

Marc ROULET

Le mercure : son cycle biogéochimique et sa répartition aux échelles planétaire et amazonienne

INTRODUCTION

Le mercure (Hg) est généralement considéré comme l'un des métaux les plus toxiques rencontrés dans l'environnement. Seul métal étant à l'état liquide à la température ambiante, il possède une pression de vapeur élevée, laquelle explique sa distribution relativement homogène à l'échelle planétaire. Il est constamment redistribué par voie aérienne au gré de la circulation atmosphérique générale (JACKSON, 1997).

Il se trouve à l'état d'ultratraces (10^{-9} à 10^{-12} g/g) dans l'environnement sous diverses espèces inorganiques et organiques, dans les roches, les sols, l'eau, l'air et les cendres volcaniques. La transformation du Hg entre ses différentes espèces et phases est contrôlée par une multitude de processus environnementaux qui comprennent des réactions photochimiques, des réactions d'oxydoréduction, catalysées ou non par des agents bactériens, et des fractionnements physiologiques.

Le cycle biogéochimique naturel du Hg est modifié par diverses activités anthropiques. La quantité de mercure remise en circuit dans la biosphère par les activités anthropiques provient non seulement des divers usages du Hg mais aussi de toute autre activité qui indirectement mobilise le Hg contenu dans les sols en provoquant un accroissement des phénomènes d'érosion. Cette quantité est actuellement considérée comme étant du même ordre de grandeur que celle qui provient des sources naturelles.

Certaines activités anthropiques ne se limitent pas à causer une augmentation des flux de Hg dans la biosphère, elles accroissent les capacités

toxiques du Hg en créant des conditions environnementales favorables à la production de méthylmercure (MeHg), la principale forme de contamination des organismes vivants.

Ces premiers éléments montrent à quel point la définition du cycle du mercure est rendue complexe par la multitude des échanges entre l'hydrosphère, l'atmosphère, la biosphère, les sols et les roches et les divers états physiques (solide, dissous, gazeux), et par les différents passages d'une forme chimique à une autre (organique, inorganique, oxydée, réduite) qui peuvent avoir lieu (JONASSON et BOYLE, 1972). Cette complexité naturelle est accrue par le fait que certaines activités anthropiques modifient les flux et la distribution des formes chimiques du Hg. Aussi nous efforcerons-nous de décrire le cycle biogéochimique du Hg en distinguant, autant que faire se peut, les contributions des facteurs naturels et celles des facteurs anthropiques.

À l'échelle de l'Amazonie, la problématique de la contamination au Hg est apparue dans les années 80, avec les premières publications sur l'impact des émissions de Hg provenant des activités d'orpaillage. Plusieurs auteurs ont par la suite pris en compte les activités minières de l'époque coloniale et la déforestation.

Il n'est toutefois pas encore possible d'établir un bilan des différents flux de Hg en région amazonienne. L'importance des émissions volcaniques qui se manifestent le long de la cordillère et le rôle de la végétation tropicale sont totalement inconnus. Il en est de même de la contribution des émissions de Hg en provenance d'autres régions du globe. Nous nous efforcerons néanmoins de mettre à jour nos connaissances actuelles sur les différentes sources du Hg atmosphérique déjà identifiées dans la région.

