sur la qualité de l'air concernant l'ozone. Des exercices semblables visant à élaborer des outils de modélisation intégrés sont également en cours ailleurs (p. ex. aux États-Unis et au Canada).

1008. La figure 10.1 représente un cadre conceptuel DPSIR pour la réduction et la surveillance de la pollution par le mercure exposé par la Direction générale de la recherche; on y voit comment notre compréhension des facteurs de pression interagit avec d'autres domaines de connaissance de l'environnement, comme l'évaluation et la surveillance des impacts (états), l'activité économique (moteurs) et la stratégie environnementale (réponse). Une meilleure évaluation des *inventaires des émissions à résolution spatiale* est importante pour évaluer les effets des activités humaines sur les environnements terrestres et aquatiques. Les principaux besoins de l'homme, soit l'énergie, les transports et la nourriture, peuvent être considérés comme les « moteurs » des émissions de mercure dans l'air ambiant. Pour qu'une économie continue de se développer de façon durable, ces sources de pollution doivent être gérées. À cette fin, nous devons comprendre les « impacts », *c'est-à-dire déterminer quels types de pollution perturbent quelles parties de l'environnement ou de la santé humaine*, et dans quelle mesure. Pour décider s'il faut prendre des mesures, il est également bon de connaître l'« état » de l'environnement, *c'est-à-dire d'évaluer si les concentrations dans l'environnement sont supérieures aux concentrations nocives*. En prenant des mesures appropriées, nous devons pouvoir réagir de façon ciblée pour empêcher, contrôler et réduire la pollution sans nuire au développement économique à plus grande échelle. Les inventaires d'émissions permettent aux décideurs et au public de comprendre les sources de pollution clés ou les « pressions », comment ces sources se sont développées avec la croissance économique, et comment elles vont probablement contribuer à la pollution dans l'avenir. Cette compréhension est essentielle pour que l'on obtienne une « réponse » ciblée aux problèmes liés à la pollution par le mercure et pour satisfaire aux exigences du développement durable. La réponse stratégique peut être constituée de scénarios socio-économiques ayant différentes cibles de lutte contre la pollution par le mercure (c.-à-d. MSQ scénario de maintien du *statu quo*; SPU scénario de la politique unique; SF scénario fondamentaliste).

1009. Comme on l'a mentionné à la section 10.2 ci-dessus, la mise en œuvre d'une stratégie n'exige pas toujours une compréhension complète et détaillée de tous les éléments du cadre conceptuel.

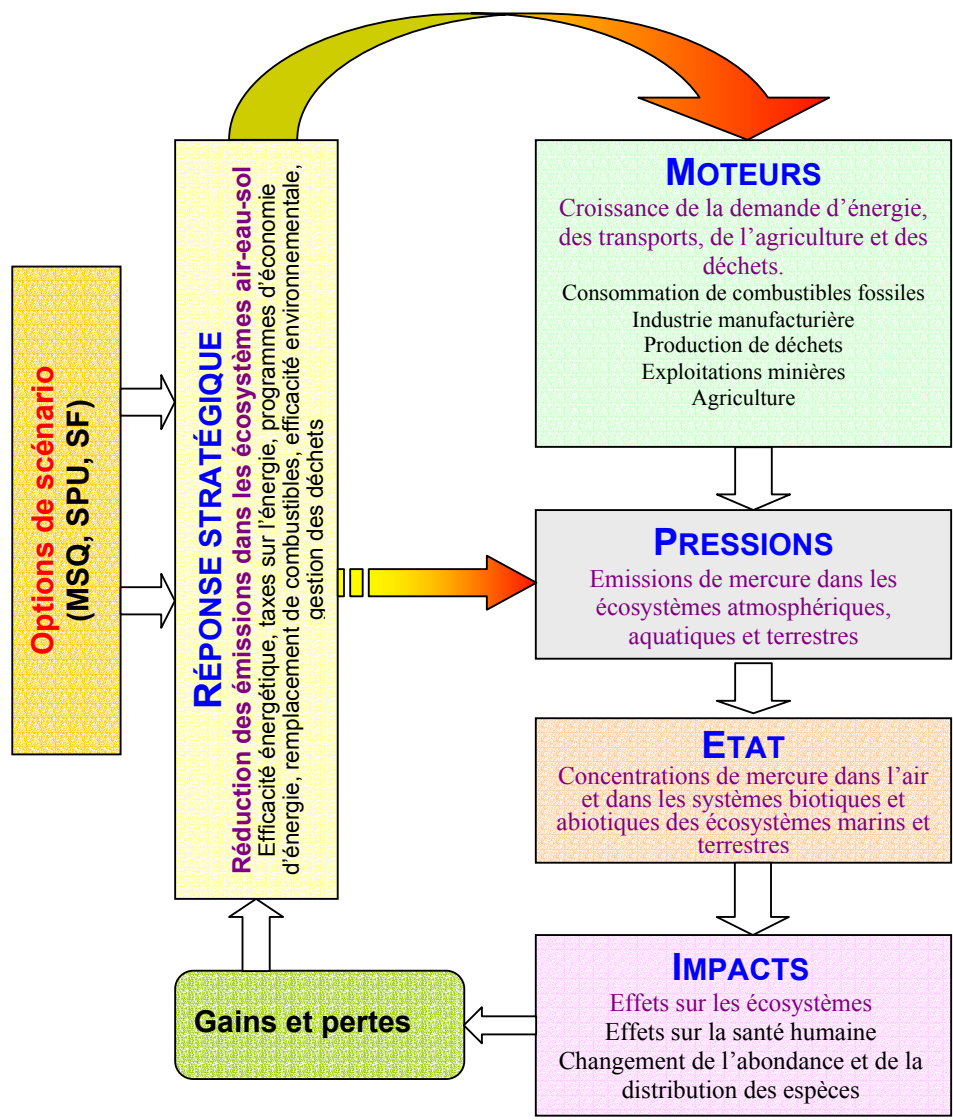


Figure 10.1 Exemple de cadre DPSIR (« Driver-Pressure-State-Impact-Response) visant à surveiller et à réduire le risque pour la santé humaine et l'environnement résultant de l'exposition au mercure. MSQ : scénario de maintien du statu quo; SPU : scénario de politique unique; SF : scénario fondamentaliste. Source : Projet MERCYMS financé par la Direction générale de la recherche de la Commission européenne. On trouvera une information plus détaillée à l'adresse <http://www.ii-a-cnr.unical.it/MERCYMS/project.htm>.

11 Options pour faire face aux effets nocifs importants au niveau mondial

11.1 Aperçu

1010. Dans le cadre de cette Évaluation mondiale du mercure, le Conseil d'administration du PNUE a demandé à ce que soient définies des options à prendre en compte par le Conseil d'administration relativement aux effets nocifs mondiaux importants du mercure, *inter alia* : diminution et/ou élimination des utilisations, des émissions, des rejets et des pertes de mercure et de ses composés; amélioration de la coopération internationale; moyens d'améliorer la communication sur les risques.

1011. Dans le cadre de la mise en œuvre de la décision 21/5 du Conseil d'administration, le PNUE a mis en place un Groupe de travail pour aider à préparer les discussions du Conseil sur cette question lors de sa session de février 2003. Lors de sa première réunion, qui a eu lieu du 9 au 13 septembre 2002, le Groupe de travail sur l'évaluation mondiale du mercure a finalisé ce rapport d'évaluation en vue de sa présentation au Conseil d'administration lors de sa 22^e session. À cette réunion, le Groupe de travail est arrivé à un certain nombre de conclusions pertinentes pour les travaux du Conseil d'administration :

- En se basant sur la conclusion principale de ce rapport, le Groupe de travail a conclu que, à son point de vue, il existait suffisamment d'indications d'effets nocifs importants à l'échelle mondiale pour justifier des actions internationales dans le but de réduire les risques pour la santé humaine et/ou l'environnement dus aux rejets de mercure dans l'environnement. Bien qu'il ait été jugé important de mieux comprendre cette question, le Groupe de travail a souligné qu'il n'était pas nécessaire de disposer d'un consensus général ou de données complètes pour prendre des mesures; les effets nocifs importants à l'échelle mondiale devraient donc eux aussi être pris en considération.
- Le Groupe de travail s'est mis d'accord également sur les principales options en vue de faire des recommandations sur des mesures visant à combattre les effets nocifs mondiaux du mercure à tous les niveaux : mondial, régional, national et local. Ces options comprennent des mesures telles que la réduction ou l'élimination de la production, de la consommation, et des rejets de mercure, de remplacement du mercure par d'autres produits et procédés, la mise en route de négociations pour un traité juridiquement contraignant, la création d'un programme de mesures non contraignant, et le renforcement de la coopération entre les gouvernements sur le partage des informations, la communication des risques, l'évaluation et les activités connexes.
- Finalement, le Groupe de travail s'est mis d'accord sur la nécessité de soumettre au Conseil d'administration une série d'actions qu'il serait possible de mettre en œuvre immédiatement, à la lumière de leurs conclusions sur les effets du mercure, par exemple : augmenter la protection des populations sensibles (en sensibilisant les femmes enceintes et celles ayant l'intention de le devenir); fournir une aide technique et financière aux pays en développement et aux pays à économie en transition; soutenir la tenue de nouvelles activités de recherche, de surveillance et de collecte de données sur les aspects sanitaires et environnementaux du mercure et sur des substituts au mercure qui soient sans danger pour l'environnement. Ces propositions d'action immédiate sont énoncées à la section 11.5.

1012. Grâce à l'élaboration de ce rapport d'évaluation et à l'exposé des options, le Conseil d'administration disposera d'une meilleure base pour examiner si une action internationale sur le mercure est justifiée afin de promouvoir une gestion écologique du mercure et de ses composés. Le rapport d'évaluation contribuera à accroître chez les décideurs la sensibilisation et la compréhension quant aux grandes questions liées au mercure et à ses composés, ce qui facilitera le débat sur la question à la prochaine séance du Conseil d'administration.

11.2 Conclusions sur les effets nocifs importants du mercure à l'échelle planétaire

1013. Le Groupe de travail a confirmé le besoin d'une approche globale face à la question des effets nocifs planétaires du mercure, étant donné qu'on a des indications que les effets à l'échelle mondiale de ce métal sur l'environnement ont augmenté considérablement à cause des activités humaines et que le mercure est transporté jusqu'à des régions éloignées de la source des rejets. Le Groupe de travail a recommandé qu'au moment d'examiner les effets nocifs planétaires du mercure à sa prochaine session, le Conseil d'administration tienne compte de ses conclusions sur les effets nocifs importants qui sont exposés ci-dessous (PNUE, 2002).

1014. Pour les raisons exposées ci-dessous, le Groupe de travail a conclu qu'il y avait des indications suffisantes d'effets nuisibles importants à l'échelle planétaire pour justifier une action internationale visant à réduire les risques pour la santé humaine et/ou l'environnement résultant du rejet de mercure dans l'environnement.

Propriétés dangereuses affectant l'ensemble de la planète

1015. Le mercure et ses composés sont des substances hautement toxiques. La toxicité potentielle du mercure pour les êtres humains et d'autres organismes dépend dans une large mesure de la forme chimique, de la voie d'exposition, de la quantité en jeu et de la vulnérabilité des personnes exposées.

1016. L'une des priorités importantes du mercure est sa capacité à s'accumuler dans les organismes (bioaccumulation) et à remonter dans la chaîne alimentaire (biomagnification). Ce comportement est particulièrement le fait du méthylmercure, qui s'accumule dans des proportions plus importantes que les autres formes de mercure et constitue par conséquent la plus grande source de préoccupation.

1017. Une fois mobilisé, le mercure persiste dans l'environnement, où il circule dans l'air, l'eau, les sédiments, le sol et le biote, sous diverses formes organiques et inorganiques. Il peut être transporté sur de longues distances et les rejets intervenant sur un continent peuvent se déposer sur d'autres continents ou ailleurs. Selon la charge locale de pollution mercurielle, des majorations substantielles de l'absorption totale de mercure peuvent se produire via l'air ou l'eau.

Populations humaines et écosystèmes les plus menacés

1018. La population générale est exposée principalement au méthylmercure à travers l'alimentation et au mercure élémentaire par l'intermédiaire des amalgames dentaires. Parmi les autres voies d'exposition figurent les rejets dans l'environnement et les activités professionnelles. L'exposition au mercure peut aussi résulter de l'utilisation de produits contenant du mercure, y compris des vaccins renfermant des conservateurs au mercure (thimerosal/thiomersal) et certains cosmétiques.

1019. Certaines populations sont spécialement vulnérables à la contamination par le mercure. Il s'agit notamment des femmes enceintes, des nouveau-nés, des enfants et des membres des populations indigènes exposées au méthylmercure à travers la consommation de poissons contaminés, ainsi que des communautés dépendantes d'aliments pouvant contenir des concentrations élevées de méthylmercure, tels que les poissons et les mammifères marins.

1020. Les travailleurs susceptibles d'être exposés professionnellement à des concentrations importantes de mercure courent également un risque.

1021. Certains écosystèmes et certaines populations animales et végétales sont aussi particulièrement vulnérables. Il s'agit notamment des prédateurs supérieurs des réseaux trophiques aquatiques et terrestres, tels que les oiseaux et les mammifères piscivores, les écosystèmes arctiques, les milieux humides, les écosystèmes tropicaux et les communautés biotiques du sol.

1022. Le mercure engendre également des effets socio-économiques sur les pays dépendant de la pêche en tant qu'activité majeure et peut avoir des impacts sur la production agricole et sur les usages des terres et des étendues d'eau.

Sources

1023. Il existe des indications claires que les effets du mercure sur l'environnement ont considérablement augmenté à l'échelle mondiale comme conséquence des activités humaines. Les rejets environnementaux les plus importants sont les émissions atmosphériques, mais le mercure peut aussi être libéré par d'autres voies, y compris les rejets de diverses sources vers l'eau et les terres. Les contributions relatives des différents types de sources aux rejets de mercure varient d'un pays à l'autre.

1024. Parmi les sources importantes de rejets anthropiques de mercure figurent les suivantes :

a) Rejets résultant de la mobilisation d'impuretés contenant du mercure :

- production d'électricité et de chaleur par combustion du charbon (plus importante source d'émissions atmosphériques),
- production d'énergie à partir d'autres combustibles carbonés fossiles,
- production de ciment (mercure dans la chaux),
- exploitation minière et autres activités métallurgiques faisant intervenir l'extraction et le traitement de matériaux minéraux vierges ou recyclés, par exemple la production :
 - de fer et d'acier
 - de ferromanganèse
 - de zinc
 - d'autres métaux non ferreux
- production pétrolière.

b) Rejets résultant de l'extraction et de l'utilisation délibérées du mercure :

- exploitation minière du mercure,
- exploitation minière de l'or à petite échelle (procédé d'amalgamation),
- production de chlore,
- utilisation de lampes fluorescentes, d'instruments, d'amalgames dentaires, etc.,
- fabrication de produits contenant du mercure, par exemple :
 - thermomètres
 - manomètres et autres instruments
 - commutateurs électriques ou électroniques
- biocides (p. ex. produits de traitement des semences, pesticides et produits antimoisissure);
- utilisation d'autres produits, tels que des piles, des feux d'artifice et des produits de laboratoire.

c) Rejets résultant du traitement des déchets, de la crémation, etc. (provenant à la fois d'impuretés et d'usages délibérés du mercure) :

- incinération des déchets (municipale, médicale, concernant des déchets dangereux),
- décharges,
- crémation,
- cimetières (rejet dans le sol),
- recyclage et stockage.

1025. Certains se sont dits préoccupés par le fait que des sites industriels fortement contaminés et des exploitations minières continuent de rejeter du mercure. On a également fait remarquer que des activités de gestion des terres, de l'eau et des ressources, telles que les pratiques forestières et agricoles, ainsi que les inondations, pouvaient rendre le mercure plus biodisponible. Des concentrations élevées de nutriments et de matières organiques dans les étendues d'eau influent également sur la méthylation et la bioaccumulation. Une fréquence importante des événements météorologiques extrêmes peut contribuer au rejet de mercure via l'inondation et l'érosion des sols. Des inquiétudes ont également été formulées concernant les rejets pouvant provenir des stocks excédentaires de mercure et la nécessité d'un stockage convenable.

1026. À mesure que l'utilisation du mercure est graduellement éliminée dans certaines parties du monde, les déchets contenant du mercure et le recyclage de ce métal sont en augmentation. C'est pourquoi certains ont manifesté des inquiétudes face à l'exportation de déchets renfermant du mercure dans d'autres régions et aux transferts possibles de technologies dépassées à des pays en développement et à des pays à économie en transition.

Ampleur de la menace

1027. La pollution par le mercure a des effets importants aux niveaux local, national, régional et mondial. Il convient de s'attaquer à ces effets de diverses façons à chacun de ces niveaux, en visant à la fois l'offre et la demande en mercure.

1028. Le mercure et ses composés ont eu sur la santé humaine et l'environnement au niveau mondial des effets nocifs importants, qui ont été bien documentés. Les études d'exposition menées dans de nombreuses régions indiquent qu'une proportion importante des êtres humains, des animaux et des végétaux de la planète sont exposés à des niveaux préoccupants de méthylmercure. On a mesuré des concentrations importantes de méthylmercure chez nombre d'espèces marines et dulcicoles du monde entier. Même des régions, telles que l'Arctique, où les rejets locaux et nationaux de mercure sont minimes, sont touchées, en raison du transport transcontinental et planétaire du mercure.

1029. Certains effets du mercure sont liés au transport à grande distance, tandis que d'autres ont un caractère plus local. L'exposition due au transport à grande distance dans l'environnement intervient lorsque le mercure libéré dans l'air et l'eau circule et se transforme en méthylmercure, qui entre ensuite en contact avec les êtres humains, les animaux et les végétaux (p. ex. par la consommation de poisson et de mammifères contaminés au mercure). Par ailleurs, des expositions importantes au mercure inorganique peuvent se produire par contact avec du mercure ou des vapeurs de mercure à l'endroit ou à proximité d'une source d'utilisation ou de rejet.

11.3 Conclusions sur les solutions possibles face aux effets importants du mercure au niveau mondial

1030. Le Groupe de travail a recommandé en outre que le Conseil d'administration examine les grandes lignes de solutions permettant de faire face aux effets importants du mercure, exposées ci-dessous. (PNUE, 2002)

1031. On trouvera ici des options de recommandation possibles concernant des mesures destinées à lutter contre les effets nocifs du mercure aux niveaux mondial, régional, national et local. Elles peuvent correspondre à des objectifs à court, moyen ou long terme. Il est possible d'adopter des solutions spécifiques à divers moments dans les différents pays, ou de les appliquer de manière successive. Pour choisir les mesures les plus appropriées et les plus efficaces aux niveaux mondial, régional ou national, il conviendra de prendre en compte divers facteurs socio-économiques.