LES SOURCES ET LES ÉMISSIONS DE Hg

À L'ÉCHELLE DE LA PLANÈTE

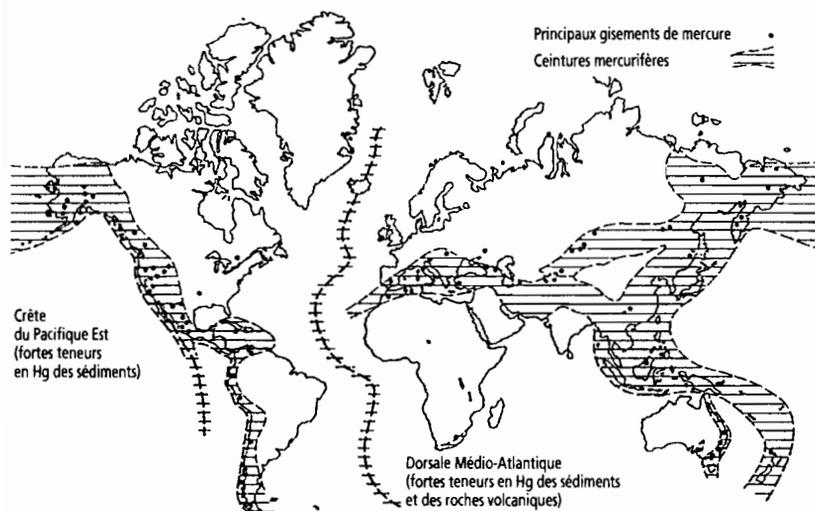
Sources et émissions naturelles

Les émanations de vapeurs de Hg qui proviennent de la croûte terrestre (volcans et autres failles) constituent la source primaire (JONASSON et BOYLE, 1972 ; NRIAGU, 1989, 1992 ; RASMUSSEN, 1994 ; FRISKE et COKER, 1995).

L'altération des roches peut également être une source de Hg. Cela est notamment vrai dans certaines zones de subduction, de volcanisme, de sources chaudes, de fractures, de failles, le long des limites des plaques tectoniques où les roches sont enrichies en Hg (GAVIS et FERGUSON, 1972 ; JONASSON et BOYLE, 1972 ; FRISKE et COCKER, 1995). Ces régions, de par leur répartition dans l'espace, constituent des ceintures dites mercurifères (fig. 1).

Figure 1

Les ceintures et les principaux sites mercurifères dans le monde (d'après JONASSON et BOYLE, 1972).



Une bonne partie du Hg naturel, après s'être déposée, se volatilise à nouveau puis se redistribue sous une forme diffuse tant en milieu continental qu'océanique. Ainsi, ces émissions secondaires, au même titre que les primaires, contribuent à alimenter en permanence le cycle du Hg dans l'atmosphère.

Le Hg émis dans l'atmosphère par les sources naturelles (volcans, érosion éolienne des sols) se présente principalement sous la forme de vapeurs de Hg⁰

(SCHROEDER et MUNTHE, 1998), mais il peut, en plus faible proportion, se retrouver lié aux particules de l'air (aérosols). Les émissions naturelles dans l'atmosphère sont estimées à 3 000 t par an (NRIAGU et PACYNA, 1988 ; NRIAGU, 1989 ; MASON *et al.*, 1994).

Sources et émissions anthropiques

Près de 80 % des sources anthropiques primaires du Hg dans l'atmosphère sont des émissions de Hg gazeux provenant essentiellement des combustibles fossiles (surtout le charbon), des mines, de la purification des minerais et de l'incinération des déchets solides, 15 % sont constituées par des apports directs aux sols sous la forme de fertilisants et de fongicides, 5 % par des effluents industriels ou miniers (STEIN *et al.*, 1996 ; JACKSON, 1997 ; SCHROEDER et MUNTHE, 1998). Il existe en outre une grande variété de sources diffuses : les piles usagées, les lampes fluorescentes aux vapeurs de Hg, les thermomètres, certaines peintures et d'anciens déchets et matériaux industriels (JACKSON, 1997).

Entre 15 à 50 % des rejets de Hg gazeux qui proviennent de la combustion de charbon ou de l'incinération des déchets municipaux solides se présentent sous forme de Hg⁰, tandis que 50 à 85 % sont sous forme de Hg²⁺ (GALBREATH et ZYGARLICHE, 1996 ; CARPI, 1997).

Les émissions anthropiques globales primaires dans l'atmosphère sont estimées entre 2 000 et 3 000 t par an (NRIAGU et PACYNA, 1988 ; NRIAGU, 1989 ; MASON *et al.*, 1994). Les estimations des émissions globales reposent essentiellement sur des données relatives aux régions industrialisées de l'hémisphère Nord. Les émissions anthropiques dans l'hémisphère Sud sont encore mal connues (SCHROEDER et MUNTHE, 1998).

À L'ÉCHELLE DE L'AMAZONIE

Les activités minières

Les débuts remontent à l'époque de la conquête. Les émissions des activités minières coloniales (1493-1900) ont été évaluées en utilisant les données de production minière et en appliquant un facteur représentant la quantité de Hg émise dans l'environnement par kilogramme de métal précieux produit. FISHER (1977) a retenu un facteur égal à 1,5 kg de Hg par kilogramme de métal

précieux produit selon le processus du « patio ». Selon ce mode de calcul, les quantités de Hg utilisées pendant l'époque coloniale dans l'Amérique espagnole ont été évaluées à un total de 196 000 t entre 1570 et 1900 (NRIAGU, 1994). Ces chiffres sont en accord avec la production de Hg de Almadén (Espagne) et de Huancavelica (Pérou), les deux principales sources du Hg utilisé dans les mines d'argent et d'or de l'Amérique coloniale espagnole (BRADING et CROSS, 1972). Dans les mines de la Bolivie et du Pérou actuels, principalement localisées dans la cordillère en marge du bassin amazonien (fig. 2), 80 000 à 100 000 t de Hg auraient ainsi été utilisées, si on se réfère aux données de LAMEY (1966).

Dans l'Amérique lusophone, plus tard le Brésil, durant les premiers cycles de l'or, de 1690 à 1850, c'est le même procédé de séparation gravimétrique qui est presque exclusivement utilisé (LACERDA, 1997 b). Le tableau I donne



Figure 2
Les différentes mines d'argent de l'époque coloniale en Amérique du Sud (d'après NRIAGU, 1944).

des estimations sur les émissions qui ont eu lieu entre 1800 et 1880. Quant à la Guyane française, elle a connu son premier cycle de l'or vers la fin du XIX^e siècle (voir annexes 12 et 13).

Nous savons peu de chose quant au devenir et aux effets de ces quantités considérables de Hg utilisées par le passé dans les mines d'or d'Amérique du

Tableau I. Production d'or et émissions de Hg dans les régions tropicales et subtropicales.

Pays	Production d'or artisanale actuelle (t/an)*	Emissions annuelles actuelles de Hg dans l'atmosphère (t/an)	Période	Utilisation cumulée de Hg (t)**	Emissions cumulées de Hg dans l'atmosphère (t)	Emissions moyennes annuelles de Hg dans l'atmosphère (t)
Brésil (Amazonie)	20-50	23-57	1980-1995	1 200	900	56
Colombie	20-30	23-34	1987-1997	240	180	16
Pérou	20-30	23-34				
Equateur	10-20	11-23				
Venezuela	10-15	11-17	1988-1997	360	270	27
Suriname	5-10	6-11				
Bolivie	5-7	6-8	1979-1997	300	225	12
Chili	3-5	4-6				
Guyane française	2-4	3-5				
Guyana	3-4	4-5				
Total Amérique du Sud		115-200				
Mexique	4-5					
Nicaragua	1-2					
Rép. dominicaine	0,5-1					
Autres	2-5					
Philippines			1985-1997	26	20	1,5
Tanzanie	4,5	3-4	1991-1997	6	5	0,7
Zimbabwe	5	3				
Chine			1992-1997	120	90	15
Amérique coloniale espagnole			1554-1900	196 000	118 000	340
			1587-1820			316
			1821-1900			525
Brésil colonial			1800-1900	400	300	3

* D'après VEIGA, 1997.