A. Mesures destinées à réduire et/ou à éliminer l'utilisation, l'émission, le rejet ou la perte du mercure et de ses composés

1. Produits et procédés de remplacement

1032. Les mesures impliquant le remplacement de produits ou de procédés contenant ou utilisant du mercure peuvent comprendre :

- a) la limitation ou la suppression de l'usage du mercure dans des produits pour lesquels il existe des solutions de remplacement et la promotion du développement de solutions de substitution appropriées pour les usages essentiels restants;
- b) la limitation ou la suppression de l'usage délibéré du mercure, sauf dans les activités d'exploitation minière artisanales, jusqu'à ce qu'une technologie convenable et abordable soit transférée audit secteur;

- c) la limitation ou la suppression de l'emploi de technologies obsolètes et l'imposition de l'obligation d'utiliser les meilleures techniques disponibles et les pratiques environnementales les plus satisfaisantes pour réduire et prévenir les émissions de mercure dans l'air et l'eau;
- d) la suppression graduelle du mercure encore en usage et des produits contenant du mercure, après avoir promu le développement de produits de substitution du mercure et de technologies de remplacement efficaces et abordables.

2. Réduction de la mobilisation de nouvelles quantités de mercure dans la biosphère

1033. Les mesures visant à réduire la production de matières premières et de produits générant des émissions de mercure peuvent comprendre :

- a) la réutilisation du mercure récupéré ou recyclé à des fins essentielles et de manière strictement contrôlée, par opposition à l'exploitation minière et à la fusion de mercure vierge et à l'utilisation et au rejet par négligence du mercure;
- b) la limitation ou la prévention de la présence de mercure sous forme d'impuretés dans les combustibles;
- c) la réduction et, dans les cas où cela est faisable, la suppression progressive de l'exploitation minière du mercure vierge.

3. Réduction de la consommation

1034. Les mesures visant à réduire la consommation de matières premières et de produits générant des rejets de mercure peuvent comprendre :

- a) la limitation ou l'élimination du mercure présent comme tel ou sous forme d'impuretés dans les matériaux volumineux (emballages, p. ex.);
- b) la limitation ou la prévention de la commercialisation au niveau national de produits contenant du mercure;
- c) la limitation ou la prévention des exportations et des importations de produits contenant du mercure (piles, produits pharmaceutiques, cosmétiques, p. ex.);
- d) la limitation ou la prévention de la commercialisation du mercure usagé ou brut;
- e) la création d'une « banque du mercure » pour suivre l'utilisation du mercure vierge, récupéré ou recyclé dans un système strictement contrôlé.

4. Maîtrise et surveillance des émissions et des rejets

1035. On devra définir les stratégies de surveillance en s'attachant particulièrement aux capacités techniques et économiques des pays. Chaque pays peut prendre les mesures suivantes pour maîtriser les émissions et les rejets de mercure :

- a) la limitation ou la prévention, par des techniques de maîtrise des émissions, des rejets directs de mercure de procédés dans l'environnement, l'air, l'eau et le sol (p. ex. les sources industrielles ponctuelles, y compris la production de chlore, la production pétrolière et gazière, la métallurgie, etc., d'autres sources telles que les incinérateurs de déchets urbains et médicaux et les activités comme l'exploitation minière à petite échelle);
- b) la limitation ou la prévention des émissions de mercure résultant de la combustion de combustibles fossiles et du traitement de matériaux minéraux, par des technologies de maîtrise des émissions ou des mesures réglementaires;

- c) la limitation ou la prévention des rejets de mercure provenant des procédés dans le réseau de traitement des eaux usées (afin de limiter les rejets vers le plan d'eau récepteur et de permettre l'utilisation des boues);
- d) le contrôle, la vérification et l'amélioration de l'efficacité des mesures de limitation ou de prévention des émissions et des rejets de mercure par une technologie appliquée au point de rejet et, à cette fin, la mise en place de normes d'émission et d'une surveillance appropriée et peu coûteuse de l'environnement.

5. Gestion des déchets

1036. Les mesures visant à réduire ou à éliminer la présence de mercure dans les déchets grâce à la gestion des déchets renfermant cet élément peuvent comprendre :

- a) la limitation ou la prévention des rejets directs dans l'environnement du mercure contenu dans les produits et les déchets de procédés par une collecte efficace des déchets;
- b) la limitation ou la prévention du mélange du mercure contenu dans les produits et les déchets de procédé avec des déchets moins dangereux au sein du flux général de déchets, par une collecte et un traitement séparés;
- c) la limitation ou la prévention des rejets de mercure dans l'environnement grâce au traitement des déchets ménagers, dangereux et médicaux par des techniques de maîtrise des émissions;
- d) la limitation de la teneur en mercure des boues de traitement des eaux usées épandues sur les terres agricoles et de l'emploi des résidus solides d'incinération contenant du mercure dans la construction des routes, etc.;
- e) la limitation ou la prévention de la revente des déchets contenant du mercure;
- f) le retrait du mercure excédentaire par une gestion à long terme des déchets (stockage terminal);
- g) la prévention des rejets de mercure dans l'environnement par la gestion des pesticides et des produits chimiques périmés ou constituant des déchets qui renferment du mercure;
- h) la promotion d'engagements juridiques chez les fabricants de produits contenant du mercure pour qu'ils assument leurs responsabilités en ce qui concerne le traitement adéquat des déchets et l'élimination finale de leurs produits;
- i) la limitation ou la prévention de l'incinération des produits, des matériaux et des déchets contenant du mercure.

B. Coopération internationale

1037. La coopération internationale pourrait progresser grâce à :

- a) la promotion d'une participation accrue à des conventions et accords régionaux et internationaux existants portant sur le mercure et ses composés;
- b) l'échange d'informations sur une base régulière entre les organisations internationales, y compris les organisations membres de l'IOMC, afin d'assurer la coordination des activités relatives au mercure et d'éviter le chevauchement des efforts et le gaspillage des ressources disponibles;
- c) le financement d'initiatives de surveillance et de modélisation à long terme aux niveaux national, régional et international, de manière à rendre disponibles des données comparables et d'informations précises qui puissent orienter les politiques et les programmes visant à réduire les concentrations de mercure dans l'environnement dans l'ensemble du monde;
- d) l'exploration de la collaboration avec des centres régionaux et sous-régionaux, tels que ceux de la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et leur

élimination, et le financement de programmes de recherche en collaboration et d'initiatives visant à mieux comprendre les sources de mercure, les effets sur la santé humaine, les effets environnementaux sur l'industrie de la pêche, les groupes de pêcheurs et les personnes dépendant du poisson pour leur subsistance, ainsi que la circulation du mercure dans l'environnement;

e) l'appui à des études et des programmes d'assainissement par le biais d'initiatives de financement internationales pour les pays en développement et les pays à économie en transition;

f) l'apport des informations nécessaires pour aider les pays en développement et les pays à économie en transition à cibler et à prioriser les mesures et les stratégies nationales ou régionales visant à réduire l'utilisation du mercure et ses rejets (aide dans l'inventariage des sources et des émissions, p. ex.), y compris l'application possible de la Convention de Rotterdam;

g) la promotion d'enquêtes et d'échanges d'informations pour identifier les usages internationaux du mercure et pour améliorer la compréhension des flux à l'intérieur des pays et entre les pays, de la production jusqu'au stockage ou à l'élimination finale, en passant par la consommation;

h) l'établissement d'un plan international pour la prévention des importations illégales de mercure et de composés du mercure, en tant que matière première et/ou déchet dangereux.

C. Communication des risques

1038. Il est possible d'améliorer la communication de l'information sur les risques associés aux effets nocifs du mercure et de ses composés par :

a) la sensibilisation des responsables des politiques et des décideurs aux effets nocifs du mercure et de ses composés;

b) la promotion de l'information, de la sensibilisation et de l'éducation du public sur les effets sanitaires et environnementaux du mercure et de ses composés et les solutions de remplacement disponibles pour réduire l'exposition et diminuer ou éliminer les rejets et les émissions de mercure, en particulier parmi les populations vulnérables, comme les indigènes, les femmes, les enfants, les travailleurs et les communautés vivant à proximité d'activités industrielles et minières, etc.;

c) la promotion du développement de programmes scolaires dans les écoles et de programmes de formation pour les travailleurs participant au traitement et à la manipulation du mercure;

d) la mise en place d'un centre d'échange d'informations pour les données relatives au mercure, par exemple des informations sur les stratégies de gestion des risques, les solutions de remplacement appropriées et les coûts relatifs, et la garantie d'un accès facile à ces informations, notamment pour les pays en développement et les pays à économie en transition;

e) la mise en place entre les gouvernements et les autres intervenants d'un réseau d'échange d'informations sur les initiatives et les efforts poursuivis aux niveaux national, régional ou international, pour réduire ou éliminer les effets nocifs du mercure;

f) la sensibilisation de la population en général aux risques d'exposition au mercure par des avis efficaces sur la consommation de poisson et d'autres moyens d'information, et par l'amélioration des moyens de sensibilisation et d'information des populations vulnérables, comme les indigènes, les femmes enceintes et les enfants, concernant les risques d'exposition au mercure;

g) la promotion d'une prise de conscience des risques associés à la mobilisation du mercure provenant de sources géologiques et à son accumulation dans la biosphère;

h) la promotion d'une prise de conscience de la persistance du mercure et de son aptitude à être transporté et transformé et à s'accumuler dans les chaînes alimentaires.

D. Mesures supplémentaires pour favoriser la réduction ou l'élimination des usages, des émissions, des rejets et des pertes et limiter les effets nocifs sur les populations humaines et l'environnement

1039. Outre les mesures énumérées plus haut, qui visent directement à réduire les émissions et les rejets de mercure, il existe une gamme étendue de mesures et d'outils de gestion qui complètent les infrastructures réglementaires et appuient la mise en œuvre des stratégies et des politiques de réduction convenues.

1. Action aux niveaux national, régional et international

1040. La mise au point de plans d'action nationaux, régionaux et internationaux pour faire face à l'utilisation et aux rejets de mercure peut être favorisée par :

- a) le développement d'inventaires des utilisations, des rejets et des effets nocifs planétaires potentiels du mercure et de ses composés, ainsi que des sites actuellement pollués par le mercure et ses composés, pour servir de base en vue de mettre au point une action mondiale visant cette substance, en particulier dans les pays en développement et les pays à économie en transition;
- b) l'élaboration et la mise en œuvre d'un plan d'action définissant des politiques appropriées à chaque secteur pour réduire les utilisations et les rejets de mercure par des approches multidisciplinaires et en faisant participer les principaux intervenants;
- c) la mise au point de programmes de surveillance incluant des mesures normalisées liées à d'autres programmes internationaux par l'intermédiaire de réseaux internationaux, dont des programmes de formation et l'échange d'expertise entre les pays développés, d'une part, et les pays en développement et les pays à économie en transition, d'autre part;
- d) la promotion d'études sur les effets socio-économiques de différentes mesures liées aux diverses conditions nationales;
- e) la mise au point d'outils efficaces en matière de politique environnementale, reposant sur des méthodologies intégrées, pour aider à la gestion des sites pollués par le mercure résultant des activités humaines;
- f) l'exploration d'une collaboration avec la Convention de Bâle dans le développement de directives concernant des solutions abordables de gestion des déchets renfermant du mercure et de recherches sur les méthodes de stockage définitif, ainsi que l'encouragement et la promotion de la recherche de technologies et de produits de remplacement viables;
- g) la création d'un groupe de travail spécial pour coordonner et mettre en œuvre les mesures destinées à lever certaines des incertitudes portant sur diverses questions liées au mercure.

2. Gestion des produits chimiques

1041. Il est possible de promouvoir l'utilisation d'outils et techniques d'évaluation du cycle de vie et de gestion des produits chimiques, face aux utilisations et aux rejets de mercure, par :

- a) la définition de normes de qualité de l'environnement pour la concentration maximale admissible de mercure dans différents milieux tels que l'air, l'eau, le sol et les denrées alimentaires, en vue de limiter l'exposition des êtres humains et de l'environnement (et notamment des lieux de travail, des populations vulnérables ou des écosystèmes spécialement menacés);
- b) l'utilisation de registres de rejet et de transfert des polluants pour suivre les performances environnementales des installations industrielles utilisant du mercure ou générant des déchets contenant ce métal, et pour encourager les entreprises à prendre des initiatives volontaires pour diminuer leurs rejets et leurs transferts de mercure;

- c) l'emploi d'outils d'évaluation du cycle de vie, facilitant l'élaboration et la mise en œuvre de codes de conduite pour divers secteurs et producteurs industriels, et la promotion de systèmes de gestion de l'environnement reconnus, tels qu'ISO 14.001, SMEA (Système de management environnemental et d'audit), etc.;
- d) la mise au point de pratiques optimales ou de directives environnementales pour les meilleures techniques destinées aux divers secteurs industriels;
- e) l'utilisation de mesures économiques incitatives ou dissuasives pour promouvoir le remplacement des produits, des méthodes d'analyse et des procédés contenant ou employant du mercure ou des composés du mercure;
- f) le développement d'un cadre pour gérer les mouvements transfrontières du mercure, de ses composés, de produits contenant du mercure et des technologies employant le mercure, notamment vers les pays en développement et les pays à économie en transition. On peut y parvenir en adoptant le processus utilisé par le Protocole de Montréal, ou en appliquant d'autres modèles, tels que la Convention de Rotterdam;
- g) la définition de normes pour les niveaux maximums admissibles des émissions de mercure dans l'environnement.

3. Mesures volontaires

1042. Les initiatives volontaires et les programmes de réduction aux niveaux national, régional ou international, destinés à limiter l'usage et les rejets de mercure pourraient comprendre :

- a) l'encouragement d'engagements volontaires, de la part des fabricants de produits contenant du mercure, d'assumer la responsabilité d'une manipulation et d'un traitement appropriés des déchets pour leurs produits (p. ex. en renseignant et en formant les utilisateurs, par des schémas de reprise des produits, etc.);
- b) l'encouragement d'engagements volontaires, de la part des utilisateurs de produits contenant du mercure (p. ex. les hôpitaux), de réduire ou de supprimer l'utilisation du mercure, et limiter et prévenir les rejets de cette substance dans l'environnement, par une manipulation et un traitement appropriés des déchets;
- c) la promotion de programmes de réduction volontaires dans diverses industries ou activités du secteur privé pour diminuer ou supprimer l'utilisation du mercure et limiter ou prévenir les rejets de mercure dans l'environnement par une manipulation et un traitement améliorés des déchets.

4. Assistance technique et financière

1043. Les mesures visant à apporter une assistance technique et financière pour améliorer les capacités des gouvernements, en particulier dans les pays en développement et les pays à économie en transition, à surveiller et à évaluer les émissions et les rejets de mercure et à appliquer des mesures appropriées de maîtrise des rejets, pourraient comprendre :

- a) l'organisation d'activités de formation et de renforcement des capacités pour appuyer les gouvernements dans le développement de plans d'action et dans la mise en œuvre des politiques et des stratégies identifiées lors de la mise au point de tels plans;
- b) l'établissement d'un mécanisme pour répondre aux besoins des gouvernements en matière de renforcement des capacités et d'assistance technique et financière, notamment dans le cas des pays en développement et des pays à économie en transition, en prenant en considération les ressources et les aides susceptibles d'être apportées par l'assistance et les partenariats bilatéraux et multilatéraux, grâce à l'application rigoureuse de pratiques et de principes d'évaluation des besoins.

11.4 Autres aspects des solutions possibles pour faire face aux effets importants du mercure à l'échelle mondiale

1044. Lorsqu'on considère les solutions susceptibles d'être appliquées pour lutter contre les effets nocifs du mercure, le Groupe de travail a développé certains aspects supplémentaires qu'il faudrait prendre en considération, tels que l'efficacité des mesures nationales et régionales par rapport aux mesures internationales, et des mesures contraignantes par rapport aux mesures volontaires. Certaines considérations liées à ces aspects sont exposées ci-après. (PNUE, 2002)

A. Mesures nationales et régionales comparées aux mesures internationales

1045. Le chapitre 9 de ce rapport d'évaluation documente une gamme très étendue de mesures qui ont été mises en œuvre aux niveaux national ou régional concernant le mercure et ses composés. Ces mesures ont permis à un certain nombre de pays d'obtenir des réductions substantielles des émissions et des rejets de mercure provenant de produits et de procédés industriels. De plus, un certain nombre d'approches coordonnées à l'échelon régional, tant contraignantes que non contraignantes, telles que la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, la Convention pour la protection de l'environnement marin de l'Atlantique du nord-est, et le Plan d'action régional nord-américain relatif au mercure, ont appuyé les mesures nationales et contribué à des réductions supplémentaires au-delà des frontières nationales.

1046. En dépit du succès de ces initiatives nationales et régionales, certains pays considèrent qu'elles pourraient ne pas être suffisantes pour assurer une protection adéquate de la santé humaine et de l'environnement contre les effets nocifs du mercure et appellent à envisager des initiatives coordonnées au plan international.

1047. S'il existe des problèmes mondiaux liés au mercure qui devraient être réglés, pour qu'une mesure de réduction quelconque soit efficace, il pourrait être essentiel que les engagements éventuels soient discutés et convenus au niveau international. Les préoccupations régionales ou nationales particulières pourraient être prises en considération en tenant compte des responsabilités communes, mais différenciées, fixées dans le cadre des engagements convenus.

1048. Si les pays d'une région en venaient à considérer comme nécessaire l'imposition d'exigences plus strictes que celles d'un instrument international, les dispositions de tels accords régionaux pourraient être intégrées à une initiative internationale.

B. Opposition entre mesures contraignantes et mesures non contraignantes

1049. Comme on peut le constater au chapitre 9 de ce rapport d'évaluation, des mesures volontaires, tant contraignantes que non contraignantes, ont été mises en œuvre avec succès pour combattre les effets nocifs des produits chimiques. Les deux approches représentent des étapes positives dans la réalisation des objectifs environnementaux et devraient être considérées comme complémentaires et non comme s'excluant mutuellement.

1. Mesures non contraignantes

1050. Des exemples de certaines mesures non contraignantes s'appliquant spécifiquement au mercure sont décrits au chapitre 9 de ce rapport d'évaluation. Parmi les autres mesures relatives à la gestion des produits chimiques appliquées avec succès au niveau national, régional ou international figurent :

- a) des codes de conduite comme le Code d'éthique du PNUE sur le commerce international des produits chimiques (1994) et le Code international de conduite pour la distribution et l'utilisation des pesticides de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) (amendé en 1989);
- b) des programmes volontaires de réduction ayant des objectifs de réduction définis, comme les mesures de l'United States of America Chlorine Institute pour diminuer l'usage du mercure dans

les usines de chlore utilisant une cellule au mercure, les engagements volontaires d'Euro Chlor envers la Commission OSPAR, et la Great Lakes Binational Toxics Strategy;

c) des déclarations ministérielles ou de haut niveau fixant des objectifs de réduction, telles que les Déclarations ministérielles des Conférences Mer du Nord et le Programme d'action pour l'environnement du Conseil des ministres des pays nordiques;

d) des programmes d'action présentant des recommandations détaillées pour une gestion et un contrôle responsables du mercure, tels que le Programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres et le Plan d'action régional nord-américain relatif au mercure.

1051. Ces mesures non contraignantes peuvent comporter certains avantages. Les instruments contraignants sont fréquemment négociés sur un certain nombre d'années, tandis que les instruments non contraignants peuvent souvent être adoptés dans un délai plus court. En raison de leur caractère plus flexible, les instruments non contraignants peuvent fréquemment être plus ambitieux dans les objectifs qu'ils fixent. Un instrument non contraignant peut intégrer des mesures visant à promouvoir l'établissement de rapports, l'accès à l'information, le renforcement des capacités et l'assistance technique. Bien que sa mise en œuvre soit volontaire, les Etats se sentent tenus de respecter, dans la mesure du possible, les engagements politiques qu'ils ont pris. Les instruments non contraignants ne nécessitent pas de ratification ou de procédures d'acceptation ultérieures et peuvent conduire à une application rapide des engagements. Enfin, la participation à la mise en œuvre pourrait souvent être plus large qu'avec des instruments contraignants nécessitant une ratification.