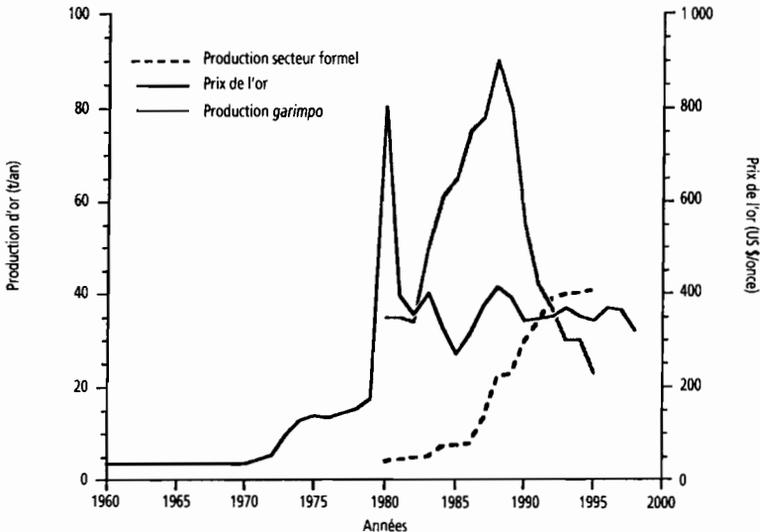
** Dans MALM (1998), d'après les données de NRIAGU (1994) et LACERDA (1997 a) (sauf pour le Brésil).

Sud. NRIAGU (1994) estime qu'environ 10 % du Hg a été perdu durant son transport, son stockage et sa manipulation, et 25-30 % avec les résidus miniers (ce Hg résiduel des anciens sites miniers représente une source continue d'émissions). Les 60-65 % restants auraient été directement émis dans l'atmosphère ; le même auteur conclut que 118 000 t de Hg auraient été émises dans l'atmosphère par les mines d'or et d'argent d'Amérique latine, dont 50 000 à 60 000 t au Pérou et en Bolivie.

Une forte augmentation du prix de l'or durant les années 1970, culminant en 1980 (fig. 3), a déclenché une nouvelle ruée vers l'or dans de nombreux pays tropicaux, en particulier en Amérique latine, en Asie (Philippines, Chine) et plus récemment en Afrique (Tanzanie, Zimbabwe). Ce mouvement a débuté en Amazonie brésilienne dès la fin des années 1970, et s'est rapidement propagé,

Figure 3

Prix de l'or sur le marché mondial (d'après FLEMING, 1998) et production au Brésil (d'après CLEARY, 2000).



vers la fin des années 1980, à pratiquement toutes les autres régions du bassin amazonien et des hauts sous-bassins andins (tabl. II). L'usage du Hg, qui avait chuté après la mise au point du procédé de cyanuration, s'est à nouveau généralisé lors de cette seconde ruée (LACERDA, 1997 a). La pratique du procédé d'amalgamation et la remobilisation du Hg des anciens terrils de certains sites ont de toute évidence contribué à accroître les émissions de ce polluant dans l'atmosphère.

Il existe deux techniques artisanales d'extraction minière actuellement en usage dans les différents sites aurifères amazoniens.

La première technique consiste à récupérer l'or et l'argent à partir des roches et des sols. Le minerai est finement broyé, préconcentré gravimétriquement puis amalgamé au Hg. Les résidus du concentré sont stockés et souvent réutilisés pour une nouvelle amalgamation afin d'en extraire les restes d'or. Des quantités significatives de Hg peuvent être émises vers l'atmosphère par volatilisation durant ce processus (PFEIFFER et LACERDA, 1988). Les résidus finaux, contenant des quantités variables de Hg, sont laissés sur place dans

Tableau II. Estimation des émissions de Hg dans l'atmosphère par les feux de forêt en Amazonie brésilienne.

	1977- 1988	1988- 1989	1989- 1990	1990- 1991	1991- 1992	1992- 1994	1994- 1995	1995- 1996	1996- 1997	Moyenne	Cumul 1960-2000
Taux moyens de déboisement en Amazonie brésilienne (km ² /an)*	21 130	17 860	13 810	11 130	13 786	14 89	29 059	18 161	13 227	17 007	575 000***
Taux moyens d'émission (t de Hg/an)**	5,8	4,9	3,8	3,0	3,8	4,1	7,9	5,0	3,6	4,6	210****

* D'après les données de l'INPE (1999).

** En utilisant un facteur d'émission de 273 g de Hg/km² (ROULET *et al.*, 1999).

*** D'après MYERS (1991), 400 000 km² ont été déboisés de 1960 à 1988, puis extrapoler jusqu'en 2000 avec les chiffres de 1997.

**** En utilisant un facteur d'émission cumulatif de 370 g de Hg/km² (ROULET *et al.*, 1999).

les terrils et constituent des sources permanentes de Hg dans l'atmosphère, par volatilisation. Les matériaux résiduels contiennent généralement des concentrations de 1 à 5 $\mu\text{g/g}$, voire souvent plus, pouvant atteindre 30 à 80 $\mu\text{g/g}$ (LACERDA *et al.*, 1991 ; LACERDA, 1997 a).

La seconde technique consiste à extraire l'or des sédiments par dragage du lit des rivières. Le matériel sédimentaire extrait directement du fond par des suceuses passe sur des tapis en cascade qui retiennent les particules les plus lourdes. La fraction lourde récoltée est ensuite amalgamée au Hg. Cette technique est utilisée dans la plupart des rivières amazoniennes.

Les quantités totales de Hg émises dans l'environnement à partir des processus miniers sont difficiles à évaluer. La production d'or est en revanche mieux suivie, bien que la présence d'un marché parallèle non officiel empêche une estimation complète. Les quantités de Hg émises par kilogramme d'or produit sont aussi très variables selon les conditions des différents sites miniers, la richesse en Hg des sols et des sédiments et le procédé d'extraction (LACERDA, 1997 b). Un facteur d'émission moyen de 1,5 kg de Hg par kilogramme d'or est le plus fréquemment utilisé dans les calculs.

En Amazonie brésilienne, différents auteurs (PFEIFFER et LACERDA, 1988 ; LACERDA et SALOMONS, 1991 ; LACERDA, 1997 b ; CLEARY, 2000) estiment que 20 à 90 t d'or ont été produites annuellement en utilisant la méthode d'amalgamation (fig. 3). La production présente une très rapide augmentation pendant les années 80, avec un pic à 90 t en 1988, puis elle décroît rapidement au début des années 90. Depuis 1995, au Brésil, des technologies industrielles qui utilisent du Hg en circuit fermé ont pris le relais des technologies artisanales et assurent maintenant plus de 70 % de la production de ce métal. La ruée vers l'or amazonienne est à elle seule responsable de l'utilisation d'environ 1 200 t de Hg entre 1980 et 1995. Actuellement, l'ensemble des mines d'or du bassin amazonien, du plateau des Guyanes et de la cordillère utilisent de 115 à 200 t de Hg par an (tabl. I).

Pendant l'amalgamation, des quantités variables de Hg sont perdues dans les rivières et les sols ainsi que par volatilisation dans l'atmosphère. Ensuite, l'amalgame est brûlé, généralement à l'air libre, émettant les vapeurs de Hg directement dans l'atmosphère. En fonction des processus d'extraction et de leurs variantes d'un site à l'autre, l'or ainsi produit peut contenir jusqu'à 7 % de son poids en impuretés (PFEIFFER *et al.*, 1993), de sorte que, avant sa vente,

il est à nouveau brûlé. Cette opération se fait généralement sans système de filtration ou de récupération des vapeurs de Hg ; il en résulte une sévère contamination des espaces de travail et des émissions atmosphériques dans les villes et villages où se pratique cette activité (MARINS *et al.*, 1991 ; MALM *et al.*, 1990 ; PFEIFFER *et al.*, 1993).