1052. Comme nous l'avons déjà indiqué, les mesures contraignantes et non contraignantes se complètent plus qu'elles ne s'excluent. Il est également possible de recourir à des engagements non contraignants pour assurer une mise en œuvre rapide des objectifs environnementaux, en attendant la mise au point et l'entrée en vigueur de mesures contraignantes. On peut citer à titre d'exemple la procédure volontaire de consentement préalable en connaissance de cause des Directives de Londres applicables à l'échange de renseignements sur les produits chimiques faisant l'objet d'un commerce international (amendée en 1989) et du Code de conduite de la FAO pour la distribution et l'utilisation des pesticides (amendé en 1989), qui a été appliquée sur une base volontaire à partir de 1989 jusqu'à ce que la Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable à certains produits chimiques et pesticides dangereux qui font l'objet d'un commerce international soit adoptée en 1998. Cette mise en œuvre volontaire se poursuit pendant la période provisoire précédant l'entrée en vigueur de la Convention, grâce à l'application d'une procédure provisoire de consentement préalable en connaissance de cause, sur la base des dispositions de la Convention de Rotterdam.

2. Instruments contraignants

1053. Un instrument contraignant établit des engagements juridiques fermes pour les pays qui le ratifient et contient des mécanismes destinés à appuyer sa mise en œuvre en conformité avec les exigences de l'instrument. Un instrument contraignant nécessite également la mise en place de procédures administratives et techniques et des structures requises au niveau national.

1054. Un tel instrument comportera souvent certains avantages comme la promotion du renforcement des capacités et de l'assistance technique, ainsi que l'accès à l'information et des conseils sur les produits de remplacement et les technologies appropriées, qui peuvent favoriser une large participation. En outre, un instrument contraignant peut inclure des volets plus ou moins volontaires, tels que des mesures recommandées et des engagements à remplir des obligations à long terme.

1055. Lorsqu'on considère les avantages des instruments contraignants, deux options sont envisageables : mettre au point un nouvel instrument ou utiliser un instrument international existant pour lutter contre les effets nocifs du mercure et de ses composés. On trouvera ci-après certaines considérations s'appliquant à ces deux options.

a) Option 1 : Développer un nouvel instrument contraignant pour traiter la question du mercure

1056. La négociation d'un nouvel instrument international séparé relatif au mercure pourrait permettre une réglementation détaillée de tous les aspects que les gouvernements trouveraient nécessaire de traiter, mais elle exigerait l'établissement, aux niveaux national et international, des infrastructures nécessaires pour la mise en œuvre des dispositions de l'instrument. La négociation d'un instrument international légalement contraignant requiert souvent un certain nombre d'années et des fonds importants, avant que l'instrument ne puisse être adopté. Concernant les deux instruments internationaux réglementant les produits chimiques dont l'adoption est la plus récente, il a fallu 30 mois pour que la Convention de Rotterdam soit négociée et adoptée (mars 1996 à septembre 1998), et 35 mois pour la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (juin 1998 à mai 2001). L'entrée en vigueur de ces deux conventions suppose 50 ratifications, et aucun des deux instruments n'est parvenu à ce stade. Dans ses délibérations, le Conseil d'administration pourrait également souhaiter accorder une priorité spéciale aux mesures qui, d'après le Groupe de travail, devraient être prises immédiatement et qui sont exposées à l'annexe I, partie C du présent rapport.

b) Option 2 : Utiliser un instrument contraignant international existant pour traiter la question du mercure

1057. L'utilisation d'un instrument international existant pour faire face aux effets nocifs du mercure offrirait deux possibilités : l'intégration du mercure et de ses composés, conformément aux dispositions existantes, dans un instrument existant, ou la mise au point d'un protocole couvrant le mercure et ses composés dans le cadre d'un instrument existant.

1058. Les conventions pertinentes, telles que la Convention de Rotterdam et la Convention de Bâle, visent à réglementer le commerce transfrontalier de produits chimiques indésirables et de déchets dangereux. La convention internationale adoptée le plus récemment, dans l'optique de réduire les rejets provenant de sources anthropiques et de minimiser ou d'éliminer définitivement l'usage et la production de certains produits chimiques, est la Convention de Stockholm. En outre, il existe un certain nombre d'instruments contraignants s'appliquant au mercure et limités à une zone géographique spécifique, tels que la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance, la Convention pour la protection de l'environnement marin de l'Atlantique du nord-est et la Convention pour la protection de l'environnement marin de la mer Baltique. On trouvera une description de l'ensemble des instruments mentionnés au chapitre 9 du présent rapport.

1059. Dans l'examen de cette option, il faudra s'assurer que les objectifs globaux de la convention particulière existante et les mesures de contrôle que prévoit cette convention conviennent pour les questions concrètes identifiées au sujet du mercure.

11.5 Propositions de mesures immédiates qui seront examinées par le Conseil d'administration du PNUE

1060. Le Groupe de travail a également identifié certaines mesures prioritaires spéciales que le Conseil d'administration pourrait désirer mettre en œuvre immédiatement. Celles-ci sont décrits ci-après. (PNUE, 2002)

1061. Le Conseil d'administration devrait envisager d'inviter les organismes de financement multilatéral, les gouvernements et les autres partenaires à mobiliser des ressources techniques et financières pour soutenir les efforts nationaux et régionaux et le renforcement des capacités dans des domaines tels que les suivants :

- a) le lancement du processus de mise en place de plans d'application nationaux pour examiner :
 - i) la sensibilisation du public aux effets nocifs du mercure et de ses composés sur la santé et l'environnement, au moyen de programmes de formation et d'ateliers;
 - ii) un inventaire des utilisations et des rejets de mercure et de composés du mercure, ainsi que des sites pollués existants, pour servir de base de référence;

- iii) la mise en place, si nécessaire, de lois et de réglementations pour la mise en œuvre de l'instrument;
 - iv) un échange d'informations au niveau régional;
- b) le renforcement des capacités par :
- i) des programmes de formation et des ateliers consacrés à une large gamme de sujets, y compris les mesures de prévention de la pollution ou les secteurs clés dans l'utilisation du mercure (usines de chlore, p. ex.);
 - ii) une assistance technique dans le développement d'installations d'analyse et de surveillance;
 - iii) la fourniture d'installations pouvant éliminer adéquatement les déchets renfermant du mercure, y compris les pesticides périmés contenant cette substance;
- c) la promotion d'une prise de conscience de l'existence de solutions de remplacement pour gagner sa vie et le transfert de technologies appropriées pour le secteur de l'exploitation minière artisanale à petite échelle;
- d) le lancement d'un ou plusieurs projets pilotes dans les pays en développement et les pays à économie en transition pour examiner les questions a) à c) ci-dessus;
- e) le soutien de la recherche pour mieux comprendre les voies et les types d'exposition et le cycle du mercure (transport et transformation, notamment la formation de méthylmercure) dans diverses conditions environnementales, dans des régions tropicales et sèches particulières, pour lesquelles les pays en développement et les pays à économie en transition ne disposent que d'informations limitées, et la promotion des recherches sur le mercure dans les pays développés (distinction entre les rejets naturels et les rejets anthropiques dans l'air, l'eau et le sol et dans les régions arctiques);
- f) le soutien de la recherche sur la mise au point de procédures analytiques normalisées et de méthodes pour étayer des programmes sérieux et rentables de surveillance et de modélisation (tendances, questions sanitaires, suivi et surveillance biologique des points chauds);
- g) une aide permettant aux pays de sensibiliser la population sur une base plus large, en intégrant une formation sur l'environnement aux programmes scolaires;
- h) la création d'une banque de données sur les utilisations, la chimie, les importations et les exportations, les dangers pour la santé et les travaux de recherche dans les divers domaines liés au mercure et à ses composés. Cette banque de données devrait être accessible à tous;
- i) le lancement immédiat de travaux de recherche sur les meilleures solutions de remplacement respectueuses de l'environnement disponibles;
- j) la mise au point de stratégies pour renforcer la présence sur le terrain et la communication des risques aux populations sensibles (aux femmes enceintes, p. ex.);
- k) la promotion d'un renforcement, entre les gouvernements et en partenariat avec d'autres organisations publiques et privées, de la collaboration et de l'échange d'informations, y compris de données scientifiques et techniques sur divers sujets, tels que le transport à longue distance, la surveillance et la modélisation, les risques sanitaires et écologiques, la caractérisation des sources, les technologies de contrôle des sources, les solutions de remplacement, les techniques de prévention de la pollution, la nutrition et les facteurs génétiques.

1062. Dans la mise en œuvre de ces mesures, il faudrait s'appuyer autant que possible sur les organisations établies, et l'infrastructure et les cadres internationaux existants.

12 Glossaire des termes et abréviations

1063. Les termes et abréviations ci-dessous peuvent être utilisés dans le présent document. En outre, un certain nombre de termes médicaux sont explicités au chapitre 3.

< – inférieur à.

> – supérieur à.

°C – degré Celsius (centigrade).

µg – microgramme (10⁻⁶ gramme).

µg/kg de masse corporelle par jour – microgramme par kilogramme de masse corporelle par jour; unité utilisée pour décrire l'absorption (ou la dose) de mercure, comme la quantité absorbée qui est jugée sans danger pour l'homme (p. ex. la dose de référence des États-Unis, décrite à la section 4.2). Dans certains cas, l'unité de temps peut être la semaine.

DJA – dose journalière acceptable.

PSEA – Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique.

ATSDR – *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (Agence d'enregistrement des substances toxiques et des maladies) des États-Unis.

Bilan – résultat global des estimations quantitatives des flux entrants et sortants d'une substance dans un réservoir géophysique ou une entité sociétale donnés.

mc – masse corporelle.

Dépôt sec – processus de transport d'une espèce de l'atmosphère vers la surface sous-jacente par interaction physique/chimique (sans précipitation) directe avec des éléments de la surface; le dépôt sec a une nature continue, indépendante de la présence ou de l'absence de précipitations atmosphériques.

CE – Communauté européenne (15 États membres – Allemagne, Autriche, Belgique, Danemark, Espagne, Finlande, France, Grèce, Irlande, Italie, Luxembourg, Pays-Bas, Portugal, Royaume-Uni et Suède).

EMEP – Programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (en application de la Convention des Nations Unies sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance).

DES – dépoussiéreur électrostatique; équipement utilisé pour réduire les émissions de certains polluants présents dans les gaz de combustion.

UE – Union européenne.

FAO – Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.

LF – lit fluidisé; technologie de combustion pour les chaudières de services publics.

SCF – séparateur à couche filtrante; type de filtre utilisé pour piéger des matières particulaires (provenant ici de gaz de combustion).

DGC – désulfuration des gaz de combustion; procédé ou équipement utilisé surtout pour réduire au minimum les émissions de soufre des gaz de combustion.

FEM – Fonds pour l'environnement mondial.

Hg – mercure.

Hg⁰ ou Hg(0) – mercure élémentaire.

Hg²⁺ ou Hg(II) – mercure bivalent – forme la plus courante du mercure dans les composés organiques et inorganiques du mercure. Dans l'atmosphère, les espèces contenant du mercure bivalent sont lessivées par les précipitations et déposées plus facilement que le mercure élémentaire.

Hg_p – mercure particulaire – mercure lié à des matières particulaires ou adsorbé sur elles. Dans l’atmosphère, le mercure particulaire se dépose beaucoup plus rapidement que le mercure élémentaire.

CIRC – Centre international de recherche sur le cancer.

OIT – Organisation internationale du travail.

PISSC – Programme international sur la sécurité des substances chimiques.

kg – kilogramme.

l ou L – litre.

CL₅₀ – concentration létale pour 50 p. 100; concentration d’une substance toxique dans un milieu (p. ex. l’eau) à laquelle meurent 50 p. 100 des individus de l’échantillon soumis à l’essai; unité décrivant le degré de toxicité d’une substance pour une espèce donnée, par exemple des poissons.

DL₅₀ – dose létale pour 50 p. 100; dose (absorption) d’une substance toxique à laquelle meurent 50 p. 100 des individus de l’échantillon soumis à l’essai; unité décrivant le degré de toxicité d’une substance pour une espèce donnée, par exemple lors d’essais en laboratoire sur des souris, des oiseaux ou d’autres animaux.

Durée de vie – En physico-chimie de l’atmosphère : temps nécessaire pour que les processus d’extraction de premier ordre (ou la totalité de ces processus) entraînent une réduction de *e* fois de la masse des espèces du mercure dans un réservoir géophysique; pour un réservoir où la distribution des espèces du mercure est homogène, la durée de vie est égale au rapport de la masse contenue dans le réservoir au taux d’extraction. Comme la masse de mercure qui reste disponible dans le réservoir pour réaction ou extraction diminue avec le temps, la quantité qui entre dans des réactions ou qui est extraite par unité de temps baisse de façon logarithmique. Par exemple, une durée de vie du mercure d’un an ne signifie pas que tout le mercure serait disparu au bout d’un an si les émissions étaient nulles. Cela signifie plutôt que le taux d’extraction au début de la période considérée, en termes de masse par unité de temps, permettrait de l’extraire en totalité en un an; cependant, comme le taux d’extraction baisse à mesure que diminue la masse de mercure restante, la quantité de mercure restant après un an serait de 1/*e* fois la masse initiale, où « *e* » est égal à 2,71828183, défini à la huitième décimale. Dans les descriptions des cycles de vie des produits : période s’étendant du moment où le produit est mis en utilisation (généralement le moment de l’achat) jusqu’au moment où il n’est plus utilisé ou est jeté.

CFEN – chaudière à faible émission de NO_x; technologie de combustion de chaudière de services publics conçue spécifiquement pour ne rejeter que des quantités relativement peu élevées d’oxydes d’azote.

Charge – apport dans un écosystème donné de polluants provenant de l’environnement; charge atmosphérique – apport provenant de l’atmosphère.

DMEO – dose minimale avec effet observé (aussi dite **DMENO** – dose minimale avec effet nocif observé); concerne les effets toxiques ou autres sur un organisme ou ressentis par l’homme.

Convention PATLD – Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance.

m – mètre.

CLM – couche limite marine; il s’agit de l’air situé juste au-dessus de la surface de l’océan, où prend place l’échange de mercure entre ces deux compartiments de l’environnement.

MeHg – méthylmercure.

tonne métrique – 1000 kg.

mg – milligramme (10⁻³ gramme).

NRM – niveau de risque minimum; terme utilisé dans l’évaluation des risques d’effets toxiques de diverses substances chimiques (comme le méthylmercure) pour l’homme; le NRM est défini par l’ATSDR des États-Unis comme une estimation du niveau d’exposition de l’organisme humain à une substance chimique qui n’entraîne pas de risque appréciable d’effets nocifs non cancérigènes sur la santé (voir la section 4.2).

CSM-E – Centre de synthèse météorologique – Est (lié à la Convention PATLD).

DU – déchets urbains.

MW – mégawatt.

IM – incinérateur municipal.

MWh – mégawattheure.

Emissions naturelles – rejet de mercure dans l’atmosphère, qui n’est pas dû à des activités humaines présentes ou passées.

NEMA – *National Electrical Manufacturers Association* (Etats-Unis).

ng – nanogramme (10^{-9} gramme).

ONG – organisation non gouvernementale.

CSEO – concentration sans effet observé (aussi appelée **DSENO** – dose sans effet nocif observé); concerne les effets toxiques ou autres sur un organisme ou ressentis par l’homme.

NRC – *National Research Council* des Etats-Unis d’Amérique.

OCDE – Organisation de coopération et de développement économiques.

pg – picogramme (10^{-12} gramme).

POP – polluant organique persistant.

ppb – partie par milliard.

ppm – partie par million.

Pré-industriel – par convention, décrit l’état du cycle naturel du mercure avant le début des grandes activités industrielles; en Europe, c’est au Moyen-Âge que le mercure a commencé à être produit et utilisé de façon notable.

EL – épurateur-laveur; équipement destiné à réduire les émissions de particules des gaz de combustion.

Ré-émission – émission secondaire de mercure dans l’atmosphère par des réservoirs géochimiques (sol, eau de mer, plans d’eau douce) dans lesquels le mercure s’est accumulé à la suite d’activités humaines passées et présentes.

DAR – dose aiguë de référence; expression utilisée dans l’évaluation des risques d’effets toxiques de diverses substances chimiques (comme le méthylmercure) pour l’homme; la DAR est définie par l’EPA des Etats-Unis comme une estimation (dont l’incertitude peut être d’un ordre de grandeur) de l’exposition quotidienne d’une population humaine (y compris des sous-groupes sensibles) qui serait probablement sans effet nocif détectable sur une vie – voir la description à la section 4.2.

RCS – réduction catalytique sélective; procédé destiné à réduire les émissions de certains polluants des gaz de combustion.

ASA – adsorbent à séchage par atomisation; équipement destiné à réduire les émissions de certains polluants des gaz de combustion.

Scories – résidus produits en mélangeant des substances chimiques avec un métal qui a été porté à sa température de fusion pour en éliminer les impuretés.

RNCS – réduction non catalytique sélective; procédé destiné à réduire les émissions de certains polluants des gaz de combustion.

VLE – valeur limite d’exposition.

MPT – moyenne pondérée dans le temps.

ONU – Organisation des Nations Unies.

CNUED – Conférence des Nations Unies sur l’environnement et le développement.

PNUE – Programme des Nations Unies pour l’environnement.

EPA – Agence de protection de l'environnement (Environmental Protection Agency) des Etats-Unis.

E.-U. – Etats-Unis d'Amérique.

Dépôt humide – flux d'une substance, sous l'effet des précipitations, de l'atmosphère vers la surface sous-jacente.

OMS – Organisation mondiale de la santé.

Références

1. Akagi, H., et Naganuma, A. (2000?): Methylmercury accumulation in Amazonian inhabitants associated with mercury pollution. Paper submitted by Japan (as part sub6gov). (Statut et années de la publication non mentionnés – d'après le texte, l'année semble être 2000 ou plus tard).
2. Albers, J.W., L.R. Kallenbach, L.J. Fine, G.D. Langolf, R.A. Wolfe, P.D. Donafrio, A.G. Alessi, K.A. Stolp-Smith et M.B. Bromberg, (1998): Neurological abnormalities associated with remote occupational elemental mercury exposure. *Annals of Neurology* 24: 651-659.
3. Alcsér, K.H., K.A. Birt et L.J. Fine (1989): Occupational mercury exposure and male reproductive health. *American Journal of Industrial Medicine* 15: 517-529.
4. Al-Mufti, A.W., J.F. Copplestone et G. Kazanitzis, G. (1976): Epidemiology of organomercury poisoning in Iraq: I. Incidence in a defined area and relationship to the eating of contaminated bread. *Bulletin of the World Health Organization* 53 (suppl): 23-36.
5. AMAP (1998): Assessment report: *Arctic Pollution Issues*. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, 1998.
6. AMAP (2000): *AMAP report on issues of concern: Updated information on human health, persistent organic pollutants, radioactivity, and mercury in the Arctic*. AMAP Report 2000:4, trouvé à l'adresse www.amap.no, juillet 2001.
7. Ambrose, R.B., et T.A. Wool (2002): Modelling mercury fate in seven Georgia watersheds. Abstract in *Proceedings and summary report workshop on the fate, transport, and transformation of mercury in aquatic and terrestrial environments*, EPA/625/R-02/005, juin 2002.
8. Annema, Paardekooper, Brooij, van Oers, van der Voet et Mulder (1995): *Stofstromanalyse van zes zware metalen; Gevolgen van autonome ontwikkelingen en maatregelen*. CML et RIVM pour le VROM, Pays-Bas, 1995. Cité in Maxson et Vonkeman (1996).
9. Anwar, W.A. et M.S. Gabal (1991): Cytogenetic study in workers occupationally exposed to mercury fulminate. *Mutagenesis* 6:189-192.
10. Appel, P., C.M. Glahder, S. Mnali, S. Muhongo, F. Petro, T.M. Rasmussen, H. Stendal, E.B. Temu, L. Thorning, et T. Tukiainen (2000): *An integrated approach to mineral exploitation and environmental assessment in southern and eastern Tanzania*. GEUS report 2000/16, Geological Survey of Denmark and Greenland, Copenhagen, Danemark, 2000.
11. Ariya, P.A., A. Ghalizov et A. Gidas (2002): Reactions of gaseous mercury with atomic and molecular halogens: Kinetics, products studies and atmospheric implications. *Journal of Physical Chemistry-A*, 106, 7310-7320.
12. Aronow, R., C. Cabbage, R. Wisner, B. Johnson, J. Hesse et J. Bedford (1990): Mercury exposure from interior latex paint. *Morbidity and Mortality Weekly Report* 39(8): 125-126.
13. Axenfeld, F., J. Munch et J.M. Pacyna (1991): Europäische Test-Emissionsdatenbasis von Quecksilber-komponenten für Modellrechnungen. *Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit, Luftreinhaltung*: 104 02 726, Friedrichshafen, Allemagne.
14. Axtell, C., C. Cox, G. Myers, P. Davidson, A. Choi, E. Chernichiari, J. Sloane-Reeves, C. Shamlaye et T. Clarkson, T. (2000): Association between methylmercury exposure from fish consumption and child development at five and a half years of age in the Seychelles child development study: an evaluation of nonlinear relationships. *Environmental Research*, Section A; 84:71-80.
15. Baeyens, W., R. Ebinghaus et O. Valiliev. (dir. de publ.) (1996): Global and regional mercury cycles: Sources, fluxes and mass balances. NATO ASI Series, 2. *Environment* - Vol. 21. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas.
16. Bailey, E. H., A.L. Clark et R.N. Smith (1973): Mercury. *USA Geological Survey Prof. Pap.* 821, 410-414. Cité par le CMS-E d'EMEP (comm-4-igo).
17. Bailey, E.A., J.E. Gray et M.E. Hines (2001): Mercury transformations in soils near mercury mines in Alaska, *Materials and Geoenvironment* 48, 1, 212-218.
18. Bakir, F., S.F. Damluji, L. Amin-Zaki, M. Murtadha, A. Khalidi, N.Y. Al-Rawi, S. Tikriti, H.I. Dahir, T.W. Clarkson, J.C. Smith et R.A. Doherty (1973): Methylmercury Poisoning in Iraq. *Science* 181: 230-241.
19. Barr, J.F. (1986). La dynamique des populations de huards à collier (*Gavia immer*) et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario, Publication hors-série n° 56 du Service canadien de la faune, Ottawa, Canada. 28 p.
20. Barregard, L., S. Eneström, O. Ljunghusen, J. Wieslander et P. Hultman (1997): A study of autoantibodies and circulating immune complexes in mercury-exposed chloralkali workers. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 70; 101-106.
21. Barregard, L., B. Hogstedt, A. Schutz, A. Karlsson, G. Sallsten et G. Thiringer. (1991): Effects of occupational exposure to mercury vapour on lymphocyte micronuclei. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 17: 263-268.
22. Barregard, L., B. Hultberg, A. Schütz et G. Sallsten (1988): Enzymuria in workers exposed to inorganic mercury. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 61: 65-69.
23. Barregard, L., G. Lindstedt, A. Schütz et G. Sallsten (1994): Endocrine function in mercury exposed chloralkali workers. *Occupational Environmental Medicine* 51: 536-540.
24. Barregard, L., G. Quelquejeu, G. Sallsten, J.M. Haguenoer et C. Nisse (1996): Dose-dependent elimination kinetics for mercury in urine - observations in subjects with brief but high exposure. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 68: 345-348.
25. Barregard, L., G. Sallsten et N. Conradi (1999): Tissue levels of mercury in a deceased worker after occupational exposure. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 1999b; 72:169-173.

26. Barregard, L., G. Sällsten et B. Jarvholm (1990): Mortality and cancer incidence in chloralkali workers exposed to inorganic mercury. *British Journal of Industrial Medicine* 47(2): 99-104.
27. Barregard, L., G. Sällsten et B. Järholm (1995): People with high mercury uptake from their own dental amalgam fillings. *Occupational Environmental Medicine* 52:124-128.
28. Becker, C.G., E.L. Becker, J.F. Maher et G.E. Schreiner (1962): Nephrotic syndrome after contact with mercury. *Archives of Internal Medicine*, 1962; 110:82-90.
29. Becker, W. et J. Kumpulainen (1991): Contents of essential and toxic mineral elements in Swedish market-basket diets in 1987. *British Journal of Nutrition* 66: 151-60.
30. Berg, T., S. Sekkesæter, E. Steinnes, A-K. Valdal et G. Wibetoe (2002) : Arctic springtime depletion of mercury in the European Arctic as observed at Svalbard. *Science of the Total Environment*.
31. Bergan, T., et H. Rohde (2001): Oxidation of elemental mercury in the atmosphere; constraints imposed by global scale modeling. *Journal of Atmospheric Chemistry* 40, 191-212.
32. Bergan, T., L. Gallardo et H. Rohde (1999): Mercury in the global troposphere - a three-dimensional model study. *Atmospheric Environment* 33 (1999), pp. 1575-1585.
33. Bergstrom (1983): Separation of mercury in electrostatic filters and by flue gas desulfurization. *KHM Technical Report No. 89*, The Swedish State Power Board, Vallingby, Suède (en suédois).
34. Beusterien, K.M., et al. (1991): Indoor air mercury concentrations following application of interior latex paint. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 21(1): 62-64.
35. Bhattacharya, B., et S.K. Sarkar (1996): *Chemosphere*, Vol. 33, 147-158, 1996, mentionné dans les commentaires de l'Inde (Comm-13-gov).
36. Bidstrup, P., J. Bonnell et D.G. Harvey (1951): Chronic mercury poisoning in men repairing direct current meters. *Lancet* 1951:856-861.
37. Biernat, H., S.A. Ellias, L. Wermuth, D. Cleary, E.C. de Oliveira Santos, P.J. Jørgensen, R.G. Feldman et P. Grandjean (1999): Tremor frequency patterns in mercury vapor exposure, compared with early Parkinson's disease and essential tremor. *Neurotoxicology* 1999; 20:945-952.
38. Block, E. (1985) La chimie de l'ail et de l'oignon, *In Pour la science*, n° 91 (mai 1985), p. 66-72.
39. Bluhm, R.E., R.G. Bobbitt, L.W. Welch, A.J. Wood, J.F. Bonfiglio, C. Sarzen et R.A. Branch (1992): Elemental mercury vapour toxicity, treatment, and prognosis after acute, intensive exposure in chloralkali plant workers: Part I. History, neuropsychological findings and chelator effects. *Human and Experimental Toxicology* 1992;11:201-210.
40. Boening, D. W. (2000): Ecological effects, transport, and fate of mercury; a general review. *Chemosphere*, vol. 40, 12, p. 1335-1351.
41. Boffetta, P., M. Garcia-Gómez, V. Pompe-Kirn, D. Zaridze, T. Bellander, M. Bulbulyan, J. Diego Caballero, F. Ceccarelli, D. Colin, T. Dizdarevic, S. Español, A. Kopal, N. Petrova, G. Sallsten et E. Merler (1998): Cancer occurrence among European mercury miners. *Cancer Causes and Control* 1998; 9:591-9.
42. Boffetta, P., Merler, E. and Vainio, H. (1993): Carcinogenicity of mercury and mercury compounds. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 1993; 19: 1-7.
43. Boffetta, P., G. Sallsten, M. Garcia-Gómez, V. Pompe-Kirn, D. Zaridze, M. Bulbulyan, J-D. Caballero, F. Ceccarelli, A. Kopal et E. Merler (2001): Mortality from cardiovascular diseases and exposure to inorganic mercury. *Occupational and Environmental Medicine* 2001; 58: 461-466.
44. Boischio, AAP, et D. Henshel (2000): Fish consumption, fish lore, and mercury pollution - Risk communication for the Madeira River people. *Environmental Research* 2000; 84(2): 108-126.
45. Borjesson, J., L. Barregård, G. Sällsten, A. Schütz, R. Jonson, M. Alpsten et S. Mattsson (1995): In vivo XRF analysis of mercury: the relation between concentrations in the kidney and the urine. *Physics in Medicine and Biology* 40: 413-426.
46. Böse-O'Reilly, S., S. Maydl, G. Drasch et G. Roeder (2000), *Mercury as a health hazard due to gold mining and mineral processing activities in Mindanao/Philippines – Final report*, UNIDO Project No. DP/PHI/98/005, Institute of Forensic Medicine, Ludwig-Maximilians-University, Munich, Allemagne, 15 avril 2000.
47. Boudries, H., et J.W. Bottenheim (2000): Cl and Br atom concentrations during a surface boundary layer ozone depletion event in the Canadian High Arctic. *Geophysical Research Letters* 27, 517-520.
48. Bowles, K.C. (1998): Mercury Cycling in Aquatic Systems. Thèse de doctorat, University of Canberra, Canberra, Australia. Présentation lors de la 5th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Rio de Janeiro, mai 1999.
49. Braune, B.M., et al. (1999): Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review. *The Science of the Total Environment* 230:145-207, 1999.
50. Bringmark, L., et E. Bringmark (2001a): Soil respiration in relation to small-scale patterns of lead and mercury in mor layers of South Swedish forest sites. *Water, Air and Soil Pollution* (sous presse).
51. Bringmark, L., et E. Bringmark (2001b): Lowest effect levels of lead and mercury added to mor layer in a long-term experiment. *Water, Air and Soil Pollution* (sous presse).
52. Brodsky, JB., E.N. Cohen, C. Whitche, BWJ Brown et ML Wu. (1985): Occupational exposure to mercury in dentistry and pregnancy outcome. *Journal of the American Dental Association* 111:779-780.
53. Brosset, C. (1982): Total airborne mercury and its origin. *Water, Air and Soil Pollution* 17, 37-50.
54. Brown, T.D. et al (1999): Critical Review: Mercury Measurements and Control: What We Know, Have Learned and Further Need to Investigate, *Journal of the Air & Waste Management Association*, June 1999, pp 1-97.

55. Buchet, J., H. Roels, A. Bernard et R. Lauwerys (1980): Assessment of renal function of workers exposed to inorganic lead, cadmium, or mercury vapor. *Journal of Occupational Medicine* 1980; 22:741-750.
56. Buchet, J.P., et al. (1983): Oral daily intake of cadmium, lead, manganese, chromium, mercury, calcium, zinc, and arsenic in Belgium. A duplicate meal study. *Food and Chemical Toxicology* 21: 19-24.
57. Budtz-Jørgensen, E., P. Grandjean, N. Keiding, R.F. White et P. Weihe (2000): Benchmark dose calculations of methylmercury associated neurobehavioural deficits. *Toxicology Letters* 2000; 112-113:193-199.
58. Bulat, P., I. Dujic, B. Potkonjak et A. Vidakovic (1998): Activity of glutathione peroxidase and superoxide dismutase in workers occupationally exposed to mercury. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 1998; 71; Suppl. S37-39.
59. Bullock, OR. Jr. (2000): Current methods and research strategies for modeling atmospheric mercury. *Fuel Processing Technology* 65/66: 459-471.
60. Bullock, OR. Jr. et KA Brehme (2002): Atmospheric mercury simulation using the CMAQ model: Formulation description and analysis of wet deposition results. *Atmospheric Environment* 36: 2135-2146.
61. Bullock, OR. Jr., WG Benjey et MH Keating. (1997): Modeling of regional scale atmospheric mercury transport and deposition using RELMAP. Chapter 18 in: Baker J (dir. de publ.): *Atmospheric deposition of contaminants to the Great Lakes and coastal waters*. SETAC Press, Pensacola, FL, USA, p. 323-348.
62. Burger, J. (1997): Ecological effects of biomonitoring for mercury in tropical ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 97: 265-272
63. Burger, J., et M. Gochfeld (1997): Risk, Mercury Levels, and Birds: Relating Adverse Laboratory Effects to Field Monitoring. *Environmental Research* 75, p 160-172.
64. Burgess, N. (1998) Le mercure au Canada atlantique : rapport d'étape, Equipe du mercure du Comité régional de coordination scientifique, Environnement Canada, Région de l'Atlantique, 1998.
65. Burgess, N.M., et B.M. Braune (2001): Increasing trends in mercury concentrations in Atlantic and Arctic seabird eggs in Canada. *Poster presentation*, SETAC Europe, 2001.
66. Buzina, R., P. Stegnar, K. Buzina-Subotičanec, M. Horvat, I. Petric et T.M.M. Farley (1995): Dietary mercury intake and human exposure in an Adriatic population, *Science of the Total Environment* 170: 199-208.
67. Canada. Ministère des Pêches et des Océans (1998): cité dans le mémoire du Canada.
68. Cardenas, A., H. Roels, A.M. Bernard, R. Barbon, J.P. Buchet, R.R. Lauwerys, J. Rosello, G. Hotter, A. Mutti et I. Franchini (1993): Markers of early renal changes induced by industrial pollutants. I. Application to workers exposed to mercury vapour. *British Journal of Industrial Medicine* 1993; 50:17-27.
69. Caux, P.Y., S. Roe, E. Roberts et R. Kent (2000): A Canada-wide GIS analysis of methylmercury in fish: Exploring and communicating relative risks to wildlife. Affiche présentée à la 21^e réunion annuelle de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Nashville, TN, 12-16 novembre.
70. CDC (2001): Blood and hair mercury levels in young children and women of childbearing age - United States, 1999. *CDC – Morbidity and Mortality Weekly Report*, mars 2001 (consulté le 4 juin 2001 à l'adresse <http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/mm5008a2.htm>).
71. Cernichiari, E., T.Y. Toribara, L. Liang, DO. Marsh, MW. Berlin, GJ. Myers, C. Cox, CF. Shamlaye, O. Choisy, P. Davidson et TW. Clarkson, TW. (1995): The biological monitoring of mercury in the Seychelles study. *Neurotoxicology* 1995;16: 613-628.
72. CETEM (1993): Fontes e usos de mercúrio. In Itaituba Project. *Annual Report. CETEM/CNPq*, Rio de Janeiro (en brésilien). Cité par Maxson et Vonkeman (1996), eux-mêmes cités par Scoullos et al (2000).
73. CETEM (1994): Estudo dos Impactos Ambientais decorrentes do Extrativismo Mineral e Poluição Mercurial no Tapajós – pre-diagnosis. *Mineral Technology Serie*. Rio de Janeiro-RJ. Cetem/Seicom, 1994.
74. CETEM, Ferreira, R.C.H., et L.E. Appel (1992): *Fontes e usos de mercúrio no Brasil. Estudos e documentos*, 13. Rio de Janeiro, CETEM/CNPq. 2^e éd.. 1992 (en brésilien). Cité par Hylander et al, 1994.
75. CETEM/IMAAC/CYTED (2001): Mercury in the Tapajós Basin, Roberto C. Villas-Bôas, Christian Beinhoff, Alberto Rogério da Silva (dir. de publ.), Center for Minerals Technology of the Brazilian Research Council reporting on *UNIDO Workshop* in Belém, Pará, Brazil (Project EG/GLO/97/G43), Rio de Janeiro, 2001.
76. Chalou, S., S. Delion-Vancassel, C. Belzung, D. Guilloteau, A.M. Leguisquet, J.C. Besnard et G. Durand (1998): Dietary fish oil affects monoaminergic neurotransmission and behavior in rats. *Journal of Nutrition* 1998; 128:2512-2519.
77. Chapman, L., et H.M. Chan (2000): The influence of nutrition on methylmercury intoxication. *Environmental Health Perspectives* 2000; 108 (Suppl.1): 29-56.
78. Chapman, L.J., S.L. Sauter, R.A. Henning, V.N. Dodson, W.G. Reddan et C.G. Matthews (1990): Differences in frequency of finger tremor in otherwise asymptomatic mercury workers. *British Journal of Industrial Medicine* 1990; 47:838-843.
79. Cinca, I., I. Dumetrescu, P. Onaca, A. Serbanescu et B. Nestorescu (1979): Accidental ethyl mercury poisoning with nervous system, skeletal muscle, and myocardium injury. *Journal of Neurology, Neurosurgery and Psychiatry* 1979; 43:143-149.
80. Claisse, D., D. Cossa et J. Bretaudeau-Sanjuan (2001): Methylmercury in molluscs along the French coast. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 42, pp. 329-332.
81. Clarkson, T.W., L. Friberg, J.B. Hursh et M. Nylander (1988): The prediction of intake of mercury vapour from amalgams. In Clarkson, T.W., L. Friberg, G.F. Nordberg et P.R. Sager (dir. de publ.). *Biological monitoring of toxic metals*, New York, London, Plenum Press, p. 247-264.
82. CMAI – Chemical Marketing Association, Inc. (1999): Chlorine, world capacity tables: Chemical Marketing Association, Inc., 11601 Katy Frwy, Number 22, Houston, Tex., 48 p. cité par Sznopce et Goonan (2000).

83. Codex Alimentarius (1991) *Teneurs indicatives pour le méthylmercure dans le poisson* (CAC/GL 7-1991) adopté par la Commission à sa dix-neuvième session, 1991 - http://www.codexalimentarius.net/download/standards/21/CXG_007f.pdf.
84. Coolbaugh, M.F., M.S. Gustin et J.J. Rytuba (2002): Annual emissions on mercury to the atmosphere from three natural source areas in Nevada and California, *Environmental Geology* 42: 338-349.
85. Cordier, S., F. Deplan, L. Mandereau et D. Hemon (1991): Paternal exposure to mercury and spontaneous abortions. *British Journal of Industrial Medicine* 1991; 48: 375-381.
86. Cossa, D. (1994) Le mercure en milieu marin, le cas du littoral français dans le contexte d'une contamination à l'échelle planétaire. *Revue Equinoxe*, n° 47-48, 1994.
87. Crump, K., T. Kjellstrom, A. Shipp, A. Silvers et A. Stewart (1998): Influence of prenatal mercury exposure on scholastic and psychological test performance: statistical analysis of a New Zealand cohort. *Risk Analysis* 1998; 18: 701-713.
88. Crump, K., C. Landingham, C. Shamlaye, C. Cox, P. Davidson, G. Myers et T. Clarkson (2000): Benchmark calculations for methylmercury obtained from the Seychelles child development study. *Environmental Health Perspectives* 2000; 108:257-263.
89. Curlic, J., P. Sefcik et Z. Viechova (dir. de publ.) (2000): *Proceedings from meeting of the ad hoc international expert group on effect-based critical limits for heavy metals*. Rapport du Soil Science and Conservation Research Institute, Bratislava.
90. Dahl, J.E., J. Sundby, A. Hensten-Pettersen et N. Jacobsen (1999): Dental workplace exposure and effect on fertility. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 1999, 25: 285-90.
91. Davidson, P.W., J. Kost, G.J. Myers, C. Cox, T.W. Clarkson et C. Shamlaye (2001): Methylmercury and neurodevelopment: Reanalysis of the Seychelles Child Development Study outcomes at 66 months of age. *Journal of the American Medical Association* 2001; 285: 1291-1293.
92. Davidson, P.W., G.J. Myers, C. Cox, C. Axtell, J. Shamlaye, J. Sloane-Reeves, E. Cernichiari, L. Needham, A. Choi, Y. Wang, M. Berlin et T.W. Clarkson (1998): Effects of prenatal and postnatal methylmercury exposure from fish consumption on neurodevelopment: Outcomes at 66 months of age in the Seychelles Child Development Study. *Journal of the American Medical Association*, 280(8): 701-707. Présenté à la National Academy of Sciences, 2000.
93. Davis, L.E., M. Kornfeld, H.S. Mooney, K.J. Fiedler, K.Y. Haaland, W.W. Orrison, E. Cernichiari et T.W. Clarkson (1994): Methylmercury poisoning: long-term clinical, radiological, toxicological, and pathological studies of an affected family. *Annals of Neurology* 1994; 35: 680-688.
94. Denton, G.R.W., H.R. Wood, L.P. Concepcion, H.G., Siegrist, D.T. Vann et H.R. Wood (2001): Contaminant assessment of surface sediments from Tanapag Lagoon, Saipan. *WERI Technical Report* No. 93, 110 pp.
95. DHV (1996): Verwijdering van kwikhoudende producten in Nederland, DHV pour VROM, Pays-Bas, 1996. Cité in Maxson et Vonkeman (1996).
96. Dickman, M.D., et K.M. Leung (1998): Mercury and organochlorine exposure from fish consumption in Hong Kong. *Chemosphere* 37: 991-1015.
97. Dietz, R., F. Riget et E.W. Born (2000): An assessment of selenium to mercury in Greenland marine animals. *Science of the Total Environment* 2000; 245: 15-24.
98. Downs, S.G., C.L. Macleod, K. Jarvis, J.W. Birkett et J.N. Lester (1999): Comparison of mercury bioaccumulation in eel (*Anguilla anguilla*) and roach (*Rutilus rutilus*) from river systems in East Anglia, UK – I. Concentrations in fish tissue. *Environmental Technology* 20, 1189-1200.
99. Drasch, G., E. Wanghofer, G. Roeder et S. Strobach (1996): Correlation of mercury and selenium in the human kidney. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 1996; 10:251-254.
100. Ebinghaus, R., H.H. Kock, C. Temme, J.W. Einax, A.G. Lowe, A. Richter, J.P. Burrows et W.H. Schroeder (2002): Antarctic Springtime Depletion of Atmospheric Mercury. *Environmental Science and Technology* 36, 1238-1244.
101. Ehrenberg, R.L., R.L. Vogt et A.B. Smith (1991): Effects of elemental mercury exposure at a thermometer plant. *American Journal of Industrial Medicine* 1991; 19: 495-507.
102. EIPPCB (2000): *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Techniques in the Chlor-Alkali Manufacturing industry*, European IPPC Bureau, European Commission, Directorate-General JRC (Joint Research Centre), Institute for Prospective Technological Studies (Seville), Technologies for Sustainable Development, octobre 2000.
103. Elghancy, N.A., W. Stopford, W.B. Bunn et L.E. Fleming (1997): Occupational exposure to inorganic mercury vapor and reproductive outcomes. *Occupational Medicine* (Lond) 1997; 47:333-6.
104. Ellingsen, D., A. Andersen, HP. Nordhagen, J. Efskind et H. Kjuus (1993): Incidence of cancer and mortality among workers exposed to mercury vapour in the Norwegian chloralkali industry. *British Journal of Industrial Medicine* 1993; 50: 875-880.
105. Ellingsen, D.G., L. Barregard, PI. Gaarder, B. Hultberg et H. Kjuus (1993a): Assessment of renal dysfunction in workers previously exposed to mercury vapour at a chloralkali plant. *British Journal of Industrial Medicine* 1993 Oct; 50(10): 881-7.
106. Ellingsen, D.G., J. Efskind, E. Haug, Y. Thomassen, I. Martinsen et P.I. Gaarder (2000): Effects of low mercury vapour exposure on the thyroid function in chloralkali workers. *Journal of Applied Toxicology* 2000b;20:483-489.
107. Ellingsen, DG., R. Bast-Pettersen, J. Efskind et Y. Thomassen (2001): Neuropsychological effects of low mercury vapor exposure in chloralkali workers. *Neurotoxicology* 2001; 22:249-258.
108. Endre, B., S. Einarsson, M. Nyström, L.W. Rahbek, K. von Rein et E. Hansen (secrétaire) (1999): Treatment and disposal of mercury waste – Strategic elements proposed by a Nordic expert group. *TemaNord* 1999:554, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
109. Eneström, S., et P. Hultman (1995): Does amalgam affect the immune system? A controversial issue. *International Archives of Allergy and Immunology* 1995; 106: 180-203.
110. Environnement Canada (2001). *Mercure : à la recherche de réponses*, Bureau national des recommandations et des norme s, Environnement Canada, Ottawa, Canada.

111. Ericsson, A., et B. Källén (1989): Pregnancy outcome in women working as dentists, dental assistants or dental technicians. *British Journal of Industrial Medicine* 47: 639-644.
112. Ernst, E., et J.T. Coon (2001): Heavy metals in traditional Chinese medicines: A systematic review. *Clinical Pharmacology and Therapeutics* 2001, Vol. 70; Number 6: 497-504.
113. Euro Chlor (1998): *Chlorine Industry Review 1997-1998*, Euro Chlor, Bruxelles, 1998.
114. Commission européenne (2002) COM (2002) 489 final. Rapport de la Commission au Conseil concernant le mercure issu de l'industrie du chlore et de la soude, Commission des communautés européennes, Bruxelles, 6 septembre 2002.
115. Evers, D.C., J.D. Kaplan, M.W. Meyer, P.S. Reaman, W.E. Braselton, A. Major, N. Burgess et A.M. Scheuhammer (1998): A geographic trend in mercury measured in common loon feathers and blood. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(173-183), 1998.
116. Fagala, G.E., et C.L. Wigg (1992): Psychiatric manifestations of mercury poisoning. *Journal of the American Academy of Child and Adolescent Psychiatry* 1992; 31:306-311.
117. Falk, J. (1994): Communication personnelle, Philips, Copenhagen, Danemark, 1994.
118. Falnoga, I., M. Tusek-Znidaric, M. Horvat et P. Stegnar (2000): Mercury, Selenium, and Cadmium in Human Autopsy Samples from Idrija Residents and Mercury Mine Workers. *Environmental Research* 2000; 84: 211-218.
119. (FAO/OMS (2000) Evaluation de certains additifs alimentaires et contaminants. Cinquante-troisième rapport du comité mixte FAO/OMS des additifs alimentaires – en préparation)
<http://bookorders.who.int/bookorders/francais/detart2.jsp?sesslan=2&codlan=2&codcol=10&codcch=896&sesslan=2&otherlan=1>
120. Farid, L.H., J.E.B. Machado et A.O. da Silva (1991): Controle da emissão e recuperação de mercúrio em rejeitos de garimpo, in Veiga, M.M., et F.C.R. Fernandes (dir. de publ.), Poconé: Um campo de estudos do impacto ambiental do garimpo, *Tecnologia Ambiental*, 1, CETEM/CNPq, Rio de Janeiro, Brésil, p. 27-43 (en brésilien).
121. Fauh (1991): Alkali and Chlorine Products. Chlorine and Sodium Hydroxide. In Kirk-Othmer *Encyclopedia of Chemical Technology*, Volume 1, 4^e éd.; J.I. Kroschivitz (dir. de publ.). John Wiley and Sons, New York, 1991.
122. Fawer, R.F., Y. de Ribaupierre, M.P. Guillemain, M. Berode et M. Lob (1983): Measurement of hand tremor induced by industrial exposure to metallic mercury. *British Journal of Industrial Medicine* 1983; 40:204-208.
123. Feng, Q., Y. Suzuki et A. Hisashige (1998): Hair mercury levels of residents in China, Indonesia and Japan. *Archives of Environmental Health*, Vol. 53, No. 1, janvier/février 1998.
124. Fimreite, N. (1970): Mercury uses in Canada and their possible hazard as sources of mercury contamination. *Environmental Pollution* 1: 119-131.
125. Finnish Environment Institute (1999): Atmospheric emissions of heavy metals in Finland in the 1990's. *The Finnish Environment* No. 329, Finnish Environment Institute, Helsinki (en finnois).
126. Finnish National Authority for Foodstuff (2002): Risk Report- Chemical Threats to Food and Supply of Water (en finnois). *Valvontaopas-sarja 2/2002*. (guide 2/2002).
127. Fitzgerald, W.F. (1986): Cycling of Mercury between the Atmosphere and Oceans. In Buat-Ménard, P., (dir. de publ.), *The role of Air-sea Exchange in Geochemical Cycling*. R. Reidel Publishing Company, 363-408.
128. Fitzgerald, W.F., D.R. Engstrom, R.P. Mason et E.A. Nater (1998): The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environmental Science and Technology*, Vol. 32, No. 1, 1998.
129. Fouassin, A., et M. Fondu (1978) Evaluation de la teneur moyenne en mercure de la ration alimentaire en Belgique. *Archives Belges de Médecine Sociale, Hygiène, Médecine du Travail et Médecine Légale*, 36: 481-490.
130. Foulds, D., K. Copeland et R. Franks (1987): Mercury poisoning and acrodynia. *American Journal of Diseases of Children* 1987; 141: pp 124-125.
131. Franchi, E., G. Loprieno, M. Ballardin, L. Petrozzi et L. Migliore (1994): Cytogenetic monitoring of fishermen with environmental mercury exposure. *Mutation Research* 1994; 320:23-29.
132. Fréry, N., M. Jouan, E. Maillot et M. Deheeger (1999): Exposition au mercure de la population amérindienne Wayana de Guyane – Enquête alimentaire. INVS (Institut de veille sanitaire), juin 1999. Disponible à l'adresse <http://www.invs.sante.fr/publications/mercure>.
133. Friedmann, A.S., M.C. Watzin, T. Brinck-Johnsen et J.C. Leiter (1996): Low levels of dietary methylmercury inhibit growth and gonadal development in juvenile walleye (*Stizostedion vitreum*). *Aquatic Toxicology* 35: 265-278.
134. Frumkin, H., R. Letz, PL. Williams, F., Gerr, M. Pierce, A. Sanders, L. Elon, CC. Manning, JS. Woods, VS. Hertzberg, P. Mueller et BB. Taylor (2001): *American Journal of Industrial Medicine* 2001 Jan; 39(1): 1-18. Health effects of long-term mercury exposure among chloralkali plant workers.
135. Gangaiya, P., J.E. Brodie et R.J. Morrison (1988): Baseline study of the Vitogo river and associated environment, Western Viti Levu, Fiji. *UNEP Regional Seas Programme Reports and Studies* No. 93, 27 p (également publié en tant que SPREP Topic Review No. 28).
136. Garvey, J.G., G. Hahn, R.V. Lee et R.D. Harbison (2001): Heavy metal hazards of Asian traditional remedies. *International Journal of Environmental Health Research* 2001, 11: 63-71.
137. Global Mercury Assessment Working Group - Philippines delegation (2002): Meeting of the Global Mercury Assessment Working Group, Geneva, Switzerland, 9-13 September 2002.
138. Gobi International (1998): The Gobi report on mercury, CD ROM: version 2.2. Cité par Sznoppek et Goonan, 2000.
139. Goyer, R.A. (1997): Toxic and essential metal interactions. *Annual Review of Nutrition* 1997; 17: 37-50.

140. Grandjean, P., P. Weihe, V.W. Burse, L.L. Needham, E. Storr-Hansen, B. Heinzow, F. Debes, K. Murata, H. Simonsen, P. Ellefsen, E. Budtz-Jorgensen, N. Keiding et R.F. White (2001): Neurobehavioral deficits associated with PCB in 7-year-old children prenatally exposed to seafood neurotoxicants. *Neurotoxicology and Teratology* 2001; 23: 305-17.
141. Grandjean, P., P. Weihe, R.F. White, F. Debes, S. Araki, K. Yokoyama, K. Murata, N. Sorensen, R. Dahl et P.J. Jorgensen (1997): *Neurotoxicology and Teratology* 1997, 20, 1.
142. Greenpeace (1994): Greenpeace inventory of toxic technologies - mercury amalgamation process in gold production. Cité par Scoullous *et al*, 2000.
143. Groupe de travail de l'AGHTM (1999): Déchets mercuriel en France [Mercurial waste in France]. *TSM Techniques Science Méthodes* 7-8/1999: 20-48. (En français, avec résumé en anglais).
144. Gustafsson, E. (1997): Mercury in products and available substitutes. *Discussion paper* submitted by Sweden at the meeting of designated experts, Geneva, 17-21 March 1997, on annexes to the UN-ECE LRTAP Heavy Metals Protocol. Swedish National Chemicals Inspectorate.
145. Gustafsson, E.. (2001): Communication personnelle. Swedish National Chemicals Inspectorate (KEMI), octobre 2001.
146. Hac, E., M. Krzyzanowski et J. Krechniak (2000): Total mercury concentrations in human renal cortex, liver, cerebellum and hair. *Science of the Total Environment* 2000; 248:37-43.
147. Håkansson, L., et T. Andersson (1990): Mercury in the Swedish mor layer linkages to mercury deposition and sources of emission. *Water, Air and Soil Pollution* 50: 311-330. Cité par von Rein et Hylander (2000).
148. Han, BC., W.L. Jeng, R.Y. Chen, GT. Fang, TC. Hung et R.J. Tseng, R.J. (1998): Estimation of target hazard quotients and potential health risks for metals by consumption of seafood in Taiwan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 1998; 35(4): 711-720.
149. Hansen, E. (1985): Forbrug og forurening med kviksølv i Danmark – materialestømsanalyse (substance flow assessment for mercury in Denmark). COWI for Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen (en danois).
150. Hansen, E., et C. Lassen (2000): Paradigm for Substance Flow Analysis. Guide for SFAs carried out for the Danish EPA. Environmental Project No. 577 2000. The Danish EPA, Copenhagen. Disponible sur le site du DEPA : www.mst.dk.
151. Hansen, J.C. (1990): Human exposure to metal through consumption of marine foods: A case study of exceptionally high intake among Greenlanders. In Furness, R.W., et P.S. Rainbow (dir. de publ.): *Heavy metals in the marine environment*, pp. 227-243. CRC Press Inc. Boca Raton, Florida. Cité in AMAP, 1998.
152. Hansen, J.C., et H.S. Pedersen (1986): Environmental exposure to heavy metals in North Greenland. *Arctic Medical Research* 41: 21-34. Cité in AMAP, 1998.
153. Harada, M. (1995): Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *CRC Critical Reviews in Toxicology* 1995; 25: 1-24.
154. Harada, M. (1997): Neurotoxicity of methylmercury: Minamata and the Amazon. p. 177-188 in *Mineral and Metal Neurotoxicology*, Yasui, M., M.J. Strong, K. Ota et M.A. Verity (dir. de publ.). Boca Raton, FL; CRC Press. 1997.
155. Harris, M. (2001): Phase-out Issues for Mercury Cell Technology in the Chlor-Alkali Industry, Chapitre 2 de *Modern Chlor-Alkali Technology*, Moorhouse, J. (dir. de publ.), Blackwell Science, ISBN 0-632-05559-6.
156. Hedgecock, I., et N. Pirrone (2001): Mercury and Photochemistry in the Marine Boundary Layer – Modeling Studies for *in-situ* Production of Reactive Gas Phase Mercury. *Atmospheric Environment* 35, 3055-3062.
157. Hedgecock, I., N. Pirrone, F. Sprovieri et E. Pesenti (2002): Reactive Gaseous Mercury in the Marine Boundary Layer: Experimental and Modelling Evidence for its Formation in the Mediterranean. *Atmospheric Environment*, in press.
158. Heidam, LZ. (1984): Spontaneous abortions among dental assistants, factory workers, painters, and gardening workers. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 38:149-155.
159. HELCOM (2001): Fourth periodic assessment of the state of the environment of the Baltic marine area, 1994-1998. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 82. Helsinki Commission, Helsinki, Finlande (versions préliminaires, publication en préparation).
160. Heron, H. (2001): communication personnelle. Danish Environmental Protection Agency, juin 2001.
161. Hladíková, V., J. Petrik, S. Jursa, M. Ursínyová et A. Kočan (2001): Atmospheric mercury levels in the Slovak Republic. *Chemosphere* 45: 801-806.
162. Horvath (1986): The ELTECH Membrane Gap Cell for the Production of Chlorine and Caustic. In *Modern Chlor-alkali Technology*, Volume 3; R. Wall (dir. de publ.). Ellis Horwood Limited, Chichester, Londres, 1983.
163. Hudson, R.J.M., S.A. Gherini, C.J. Watras et D.B. Porcella (1994): Modeling the biogeochemical cycle of mercury in lakes: The Mercury Cycling Model (MCM) and its application to the MTL Study lakes. In Watras, C.J., et J.W. Huckabee (dir. de publ.). *Mercury as a global pollutant: Toward integration and synthesis*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 473-523.
164. Hylander, L.D. (2001): *Water, Air and Soil Pollution* 125: 331-344, 2001. Cité in comm-3-ngo; université d'Uppsala.
165. Hylander, L.D., et M. Meili (2002): 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. Sous presse, *Science of the Total Environment*.
166. Hylander, L.D., E.C. Silva, L.J. Oliveira, S.A. Silva, E.K. Kuntze et D.X. Silva (1994): Mercury levels in Alto Pantanal: A screening study. *Ambio* Vol. 23 No. 8, décembre 1994, Royal Swedish Academy of Sciences.
167. Hylander, L.D., H. Sollenberg et H. Westas (2002): A three-stage system to remove mercury and dioxins in flue gases. Sous presse, *Science of the Total Environment*.
168. IARC (International Agency for Research on Cancer). (1993): *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*. Vol 58. Beryllium, cadmium, mercury, and exposures in the glass manufacturing industry. Lyon, 1993.
169. IAS (1992): Report to Pacific Fishing Company, unpublished report.

170. ICES (1997): cité in HELCOM (2001).
171. ICON (2000): Monitoring of Mercury Contamination from Gold Mining in the Tapajos and Madeira river basins, Brazilian Amazonas, projet financé par la Commission européenne et le gouvernement du Brésil avec des contributions du R.-U., du Danemark, de l'Allemagne, du Brésil et du Canada, contrat B7-5041/I/93/15.
172. Ikarashi, M., K. Sasaki, M. Toyoda et Y. Saito (1996): Annual daily intakes of Hg, PCB, and arsenic from fish and shellfish and comparative survey of their residue levels in fish by body weight, *Esei Shikenjo Hokoku*, 114: 43-47.
173. Ilyin, I., A. Ryaboshapko, O. Afinogenova, T. Berg, et A.G. Hjellbrekke (2001): Evaluation of transboundary transport of heavy metals in 1999. Trend analysis. *EMEP Report 3/2001*, Meteorological Synthesizing Centre – East, Moscou, Russie. Cité par le CMS-E de l'EMEP (comm-4-igo).
174. INERIS (2000): Compilation of toxicological and environmental data on chemicals – mercury and its derivatives. Présenté par la France (sub49govatt18).
175. Iverfeldt, Å. (1991): Occurrence and turnover of atmospheric mercury over the Nordic countries. *Water, Air and Soil Pollution* 56, 251-265.
176. Iverfeldt, A., J. Munthe, C. Brosset et J. Pacyna (1995): Long-term changes in concentration and deposition of atmospheric mercury over Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollution* 80: 227-233. Cité par von Rein et Hylander (2000).
177. Jackson, T.A. (1997): Long-range atmospheric transport of mercury to ecosystems, and the importance of anthropogenic emissions – a critical review and evaluation of the published evidence, *Environmental Review*, 5, 99-120.
178. Jalili, H.A., et A.H. Abbasi (1961): Poisoning by ethyl mercury toluene sulphonilide. *British Journal of Industrial Medicine* 1961; 18:303-308.
179. Jarup, L. (dir. de publ.), M. Berglund, C-G. Elinder, G. Nordberg et M. Vahter (1998): Health effects of cadmium exposure - a review of the literature and a risk estimate. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 1998; 24 (suppl 1): 1-52.
180. Jasinski, S.M. (1994): The materials flow of mercury in the United States. The United States Department of the Interior, Bureau of Mines, Circular 9412. Disponible à l'adresse <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/>.
181. JME (1997): *Our Intensive Efforts to Overcome the Tragic History of Minamata Disease*, Japanese Ministry of Environment, Japon, 1997.
182. Johansson (1985): Mercury in sediment in Swedish forest lakes, *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Verhandlungen* 22: 2359-2363.
183. Johansson, K., B. Bergbäck et G. Tyler (2001): Impact of atmospheric long range transport of lead, mercury and cadmium on the Swedish forest environment. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1: 279-297, 2001.
184. Johansson, K. (2001): communication personnelle. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden.
185. Johnels, A., G. Tyler et T. Westermark (1979): A history of mercury levels in Swedish fauna. *Ambio* 8: 160-168.
186. Jonasson, I.R., et R.W. Boyle (1971): Geochemistry of mercury. Spatial Symposium on Mercury in Man's Environment, Environment Canada, Ottawa, Canada, 5-21. Cité par le CMS-E de l'EMEP (comm-4-igo).
187. Kannan, K., S. Tanabe, H. Iwata et R. Tatsukawa (1995): Butyltins in muscle and liver of fish collected from certain Asian and Oceanic countries, *Environmental Pollution*, 83, 159-167.
188. Karpathios, T., A. Zervoudakis et C. Thodoridis (1991): Mercury vapor poisoning associated with hyperthyroidism in a child. *Acta Paediatrica Scandinavica* 1991; 80:551-552.
189. Kazantzis, G., K.F. Schiller, A.W. Asscher et R.G. Drew (1962): Albuminuria and the nephrotic syndrome following exposure to mercury and its compounds. *Quarterly Journal of Medicine* 1962; 3: 403-419.
190. KEMI - National Chemicals Inspectorate (1998): Kviksilveravveckling i Sverige - redovisning av ett regeringsuppdrag (Substitution of mercury in Sweden). *KEMI*, 5/98, The Chemicals Inspectorate, Solna, Suède (en suédois avec résumé en anglais).
191. Khordagui, H., et A. Dhari (1991): Mercury in Seafood: A Preliminary Risk Assessment for Kuwaiti Consumers, Pergamon Press, 1991.
192. Kibukamusoke, J.W., DR. Davies et MSR Hutt (1974): Membranous nephropathy due to skin-lightening cream. *British Medical Journal* 1974; 2: 646-647.
193. Kishi, R., R. Doi et Y. Fukuchi (1993): Subjective symptoms and neurobehavioral performances of ex-mercury miners at an average of 18 years after the cessation of chronic exposure to mercury vapor. *Environmental Research* 1993; 62: 289-302.
194. Kjellstrom, T., P. Kennedy, S. Wallis et C. Mantell (1986): Physical and mental development of children with prenatal exposure to mercury from fish. Stage 1: Preliminary tests at age 4. *Report 3080*, National Swedish Environmental Protection Board, 1986.
195. Kjellstrom, T., P. Kennedy, S. Wallis, L. Stewart, L. Friberg, B. Lind, T. Wutherspoon et C. Mantell (1989): Physical and mental development of children with prenatal exposure to mercury from fish. Stage 2: Interviews and psychological tests at age 6. *Report 3642*, National Swedish Environmental Protection Board.
196. Kling, L.J., J.H.jr. Soares et W.A. Haltman (1987): Effect of vitamin E and synthetic antioxidants on the survival rate of mercury-poisoned Japanese quail. *Poultry Science* 1987; 66: 324-33.
197. Koh, H.L., et S.O. Woo (2000): Chinese proprietary medicine in Singapore: Regulatory Control of Toxic Heavy Metals and Undeclared Drugs. Drug Safety: *An International Journal of Medical Toxicology and Drug Experience*. 2000. Volume 23: (5): pages 351-62.
198. Kosta, L., A.R. Byrne et V. Zelenko (1975): Correlation between selenium and mercury in man following exposure to inorganic mercury, *Nature*, 254: 238-239.
199. Kumpulainen, J. et R. Tahvonen (1989): Report on the activities of the sub-network on trace elements status in food. *FAO Report of the 1989 Consultation of the European Cooperative Research Network on trace elements*, Lausanne, septembre 1989.

200. Lacerda, L.D. (1997a): Global mercury emissions from gold and silver mining. *Water, Air and Soil Pollution* 97: pp 209-221, 1997, Kluwer Academic Publishers, Pays-Bas.
201. Lacerda, L.D. (1997b): Evolution of mercury contamination in Brazil. *Water, Air and Soil Pollution* 97: p 247-255, 1997, Kluwer Academic Publishers, Pays-Bas.
202. LAI (1996): Emissionswerte für Quecksilber, Quecksilberverbindungen, Bericht des Unterausschusses « Wirkungsfragen », Berlin: Erich Schmidt Verlag 1996, ISBN 3-503-09364-3.
203. Lamborg, C. H., W.F. Fitzgerald, J. O'Donnell et T. Torgersen (2002): A non-steady-state compartmental model of global-scale mercury biogeochemistry with interhemispheric atmospheric gradients. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66 (7), 1105-1118.
204. Landis, M.S., A.F. Vette et G.J. Keeler (2002): Atmospheric Deposition to Lake Michigan During the Lake Michigan Mass Balance Study, présenté à *Environmental Science and Technology*.
205. Langworth, S., O. Almkvist, E. Soderman et B.O. Wikström (1992): Effects of occupational exposure to mercury vapor on the ventral nervous system. *British Journal of Industrial Medicine* 1992; 49:545-555.
206. Laperdina, T.G., M.V. Melnikova et T.E. Kvostova (1996): Mercury contamination of the environment due to gold mining in Zabaikalye. In Baeyens, W., R. Ebinghaus et O. Valiliev (dir. de publ.): Global and regional mercury cycles: Sources, fluxes and mass balances. *NATO ASI Series*, 2. Environment - Vol. 21. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas.
207. Lauwerys, R., H. Roels, P. Genet, G. Toussaint, A. Bouckaert et S. De Cooman (1985): Fertility of male workers exposed to mercury vapor or to manganese dust: A questionnaire study. *American Journal of Industrial Medicine* 1985; 7:171-176.
208. Lawrence, B. (2000): "The Mercury Marketplace: Sources, Demand, Price, and the Impacts of Environmental Regulation." Presentation at USEPA's *Workshop on Mercury in Products, Processes, Waste, and the Environment*. Baltimore, Maryland (USA), 22-23 mars 2000, Cité par les Etats-Unis d'Amérique (comm-24-gov).
209. Lawrence, B. (2002): "Global Markets for Mercury," presented at the US EPA-sponsored conference: *Breaking the Mercury Cycle: Long-Term Management of Surplus Mercury & Mercury-Bearing Waste*. Boston, Massachusetts, E.-U., 1-3 mai 2002.
210. Lawrence, B.J. (1994): Mercury. *Engineering and Mining Journal*, March issue. Cité par Scoullou et al. (2000).
211. Leady, B.S., et J.F. Gottgens (2001): Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in two regions of the Brazilian Pantanal, *Wetlands Ecology and Management* 9(4): 349-361.
212. Leah, R.T., S.J. Evans et M.S. Johnson (1992): Mercury in flounder (*Platichthys flesus* L.) from estuaries and coastal waters of the north-east Irish Sea. *Environmental Pollution* 75, 317-322.
213. Lebel, J., D. Mergler, F. Branches, M. Lucotte, M. Amorim, F. Larribe et J. Dolbec (1998): Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. *Environmental Research* 1998; 79:20-32.
214. Letz, R., F. Gerr, D. Cragle, C. Green, J. Watkins et A.T. Fidler (2000): Residual Neurologic Deficits 30 Years after Occupational Exposure to Elemental Mercury, *Neurotoxicology* 2000; 21: 459-474.
215. Liang, Y.X., R.K. Sun et Y Sun (1993): Psychological effects of low exposure to mercury vapor: Application of a computer-administered neurobehavioral evaluation system. *Environmental Research* 1993; 60:320-327.
216. Lillis, R., A. Miller et Y Lerman (1985): Acute mercury poisoning with severe chronic pulmonary manifestations. *Chest* 1985; 88:306-309.
217. Lin, C.-J., et S.O. Pehkonen (1999): The chemistry of Atmospheric Mercury: a review. *Atmospheric Environment*, 33, 2067-2079.
218. Lindberg, S. E., S. Brooks, C.J. Lin, K.J. Scott, M.S. Landis, R.K. Stevens, M. Goodsite et A. Richter (2002b): Dynamic oxidation of gaseous mercury in the Arctic troposphere at polar sunrise. *Environmental Science & Technology* 36, 1245-1256.
219. Lindberg, S. E., S. Brooks, C.J. Lin, K. Scott, T. Meyers, L. Chambers, M. Landis et R.K. Stevens (2002a): Formation of Reactive Gaseous Mercury in the Arctic: Evidence of Oxidation of Hg⁰ to Hg^{II} compounds after Arctic sunrise. *Water, Air and Soil Pollution*, in press.
220. Lindberg, S. E., D. Wallschlager, E.M. Prestbo, N.S. Bloom, J. Price et D. Reinhart (2001): Methylated mercury species in municipal waste landfill gas sampled in Florida, USA, *Atmospheric Environment* 35, 4011-4015.
221. Lindley (1997): An Economic and Environmental Analysis of the Chlor-Alkali Production Process: Mercury Cells and Alternative Technologies, préparé pour la Commission européenne – DG Enterprise, Bruxelles, 1997.
222. Lindquist, O., A. Jernelöv, K. Johansson et H Rohde (1984): Mercury in the Swedish Environment. Global and local sources, report 1816, National Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, 121 p. Cité par von Rein et Hylander (2000).
223. Lindquist, O., K. Johansson, M. Aastrup, A. Andersson, L. Bringmark, G. Hovsenius, L. Hakanson, Å. Iverfeldt, M. Meili et B. Timm (1991): Mercury in the Swedish environment – Recent Research on Causes, Consequences and Corrective Methods. *Water, Air and Soil Pollution*. 55.
224. Louekari, K., A.B. Mukherjee et M Verta (1994): Changes in human dietary intake of mercury in polluted areas in Finland between 1967 and 1990. In Watras, C.J., et J.W. Huckabee: *Mercury pollution, Integration and Synthesis*, p. 705-711, CRC Press, Lewis Publishers, 1994.
225. Lu, J. Y., W.H. Schroeder, L.A. Barrie, A. Steffen, H.E. Welch, K. Martin, L. Lockhart, R.V. Hunt, G. Boila et A. Richter (2001): Magnification of atmospheric mercury deposition to polar regions in springtime: the link to tropospheric ozone depletion chemistry. *Geophysical Research Letters* 28, 3219-3222.
226. Maag, J., C. Lassen et E. Hansen (1996): Massestrømsanalyse for kviksølv (substance flow assessment for mercury). *Miljøprojekt* no. 344, 1996, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen (en danois avec sommaire en anglais).
227. Mabilille, V., H. Roels, P. Jacquet, A. Léonard et RR. Lauwerys (1984): Cytogenetic examination of leukocytes of workers exposed to mercury vapour. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 53:257-260.
228. MAFF (1994): 1991 Total Diet Study. *Food Surveillance Information Sheet* 34, juillet 1994.

229. Malm, O., *et al.* (1999): Biomonitoring Environmental Contamination with Metallic and Methylmercury in Amazon Gold Mining areas, Brazil. *In Environmental Impacts of mining activities*. Berlin- Hiedelberg: Springer – Verlag, p. 41-54, 1999. Cité dans le mémoire du ministère de la Santé du Brésil (sub66govatt2A).
230. Malm, O., *in* NIMD Forum (2001): Mercury Environmental and Human Contamination in Brazilian Amazon: An Overview by O. Malm, as contained in NIMD Forum (2001): *Proceedings of NIMD Forum 2001 – Mercury Research – Today and Tomorrow*, Minamata City, Japan, 19-20 mars 2001.
231. Marvin-Dipasquale, M., J. Agee, C. McGowan, R. Oremland, M. Thomas, D. Krabbenhoft et C.C. Gilmour (2000): Methyl-mercury Degradation Pathways: A Comparison among Three Mercury Impacted Ecosystems, *Environmental Science and Technology* 2000, 34, 4908-4916.
232. Mason, R.P., et W.F. Fitzgerald (1996): Sources, sinks and biochemical cycling of mercury in the ocean. *In* Baeyens, W., R. Ebinghaus et O. Valiliev (dir. de publ.): Global and regional mercury cycles: Sources, fluxes and mass balances. *NATO ASI Series*, 2. Environment - Vol. 21. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas.
233. Mason, R.P., et W.F. Fitzgerald (1997): Biogeochemical cycling of mercury in the marine environment. *In* Sigel, A. et H. Sigel.: *Metal ions in biological systems*. Marcel Dekker, Inc. 34, p. 53-111.
234. Mason, R.P., W.F. Fitzgerald et M.M. Morel (1994): The biogeochemical cycling of elemental mercury: Anthropogenic influences. *Geochimica. et Cosmochimica. Acta*, 58(15): 31-3198. Cité par l'EPA des Etats-Unis, 1997.
235. Masters, H.B. (1997): Metals & minerals annual review - 1997. Mercury. *Mining Journal Ltd*.
236. Mathiesen, T., D. Ellingsen et H. Kjuus (1999): Neuropsychological effects associated with exposure to mercury vapor among former chloralkali workers. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 1999; 5: 342-250.
237. Maxson, P. (1999): Global Mercury Flows, Concorde East/West Sprl for the Institute for European Environmental Policy-Bruxelles, 1999.
238. Maxson, P., et F. Verberne (2000): Mercury concerns in decommissioning chlor-alkali facilities in Western Europe, ERM and Concorde East/West Sprl for the Netherlands Ministry of Environment VROM, La Haye, septembre 2000.
239. Maxson, P.A., et G.H. Vonkeman (1996): Mercury stock management in the Netherlands. Background document prepared for workshop « Mercury: Ban it or bridle it? » tenu le 21 novembre 1996, La Haye, Pays-Bas, Institute for European Environmental Policy, Bruxelles, Belgique, 48 p.
240. McNeil, S.I., M.M.K. Bhatnager et C.J. Turner (1988): Combined toxicity of ethanol and methylmercury in rats. *Toxicology* 1988; 53:345-363.
241. Menasveta, P. (1993): Fish survey and sampling in the Gulf of Thailand for total mercury determination. Cité dans le mémoire de la Thaïlande (sub53gov). (Pas d'autre référence donnée).****
242. Mercury as a Global Pollutant (1999): 5. *International conference on mercury as a global pollutant ("ICMGP") - Book of abstracts*. CETEM, Brazil.
243. Merler, E., P. Boffetta, G. Masala, V. Monechi et F. Bani (1994): A cohort study of workers compensated for mercury intoxication following employment in the fur hat industry. *Journal of Occupational Medicine* 1994; 36:1260-1264.
244. Metallgesellschaft (1992): Metallstatistik 1981-1991. Frankfurt am Main, Allemagne. Cité par l'OCDE (1994).
245. Minamata City (2000): *Minamata disease – Its history and lessons – 2000*. Minamata City Planning Division, décembre 2000.
246. MMSD (2002): Breaking New Ground: Mining, Minerals, and Sustainable Development. International Institute for Environment and Development, 2002. Disponible à l'adresse <http://www.iied.org/mmsd/finalreport/index.html> en septembre 2002.
247. Monsalve, M.V., et C. Chiappe (1987): Genetic effects of methylmercury in human chromosomes I. A cytogenetic study of people exposed through eating contaminated fish. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 10: 367-376.
248. Monteiro, L.R., et R.W. Furness (1997): Accelerated increase in mercury contamination in North Atlantic mesopelagic food chains as indicated by time series of seabird feathers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16 (12): 2489-2496.
249. Monteiro, L.R., J.P. Granadeiro, R.W. Furness et P. Oliviera (1999): Contemporary patterns of mercury contamination in the Portuguese Atlantic inferred from mercury concentrations in seabird tissues. *Marine Environmental Research* 47, p 137-156.
250. Moore, D. R. J., B.E. Sample, G.W. Suter, B.R. Parkhurst et R.S. Teed. (1999): A probabilistic risk assessment of the effects of methylmercury and PCBs on mink and kingfishers along East Fork Poplar Creek, Oak Ridge, Tennessee, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 2941-2953.
251. Moreiras, O., C. Cuadrado, J.T. Kumpulainen, A. Carbajal et B. Ruiz-Roso (1996): Intake of contaminants, heavy metals and nutrients with potential toxicity via total diet in four geographical areas of Spain. FAO Regional office for Europe, *REU Technical series* 49. Trace elements, natural antioxidants and contaminants in European foods and diets. FAO, Rome, 1996: 59-92.
252. Morrison, R., S. Narayan et P. Gangaiya (2001): Trace element studies in Laucala bay, Suva, Fiji, *Marine Pollution Bulletin*, 42, 397-404.
253. Muir, D. *et al.* (1999): Spatial and temporal trends and effects of contaminants in the Canadian Arctic marine ecosystem: a review. *The Science of the Total Environment* 230: 83-144, 1999.
254. Muir, D. *et al.* (2001): Temporal trends of persistent organic pollutants and metals in ringed seals from the Canadian Arctic, *In Synopsis of research conducted under the 2000/01 Northern Contaminants Program*. Ottawa: Indian and Northern Affairs Canada. Parution prévue pour septembre 2001.
255. Mukherjee A.B., M. Melanen, M. Ekquist et M. Verta (2000): Assessment of atmospheric mercury emissions in Finland. *The Science of the Total Environment* 259 (2000), p. 73-83.
256. Munthe, J., et K. Kindbom (1997): Mercury in products – a source of transboundary pollutant transport. *KEMI Report No. 10/97*, The Swedish National Chemicals Inspectorate.

257. Munthe, J., H. Hultberg, Y.H. Lee, H. Parkman, Å. Iverfeldt, Å. et I. Renberg (1995): Trends of mercury and methylmercury in deposition, run-off water and sediments in relation to experimental manipulations and acidification. *Water, Air and Soil Pollution* 85(2), 743-748, 1995.
258. Munthe, J., K. Kindbom, O. Kruger, G. Petersen, J.M. Pacyna et Å. Iverfeldt (2001a): Emission, deposition, and atmospheric pathways of mercury in Sweden, accepté pour *Water, Air and Soil Pollution*.
259. Munthe, J., I. Wängberg, Å. Iverfeldt, G. Petersen, R. Ebinghaus, S. Schmolke, E. Bahlmann, O. Lindquist, D. Strömberg, J. Sommar K. Gårdfeldt, X. Feng, K. Larjava et V. Siemens (2001): Mercury species over Europe (MOE). Relative importance of depositional methylmercury fluxes to various ecosystems. Rapport final pour la Commission européenne, Directorate général XII. Septembre 2001.
260. Munthe, J., Z.F. Xiao, et O. Lindqvist (1991): The aqueous reduction of divalent mercury by sulfite. *Water, Air, and Soil Pollution* 56, 621 - 630, 1991.
261. Myers, G., P. Davidson, C. Palumbo, C. Shamlaye, C. Cox, E. Chernichiari et T. Clarkson. (2000): Secondary analysis from the Seychelles child development study: the child behavior checklist. *Environmental Research*, Section A, 2000; 84: 12-19.
262. Nabrzycki, M., et R. Gajewska (1984): determination of mercury, cadmium, and lead in food. *Rocz. PZH*, 35(1): 1-11 (en polonais).
263. Nagao, I., K. Matsumoto et H. Tanaka (1999): Sunrise ozone destruction found in the sub-tropical marine boundary layer. *Geophysical Research Letters*, 26, 3377-3380.
264. Naidu, S.D., et R.J. Morrison (1994): Contamination of Suva harbour, Fiji. *Marine Pollution Bulletin*, 29, 126-130.
265. Naidu, S.D., W.G.L. Aalbersberg, J.E. Brodie, V. Fuavao, M. Maata, M.R. Naqasima, P. Whippy et R.J. Morrison (1991): Water quality studies on selected South Pacific Lagoons, *UNEP Regional Seas Reports and Studies* No. 136, Nairobi, 99 p.
266. Nakagawa, R., Y. Yumita et M. Hiromoto (1997): Total mercury intake from fish and shellfish by Japanese people, *Chemosphere* 35: 2909-2913.
267. Nakamura (1994): *Japanese Journal of Waste* Vol. 5, No. 1, pp. 60-68, 1994, cité dans le mémoire de la République de Corée à l'Evaluation mondiale du mercure du PNUE (II), NIER/Ministry of Environment, 15 mars 2002.
268. Naturvårdsverket (1991): Mercury in the environment. Problems and remedial measures in Sweden. Naturvårdsverket, Solna, Sweden 36 p. Cité par von Rein et Hylander (2000).
269. NEG/ECP (2000): Technology Options and Recommendations for Reducing Mercury and Acid Rain Precursor Emissions from Boilers, Joint Boiler Work Group of the Acid Rain Steering Committee and Mercury Task Force, Conference of New England Governors and Eastern Canadian Premiers – Committee on the Environment, July 2000.
270. NEMA - National Electrical Manufacturers Association (1996): The Declining Presence of Mercury in Batteries and Municipal Solid Waste. May 1996. Cité in US EPA, 1997.
271. Netterstrøm, B., B. Guldager et J. Heebøl (1996): Acute mercury intoxication examined with coordination ability and tremor. *Neurotoxicology and Teratology* 1996; 18: 505-509.
272. NIEHS (National Institute of Environmental Health Sciences), Committee on Environmental and Natural Resources (CENR), Office of Science and Technology Policy (OSTP), The White House (1998): Report of the workshop on "Scientific issues relevant to assessment of health effects from exposure to methylmercury". Held November 18-20, 1998, North Carolina. Consulté à l'adresse http://ntp-server.niehs.gov/main_pages/PUBS/MethMercWkshpRpt.html, mars 2001.
273. Nocera, J.J., et P.D. Taylor (1998): In situ behavioral response of common loons associated with elevated mercury (Hg) exposure. *Conservation Biology* 2, 10-26. 1998.
274. Norwegian Pollution Control Authority (2001): communication personnelle et matériel reçu. Oslo, août 2001. Cité dans le mémoire du Nordic Council of Ministers.
275. NRC (2000): Toxicological effects of methylmercury, Committee on the toxicological effects of methylmercury, Board on Environmental Studies and Toxicology, Commission of Life Sciences, National Research Council, National Academy Press, Washington DC.
276. Nriagu, J. O. (1989): A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338, 47-49.
277. Nriagu, J. O., et J.M. Pacyna (1988): Quantitative assessment of worldwide contamination of air water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134-139.
278. Nriagu, J.O. (1979): The biogeochemistry of mercury in the environment, Elsevier.
279. O'Brien (1983): Considerations in Conversion of Existing Chlor-alkali Plants to Membrane Cell Operation. (In) *Modern Chlor-alkali Technology*, Volume 2; C. Jackson (dir. de publ.). Ellis Horwood Limited, Chichester, Londres, 1983.
280. Oddvar, L., et T. Thorsnes (dir. de publ.) (1997): Skagerrak in the past and at the present - An integrated study of geology, chemistry, hydrography and microfossil ecology. *Special publication* 8, 1997. Geological Survey of Norway (NGU), Trondheim.
281. OECD (1985): Measures to reduce all man-made emissions of mercury to the environment. 1982 information exchange on mercury - Summary report. Paris. Cité in OECD (1994).
282. OECD (1994): Mercury - Background and national experience with reducing risk. *Risk reduction monograph* no. 4. OECD, Paris, 1994 (version Web tirée de <http://www.oecd.org/ehs/risk.htm>, et datée de 1995).
283. OSPAR (2000): Quality status report 2000, Region II – Greater North Sea. OSPAR Commission, Londres.
284. OSPAR (2000b): Quality Status Report 2000 (all regions). OSPAR Commission, Londres.
285. OSPAR (2000c): OSPAR background document on mercury and organic mercury compounds. OSPAR Commission, Londres. Disponible à l'adresse www.ospar.org.
286. OSPAR (2001): International co-operation on mercury and its compounds – Correspondance entre le président d'OSPAR et la Commission européenne (/Directorate-General for the Enterprise and Information Technology). *OSPAR document* HSC 01/5/Info.1-E (L). April 2001.

287. OSPAR (2001b): Mercury Losses in the Chloralkali Industry – 1999.
288. Pacyna, E., J.M. Pacyna et N. Pirrone (2000): Atmospheric Mercury Emissions in Europe from Anthropogenic Sources. *Atmospheric Environment* 35, 2987-2996.
289. Pacyna, J. M. (1998): Environmental and health impacts of selected hazardous air pollutants from utility boilers. Keynote paper. *Hazardous Air Pollutants Workshop*. The USA Clean Air Task Force, Washington, DC, 23 mars 1998.
290. Pacyna, J. M., et P.E. Pacyna (1996): Global emissions of mercury to the atmosphere. Emission from anthropogenic sources. A report for the arctic monitoring and assessment programme (AMAP), Oslo, juin 1996.
291. Pacyna, J.M., et E.G. Pacyna (2000): Assessment of emissions/discharges of mercury reaching the Arctic environment. The Norwegian Institute for Air Research, *NILU Report OR 7/2000*, Kjeller, Norvège.
292. Pai, P., P. Karamchandani et C. Seigneur (1997): Simulation of the regional atmospheric transport and fate of mercury using a comprehensive Eulerian model. *Atmos. Environ.* 31, 2717-2732. Cité par le CMS-E de l'EMEP (comm-4-igo).
293. Palmborg, C., L. Bringmark et E. Bringmark (2001): Microbiological activity in relation to small-scale patterns of heavy metals and substrate quality in spruce mor layers (Of) in southern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* (sous presse).
294. Palumbo, D., C. Cox, P. Davidson, G. Myers, C. Choi, C. Shamlaye, J. Sloane-Reeves, E. Chernichiari et T. Clarkson (2000): Association between prebatal exposure to methylmercury and cognitive function in Seychelloise children: a reanalysis of the McCarthy scales of children's ability from the main cohort study. *Environmental Research*, Section A, 2000; 84:81-88.
295. Parsons, E.C.M. (1998): Tracemetal pollution in Hong Kong: Implications for the health of Hong Kong's Indo-Pacific hump-backed dolphins (*Sousa chinensis*). *Science of the Total Environment* 214, p. 175-184.
296. Pelclova, D., E. Lukas, P. Urban, J. Preiss, R. Rysava, P. Lehenhart, B. Okrouhlik, Z. Fenclova, J. Lebedova, A. Stejskalova et P. Ridzon (2002): Mercury intoxication from skin ointment containing mercuric ammonium chloride. *International Archives of Occupational Environmental Health* 2002, Jul; 75 Suppl 1:54-9.
297. Petersen, G., R. Bloxam, S. Wong, J. Munthe, O. Krüger, S. Schmolke et A.V. Kumar (2001): A comprehensive Eulerian modelling framework for airborne mercury species: model development and applications in Europe. *Atmospheric Environment* 35, 3063-3074. Cité par le CMS-E de l'EMEP (comm-4-igo).
298. Petersen, G., J. Munthe, K. Pleijel, R. Bloxham et A. Vinod Kumar (1998): A Comprehensive Eulerian modeling framework for airborne mercury species: Development and testing of the tropospheric Chemistry Module (TCM). *Atmospheric Environment*, 32, 829-843.
299. Petridou, E., M. Moussouri, N. Toupadaki, S. Youroukos, A. Papavassiliou, S. Pantelakis, J. Olsen et D. Rihopoulos (1998): Diet during pregnancy and the risk of cerebral palsy. *British Journal of Nutrition* 1998; 79:407-412.
300. Piikivi, L. (1989): Cardiovascular reflexes and low long-term exposure to mercury vapour. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 1989; 61:391-395.
301. Pilgrim, W. (1998): Chapter VIII, Mercury in the Eastern Canadian Provinces - USA Northeast States and Eastern Canadian Provinces Mercury Study Report. Northeast States for Coordinated Air Use Management, Northeast Waste Management Officials' Association, New England Interstate Water Pollution Control Commission and Ecological Monitoring and Assessment Network of Canada. 1998.
302. Pirrone, N. (2001): Mercury Research in Europe: Towards the preparation of the New EU Air Quality Directive. *Atmospheric Environment* 35, 2979-2986.
303. Pirrone, N., P. Costa, J.M. Pacyna et R. Ferrara (2001b): Atmospheric Mercury Emissions from Anthropogenic and Natural Sources in the Mediterranean Region. *Atmospheric Environment* 35, 2997-3006.
304. Pirrone, N., I.M. Hedgecock et L. Forlano (2000): The role of the ambient aerosol in the atmospheric processing of semi-volatile contaminants: A parameterised numerical model (GASPAR). *Journal of Geophysical Research* 105 D8, 9773-9790.
305. Pirrone, N., G.L. Keeler et J.O. Nriagu (1996): Regional differences in worldwide emissions of mercury to the atmosphere. *Atmospheric Environment* Vol. 30, n° 37, pp. 2981-2987, 1996.
306. Pirrone, N., J. Munthe, L. Barregård, H.C. Ehrlich, G. Petersen, R. Fernandez, J.C. Hansen, P. Grandjean, M. Horvat, E. Steinnes, R. Ahrens, J.M. Pacyna, A. Borowiak, P. Boffetta et M. Wichmann-Fiebig (2001): EU Ambient Air Pollution by Mercury (Hg) - Position Paper. Office for Official Publications of the European Communities, 2001. Présenté par l'Italie (disponible à l'adresse <http://europa.eu.int/comm/environment/air/background.htm#mercury>).
307. Pirrone, N., J. Pacyna et J. Munthe (2002): Commentaires sur « The European Air Quality Framework Directive and Atmospheric Mercury: the Wrong Tool for the Job » – New Directions Article. *Atmospheric Environment* 36 (13), 2275-2276.
308. Pirrone, N., J.M. Pacyna et H. Barth (dir. de publ. inv.) (2001a): Atmospheric Mercury Research in Europe, *Special Issue of Atmospheric Environment* Vol. 35 / 17 Elsevier Science (Publisher), Amsterdam, Pays-Bas.
309. Pleijel, K., et J. Munthe (1995): Modelling the atmospheric mercury cycle – Chemistry in fog droplets. *Atmospheric Environment* 29, 1441-1457.
310. Popescu, H.I., L. Negru et L. Lancranjan (1979): Chromosome aberrations induced by occupational exposure to mercury. *Archives of Environmental Health* 1979; 34:461-463.
311. Prestbo, E.M., et N.S. Bloom (1995): Mercury speciation adsorption (Mesa) method for combustion flue gas: methodology, artifacts, intercomparison, and atmospheric implications, *Water, Air and Soil Pollution* 80, 145-158.
312. Qi, X., Y. Lin, J. Chen et Y. Ye (2000): An evaluation of mercury emissions from the chlor-alkali industry in China. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 12, supplément, p. 24-30, 2000.
313. Ramamurthy (1979): Baseline study of the level of concentration of mercury in the food fishes of Bay of Bengal, Arabian Sea and Indian Ocean. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* (Nihon-Suisan-Gakkai-shi), 45 (11) 1405-1407, 1979.
314. Ramel, C. (1974): The mercury problem – A trigger for environmental pollution control. *Mutation Research* 26, 341-348.

315. Rasmussen, B. (1992): Substitution af kviksølv i produkter (substitution of mercury in products). *Miljøprojekt* nr. 196, 1992, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen (en danois).
316. Rauhaut, A. (1996): Eintrag von Blei, Cadmium und Quicksilber in die Umwelt. Bilanzen über Verbrauch und Verbleib - Band 2: Quicksilber. Landesgewerbeanstalt Bayern, Bereich Technische Information. Im *Auftrag des Umweltbundesamtes*, Allemagne, 1996 (en allemand, bilans de la consommation et de l'accumulation de mercure en Allemagne).
317. Rea, A.W., S.E. Lindberg et G.J. Keeler (2000): Assessment of dry deposition and foliar leaching of mercury and selected trace elements based on washed foliar and surrogate surfaces. *Environmental Science and Technology* 34: 2418-2425.
318. Rea, A.W., S.E. Lindberg et G.J. Keeler, (2001): Dry deposition and foliar leaching of mercury and selected trace elements in deciduous forest throughfall. *Atmospheric Environment* 35: 3453-3462.
319. Reese (1997): USA Geological Survey Minerals Yearbook – 1997: Mercury. USGS, à l'adresse www.usgs.gov.
320. Reese (1999): USA Geological Survey Minerals Yearbook – 1999: Mercury. USGS, à l'adresse www.usgs.gov.
321. Renzoni, A., F. Zino et E. Franchi (1998): Mercury levels along the food chain and risk for exposed populations. *Environmental Research* 77: 68-72.
322. Rissanen, T., S. Voutilainen, K. Nyssönen, T.A. Lakka et J.T. Salonen (2000): Fish-oilderived fatty acids, docosahexaenoic acid, and the risk of acute coronary events. *Circulation* 2000; 102: 2677-2679.
323. Roels, H., S. Abdeladim, M. Braun, J. Malchaire et R. Lauwerys (1989): Detection of hand tremor in workers exposed to mercury vapor: a comparative study of three methods. *Environmental Research* 1989; 49: 152-65.
324. Roels, H.A., R. Lauwerys et J.P. Buchet (1982): Comparison of renal function and psychomotor performance in workers exposed. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 1982; 50: 77-93.
325. Rowland, A.S., D.D. Baird, C.R. Weinberg, D.L. Shore, C.M. Shy et A.J. Wilcox (1994): The effect of occupational exposure of mercury vapour on the fertility of female dental assistants. *Occupational and Environmental Medicine* 1994; 51: 28-34.
326. Rowland, I.R., A.K. Mallett, J. Flynn et R.J. Hargreaves (1986): The effect of various dietary fibres on tissue concentration and chemical form of mercury after methylmercury exposure in mice. *Archives of Toxicology* 1986; 59: 94-98.
327. Rumbel, W.K., P.A. Gentry et M.K. Bhatnagar (1992): The effects of administering methylmercury in combination with ethanol in the rat. *Veterinary and Human Toxicology* 1992; 34: 21-25.
328. Rumbold, D. (2000): Methylmercury Risk to Everglades Wading Birds: A Probabilistic Ecological Risk Assessment. Appendix 7-3b. pp. 1-30; In: Everglades Consolidated Report. 2000. South Florida Water Management District, West Palm Beach, Florida.
329. Rundgren, S., Å. Rühling, K. Schlüter et G. Tyler (1992): Mercury in soil; distribution, speciation and biological effects. *Nord* 1992:3. p 89.
330. Ruprich, J. (1995): Health risk assessemnt of dietary exposure to the selected chemical substances in the Czech Republic: Alimentary diseases (1993) and total diet study (1994), p. 274.
331. Ryaboshapko, A., R. Bullock, R. Ebinghaus, I. Ilyin, K. Lohman, J. Munthe, G. Petersen, C. Seigneur et I. Wängberg. (2002): Comparison of mercury chemistry models. *Atmospheric Environment* 36: 3881-3898.
332. Ryaboshapko, A., I. Ilyin, R. Bullock, R. Ebinghaus, K. Lohman, J. Munthe, G. Petersen, C. Seigneur et I. Wangberg (2001): Intercomparison study of numerical models for long-range atmospheric transport of mercury. Stage I: Comparison of chemical modules for mercury transformations in a cloud/fog environment. *EMEP/MSC-E Technical report 2/2001*, Meteorological Synthesizing Centre – East, Moscou, Russie. Disponible à l'adresse <http://www.msceast.org/publications.html>. Cité par le CMS-E dans le mémoire comm-4-igo.
333. Salonen, J.T., K. Seppanen, K. Nyssonen, H. Korpela, J. Kauhanen, M. Kantola, J. Tuomilehto, H. Esterbauer, F. Tatzber et R. Salonen (1995): Intake of mercury from fish, lipid peroxidation, and the risk of myocardial infarction and coronary, cardiovascular, and any death in eastern Finnish men. *Circulation* 1995; 91:645-55.
334. Scheuhammer *et al.* (1998): cité in Pirrone *et al.*, 2001.
335. Scheuhammer, A.M. (1995): Methyl mercury exposure and effects in piscivorous birds. Proceedings of the 1995 Canadian Mercury Workshop. Ecological Monitoring Coordinating Office, Canadian Wildlife Service, Environment Canada. 1995.
336. Scheuhammer, A.M., et P.J. Blancher (1994): Potential risk to common loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. *Hydrobiologia* 279/280: 445-455. 1994.
337. Schober, SE., T. Sinks, R. Jones, M. Bolger, M. McDowell, J. Osterloh, S. Garrett, R. Canady, C. Dillon, C. Joseph et K. Mahaffey. (2003): Methylmercury Exposure in US Children and Women of Childbearing Age, 1999-2000. Présenté pour publication au *Journal of the American Medical Association* en 2002.
338. Schroeder, W. H., et J. Munthe (1998): Atmospheric Mercury - An Overview. *Atmospheric Environment* 32, 809-822.
339. Schroeder, W. H., K.G. Anlauf, L.A. Barrie, J.Y. Lu et A. Steffen (1998): Arctic springtime depletion of mercury. *Nature* 394, 331-332.
340. Schuster, PF., D.P. Krabbenhoft, D.L. Naftz, L.D. Cecil, M.L. Olson, J.F. Dewild, D.D. Susong, J.R. Green et M.L. Abbott (2002): *Environmental Science and Technology* 36 (11), 2303-2310, 2002.
341. Schwartz, J.G., T.E. Snider et M.M. Montiel (1992): Toxicity of a family from vacuumed mercury. *American Journal of Emergency Medicine* 1992; 10:258-261.
342. Scoullou, M., G. Vonkeman, I. Thornton, Z. Makuch, S. Arsenikos, V. Constantianos, P. Docx, S. Karavoltos, K. MacDonald, B. Mantzara, P. Maxson, R. Rautiu, S. Roniotes, A. Sakellari et C. Zeri (2000): EUPHEMET - Towards an integrated EU policy for heavy metals. For the European Commission DG12 - Research Directorate-General, Bruxelles.
343. Seigneur, C., P. Karamchandani, K. Lohman, K. Vijayaraghavan et R.L. Shia (2001): Multiscale modeling of the atmospheric fate and transport of mercury. *Journal of Geophysical Research* 106 (D21), 27795-27809. Cité par le CMS-E de l'EMEP (comm-4-igo).

344. Sexton, D., K. Powell et J. Liddle (1978): A non-occupational outbreak of inorganic mercury vapor poisoning. *Archives of Environmental Health* 1978; vol?: 186-191.
345. Shamlaye, C.F., D.O. Marsh, G.J. Myers, C. Cox, P. Davidson, O. Choisy, E. Cernichiari, A. Choi, M.A. Tanner et T.W. Clarkson (1995): The Seychelles Child development study on neurodevelopmental outcomes in children following in utero exposure to methylmercury from a maternal fish diet: Background and demographics. *Neurotoxicology* 1995; 16: 597-612.
346. Shia, R.L., C. Seigneur, P. Pai, M. Ko et N.D. Sze (1999): Global simulation of atmospheric mercury concentrations and deposition fluxes. *Journal of Geophysical Research* Vol. 104, No. D19, pp. 23,747-23,760, octobre 1999.
347. Sibley, R.L. (1990): The relationship between mercury from dental amalgam and the cardiovascular system. *Science of the Total Environment* 99 (1-2): 23-36.
348. Sikorski, R., T. Juszkiewicz et T. Paszkowski (1987): Women in dental surgeries: Reproductive hazards in occupational exposure to metallic mercury. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 1987; 59:551-557.
349. Skare, I., et A. Engqvist (1994): Human exposure to mercury and silver released from dental amalgam restorations. *Archives of Environmental Health*, 49(5): 384-394.
350. Skerfving, S. (1974): Methylmercury exposure, mercury levels in blood and hair, and health status in Swedes consuming contaminated fish. *Toxicology* 1974;2:3-23.
351. Skov, H. (2002): communication personnelle, NERI, Danemark, 2002.
352. Smith, R.G., A.J. Vorwald et L.S. Patel (1970): Effects of exposure to mercury in the manufacture of chlorine. *American Industrial Hygiene Association Journal* 1970; 31:687-700.
353. Snodgrass, W., J.B. Sullivan et B.H. Rumack (1981): Mercury poisoning from home gold ore processing: Use of penicillamine and dimercaprol. *Journal of the American Medical Association* 1981; 246:1929-1931.
354. Sommar, J., X. Feng et O. Lindqvist (1999): Speciation of volatile mercury species present in digester and deposit gases. *Applied Organometallic Chemistry* 13, 441-447.
355. Sommar, J., K. Gårdfeldt, D. Strömberg et X. Feng. (2001): A kinetic study of the gas phase reaction between the hydroxyl radical and atmospheric mercury. *Atmospheric Environment* 35, 3049-3054.
356. Soni, J.P., R.U. Singhanian, A. Bansal et G. Rathi (1992): Acute mercury vapor poisoning. *Indian Pediatrics* 1992; 29:365-368.
357. Sørensen, N., K. Murata, E. Budtz-Jorgensen, P. Weihe et P. Grandjean (1999): Prenatal methylmercury exposure as a cardiovascular risk factor at seven years of age. *Epidemiology* 1999; 10: 370-375.
358. Spalding, M.G., R.D. Bjork, G.V.N. Powell et S.F. Sundlof (1994): Mercury and cause of death in great white herons. *Journal of Wildlife Management* 58:735-739.
359. Spalding, M.G., P.C. Frederick, H.C. McGill, S.N. Bouton, L.J. Richey, I.M. Schumacher, C.G.M. Blackmore et J. Harrison (2000): Histologic, neurologic, and immunologic effects of methylmercury in captive great egrets. *Journal of Wildlife Diseases* 36, 423-435.
360. Sprovieri, F., N. Pirrone, K. Gårdfeldt et J. Sommar (2002): Mercury speciation in the Marine Boundary Layer along a 6000km cruise path around the Mediterranean Sea. *Atmospheric Environment*, sous presse.
361. Stone, K. (2002): Use and Release of Mercury in the United States. Rapport provisoire de l'Environmental Protection Agency des Etats-Unis, Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio: July 2002.
362. Mémoire du Nordic Council of Ministers : Maag, J., E. Hansen et O. Dall: Mercury – A Global Pollutant Requiring Global Initiatives, COWI AS for the Nordic Council of Ministers, décembre 2001. *TemaNord* 2002:516.
363. Suzuki, T. (1991): Advances in mercury toxicology. Plenum Press, New York, 1991, p. 459-483. Cité par Feng *et al.* (1998).
364. Sweet, L.I., et J.T. Zelikoff (2000): Toxicology and immunotoxicology of mercury: A comparative review in fish and humans, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 4:161-205.
365. Sznopce, J.L., et T.G. Goonan (2000): The materials flow of mercury in the economies of the United States and the world. USA *Geological Survey Circular* 1197, vers. 1.0, USA Geological Survey, Nov. 2000, téléchargé de l'adresse <http://greenwood.cr.usgs.gov/pub/circulars/c1197/> en janvier 2001. Disponible à l'adresse <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/>.
366. Szprengier-Juszkiewicz, T. (1988): Evaluation of daily intake of mercury with foodstuff in Poland. *Bromatologia i Chemia Toksykologiczna* 21: 228-232 (en polonais).
367. Takeuchi, T., et K. Eto (1999): The Pathology of Minamata Disease. A Tragic Story of Water Pollution. Fukuoka: Kyushu University Press, 1999.
368. Tamashiro, H., M. Arakaki, M. Futatsuka et E.S. Lee (1986): Methylmercury exposure and mortality in southern Japan: A close look at causes of death. *Journal of Epidemiology and Community Health* 1986;40:181-185.
369. Taueg, C., D.J. Sanfilippo et B. Rowens (1992): Acute and chronic poisoning from residential exposures to elemental mercury. *Journal of Toxicology-Clinical Toxicology* 1992; 30:63-67.
370. Thibaud, Y. (1992): Utilisation du modèle de Thomann pour l'interprétation des concentrations en mercure des poissons de l'Atlantique. *Aquatic Living Resources* 1992, 5, 57-80.
371. Travnikov, O., et A. Ryaboshapko (2002): Modelling of mercury hemispheric transport and depositions. *EMEP/MS-CHEM Technical Report* 6/2002, Meteorological Synthesizing Centre - East, Moscou, Russie. Cité par le CMS-E de l'EMEP (comm-4-igo).
372. Tsubaki, T., et H. Takahashi (1986): Recent Advances in Minamata Disease Studies. Methylmercury Poisoning in Minamata and Niigata, Japan. Tokyo: Kodansha Ltd., 1986.
373. Tsuda, T., R. Inoue, M. Kojima et S. Aoki (1995): Market basket and duplicate portion estimation of dietary intakes of cadmium, mercury, arsenic, copper, manganese, and zinc by Japanese adults, *Journal of AOAC International* 78: 1363-1368.

374. Tubbs, R.R., G.N. Gephardt, J.T. McMahon, M.C. Pohl, D.G. Vidt, S.A. Barenberg et R. Valenzuela (1982): Membranous glomerulonephritis associated with industrial mercury exposure. *American Journal of Clinical Pathology* 1982; 77:409-413.
375. Turner, C.J., M.K. Bhatnagar et S. Yamashiro (1981): Ethanol potentiation of methylmercury toxicity: A preliminary report. *J Toxicol Environmental Health* 1981; 7:665-668.
376. Tyler, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish forests. Swedish Environmental Protection Agency. Rapport 4078.
377. Uchino, M., T. Okajima, K. Rto, T. Kumamoto, I. Mishima et M. Ando (1995): Neurologic features of chronic Minamata disease (organic mercury poisoning) certified at autopsy. *Internal Medicine Journal* 1995;34:744-7.
378. Ullrich, S.M., T.W. Tanton et S.A. Abdrashitova (2001): Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors affecting Methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 31, No. 3, 241-293.
379. UNEP (2001): International Activities Related to Chemicals, UNEP, Genève, Suisse – <http://www.chem.unep.ch/irptc/Publications/CapBult/ChemRel.pdf>.
380. UNEP (2002): Report of the Global Mercury Assessment Working Group on the Work of its First Meeting, Genève, Suisse, 9-13 septembre 2002.
381. UNIDO (1997): Introducing new technologies for abatement of global mercury pollution, Phase II: Latin America, UNIDO, avril 1997.
382. UNIDO (2000): Assistance in Assessing and Reducing Mercury Pollution Emanating from Artisanal Gold Mining in Ghana, UNIDO Document de projet (1999-2000).
383. Urieta, I., M. Jalon et I. Equilero (1996): Food surveillance in Basque country (Spain). *Food Additives and Contaminants* 13: 289-52.
384. US EPA - GLNPO (1999): Draft report Mercury Sources and Regulations, 1999 Update, Draft of 1 November 1999, US EPA - Great Lakes National Program Office – consulté à l'adresse <http://www.epa.gov/bns/mercury/stephg.html>.
385. US EPA (1973): Control Techniques for Mercury Emissions from Extraction and Chlor-alkali Plants. Research Triangle Park, North Carolina.
386. US EPA (1992): Characterization of Products Containing Mercury in Municipal Solid Waste in the United States, 1970 to 2000. Office of Solid Waste.
387. US EPA (1993): Locating and estimating air emissions from sources of mercury and mercury compounds. September 1993. Cité par Scoullou *et al*, 2000.
388. US EPA (1997): Mercury study report to congress. US EPA, Dec. 1997. Téléchargé de l'adresse <http://www.epa.gov/airprog/oar/mercury.html>, janvier 2001.
389. US EPA (1998): Study of Hazardous Air Pollutant Emissions from Electric Utility Steam Generating Units--Final Report to Congress, Volume 1-2, EPA-453/R-98-004a and b. Office of Air Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. Février 1998.
390. US EPA (2001a): Mercury update: Impact on fish advisories. *EPA Fact sheet*, June 2001. Consulté à l'adresse <http://www.epa.gov/ost/fish>, juin 2001.
391. US EPA (2001b): Water quality criterion for the protection of human health: Methylmercury. Washington, 2001. Disponible à l'adresse www.epa.gov/waterscience/criteria/methylmercury/factsheet.html.
392. US EPA (2002): Control of Mercury Emissions from Coal-fired Electric Utility Boilers, Interim Report Including errata Data 3-21-02. EPA-600/R-01-109, National Risk Management Research Laboratory, Research Triangle Park, NC, avril 2002. Disponible à l'adresse <http://www.epa.gov/appcdwww/aptb/EPA-600-R-01-109corrected.pdf>.
393. USA ATSDR (1999): Toxicological profile for mercury. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, USA.
394. USA Public Health Service. (1993): Dental amalgam: A scientific review and recommended Public Health Service strategy for research, education and regulation. Department of Health and Human Services, USA, 1993.
395. Van Dokkum, W., R.H. de Vos, T.H. Muys et J.A. Westra (1989): Minerals and trace elements in total diets in the Netherlands, *British Journal of Nutrition* 61, 7-15.
396. Vasconcellos, M.B.A., G. Paletti, M.G.M. Catharino, M. Saiki, D.I.T. Fávaro, R.G. Baruzzi, D.A. Rodrigues, A.R. Byrne et M.C. Forti (1998?): Studies on mercury exposure of some brazilian populational groups living in the amazonic region by means of hair analysis. Documenté présenté par le Brésil (sub68govatt1). (Statut et année de la publication non mentionnés– d'après le texte, l'année semble être 1998 ou plus tard).
397. Veiga, M., et J. Hinton (2002): Abandoned artisanal gold mines in the Brazilian Amazon. UN Natural Resources Forum. Février 2002.
398. Verschaeve, L., M. Kirsch-Volders, C. Susanne, C. Groetenbriel, R. Haustermans, A. Lecomte et D. Roossels (1976): Genetic damage induced by occupationally low mercury exposure. *Environmental Research* 12:306-316.
399. Verschaeve, L., J.P. Tassignon, M. Lefevre, P. De Stoop et C. Susanne (1979): Cytogenic investigation on leukocytes of workers exposed to metallic mercury. *Environmental Mutagenesis* 1:259-268.
400. Verta, M. (1990): Mercury in Finnish forest lakes and resevoirs: Anthropogenic contribution to the load and accumulation in fish. Thèse de doctorat, université d'Helsinki. *Publication of the Water and Environmental Research Inst.*, Nat. Board of Waters and the Environ. Finlande. 6 1990.
401. Vette, A.F., M.S. Landis et G.J. Keeler (2002): Deposition and Emission of Gaseous Mercury to and from Lake Michigan During the Lake Michigan Mass Balance Study (July, 1994 - October, 1995), présenté à *Environmental Science and Technology*.
402. von Rein, K., et L.D. Hylander (2000): Experiences from phasing out the use of mercury in Sweden. *Regional Environmental Change* 1: 126-134.
403. Vroom, F.Q., et M. Greer (1972): Mercury vapor intoxication. *Brain* 1972; 95:305-318.

404. Wagemann, R., *et al.* (1996): Overview and regional and temporal differences of heavy metals in Arctic whales and ringed seals in the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment* 186:41-67. 1996.
405. Wang, Q., X. Hu et R. Ma (2000): Mercury in coal and its emission by coal combustion in the Northeast China, Changchun Institute of Geography, Chinese Academy of Sciences, in *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 12, Supplément, p.22-23, 2000.
406. Wangberg, I., J. Munthe, N. Pirrone, Å. Iverfeldt, E. Bahlman, P. Costa, R. Ebinghaus, X. Feng, R., Ferrara, K. Gårdfeldt, H. Kock, E. Lanzillotta, Y. Mamane, F. Mas, E. Melamed, Y. Osnat, E. Prestbo, J. Sommar, G. Spain, F. Sprovieri et G. Tuncel (2001): Atmospheric Mercury Distribution In Northern Europe and in the Mediterranean Region. *Atmospheric Environment* 35, 3019-3025.
407. Wastensson, G., communication personnelle, (2001).
408. Weihe, P., J.C. Hansen, K. Murata, F. Debes, P.J. Jørgensen, U. Steuerwald, R.F. White et P. Grandjean (2002): Neurobehavioral Performance of Inuit Children with Increased Prenatal Exposure to Methylmercury. *International Journal of Circumpolar Health* 2002; 61: 41-9.
409. OMS (1994) Directives de qualité pour l'eau de boisson – http://www.who.int/water_sanitation_health/GDWQ/index.html (<http://www.who.int/bookorders/francais>) nouvelle édition en préparation
410. WHO (1999): WHO Guidelines for Air Quality – <http://www.who.int/peh/air/Airqualitygd.htm>.
411. WHO (2000): Technical Report series 896, Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants (53rd Report), 2000 – <http://www.who.int/dsa/cat98/food8.htm#53rd> Report.
412. WHO (2001): Thiomersal in Vaccines – Questions and answers, Department of Vaccines and Biologicals, WHO (dernière mise à jour le 2 octobre 2001) – <http://www.who.int/vaccines-surveillance/ISPP/hotQAThiomersal.shtml>.
413. OMS/PISSC (1976) Mercure, Critères d'hygiène de l'environnement n° 1, Organisation mondiale de la santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC), Genève, Suisse, 1976.
414. WHO/IPCS (1989): Mercury – Environmental aspects. *Environmental Health Criteria* No 86, World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Genève, Suisse, 1989.
415. WHO/IPCS (1990): Methylmercury. *Environmental Health Criteria* No 101, World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Genève, Suisse, 1990.
416. WHO/IPCS (1991): Inorganic mercury. *Environmental Health Criteria* No 118, World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Genève, Suisse, 1991.
417. WHO/IPCS (2002): Elemental mercury and inorganic mercury compounds. *Concise International Chemical Assessment Document* No 50, World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Genève, Suisse, en préparation.
418. WMO/EMEP/UNEP (2000): Workshop on Modelling of Atmospheric Transport and Deposition of Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals (WMO/GAW N 136, V.I, EMEP/Meteorological Synthesizing Centre-East, 1/2000).
419. Wiener, J.G., et D.J. Spry (1996): Toxicological significance of mercury in freshwater fish. In *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*. Beyer, W.N., G.H. Heinz et A.W. Redman-Norwood (dir. de publ.), *Special Publication of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA. p. 297-339.
420. Windom, L. H., et G. Cranmer (1998): Lack of Observed Impacts of Gas Production of Bangkok Field, Thailand on Marine Biota. *Marine Pollution Bulletin*, Vol.36, n° 10, p. 799-807.
421. Wobeser, G., N.D. Nielsen et B. Schiefer (1976): Mercury and mink II: Experimental methyl mercury intoxication. *Revue canadienne de médecine comparée* 40: 34-45.
422. Wolfe, M.F., S. Schwarzbach et R.A. Sulaiman (1998): Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17, 146-160.
423. Wossmann, W., M. Kohl, G. Gruning et P. Bucszy (1999): Mercury intoxication presenting with hypertension and tachycardia. *Archives of Disease in Childhood* 1999; 80: 556-7.
424. Wulf, H.C., N. Kromann, N. Kousgaard, J.C. Hansen, E. Niebuhr et K. Alboge (1986): Sister chromatid exchange (SCE) in Greenlandic Eskimos: Dose-response relationship between SCE and seal diet, smoking, and blood cadmium and mercury concentrations. *Science of the Total Environment* 1986; 48:81-94.
425. Yasuda, Y., M. Kindaichi et H. Akagi (?): Changes of mercury concentration in fishes and those prey in Minamata Bay, Natl. Inst. Minamata Disease, Japan: Gaia Minamata. Document présenté par le Japon (sous l'entrée sub6gov). (Statut et années de la publication non mentionnés – d'après le texte, l'année semble être 2000 ou plus tard).
426. Yoshida, Y., H. Kamitsuchibashi, R. Hamada, Y. Kuwano, I. Mishima et A. Igata (1992): Truncal hypesthesia in patients with Minamata disease. *Internal Medicine Journal* 1992; 31:204-7.
427. Zavaris, C. (1994): « Avaliação da utilização industrial de mercúrio metálico no Estado de São Paulo e aplicação de metodologia de intervenção nas condições de trabalho ». Mémoire de maîtrise en santé publique (Mestrado em Saúde Pública), Collège de santé publique de l'université de São Paulo. (Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo). Décembre 1994.