Les émissions dans l'atmosphère représentent 65 à 85 % du total des émissions (LACERDA, 1997 b). La valeur de 75 % a été retenue dans les calculs du tableau II. La ruée vers l'or en Amazonie brésilienne aurait donc été responsable d'une émission totale d'environ 900 t (soit 60 t/an pendant 15 ans, d'après les données de production fournies par CLEARY, 2000). LACERDA et MARINS (1997) les estimaient à environ 80 t/an en se fondant sur les chiffres de la production d'or de 1990. Les émissions actuelles de Hg dans l'atmosphère à partir des mines de l'Amérique du Sud (bassin amazonien, plateau des Guyanes et nord de la cordillère) sont de l'ordre de 115 à 200 t/an. En Amérique du Sud, la dernière ruée vers l'or aurait été responsable d'émissions annuelles vers l'atmosphère de près de 300 t de Hg, soit environ 4 000 t pour les trente dernières années (LACERDA *et al.*, 1999). À ces émissions, il faudrait ajouter celles qui proviennent des résidus miniers des périodes antérieures d'exploitation.

Les déboisements

Lors des feux de forêt, le Hg contenu dans la biomasse végétale et celui présent à la surface des sols se volatilisent sous l'effet de la chaleur (ARTAXO *et al.*, 2000). Par ailleurs, la mise à nu des sols facilite l'érosion éolienne des poussières des sols et entraîne l'augmentation des aérosols enrichis en mercure (FOSTIER *et al.*, 2000 ; FORTI *et al.*, 2000).

Seule la contribution directe de la combustion de la biomasse forestière est pour l'instant évaluée (VEIGA *et al.*, 1994 ; LACERDA, 1995 ; ROULET *et al.*, 1999). ROULET *et al.* (1999) ont mesuré les concentrations de Hg de la biomasse sur pied (feuilles, branches et troncs) et des litières au sol (feuilles mortes, brindilles, racelles) dans trois forêts de l'Amazonie brésilienne et de la Guyane française. Ces auteurs ont déterminé un facteur d'émission égal à 273 g/km² lorsqu'il s'agit d'incendies de forêt primaire et un facteur de 370 g/km² lorsqu'il s'agit d'agriculture sur brûlis (cycle de trois feux sur dix ans). Les calculs prennent en compte, à la suite de FEARNSIDE *et al.* (1993), ULH *et al.* (1988) et WARD *et al.* (1992), l'efficacité de la combustion de chacun des compartiments forestiers.

La mise à jour récente des données sur les surfaces déboisées en Amazonie brésilienne par l'INPE (1999) permet de recalculer les émissions de Hg par la combustion de la biomasse forestière, à la suite de la colonisation et du déboisement de ce territoire (tabl. II). Les émissions moyennes annuelles de Hg dans l'atmosphère en Amazonie brésilienne seraient en moyenne d'environ 5 t entre 1977 et 1997, avec un maximum de 8 t pour l'année 1995, correspondant à un taux de déboisement record. Les émissions cumulées de Hg dans l'atmosphère provenant de la combustion de la biomasse forestière depuis la colonisation de l'Amazonie brésilienne, dans les années 60, jusqu'à maintenant représentent un peu plus de 200 t.

Autres activités anthropiques

Avec le développement industriel et urbain croissant de la région amazonienne, il faut s'attendre à l'apparition de nouvelles sources qui pourraient jouer un rôle croissant à l'avenir dans les bilans. L'expansion des activités minières, des transports, des industries, des petites centrales électriques et des grands centres urbains (comme Manaus, Belém et Santarém) s'accompagne de la combustion croissante de combustibles fossiles et de déchets divers contenant, en quantité variable, du Hg et de nombreux autres métaux (SEYLER et BOAVENTURA, 1999). Jusqu'à présent, les émissions de Hg dans l'atmosphère qui résultent de ces activités anthropiques ne sont pas évaluées pour la région.

Émissions d'origine naturelle

Il n'existe pas d'étude sur l'importance relative des différentes sources naturelles primaires et secondaires ; néanmoins, plusieurs des sources naturelles sont identifiées.

La végétation des forêts tropicales est la principale source d'émission de particules organiques sous la forme d'aérosols dans l'atmosphère en région amazonienne (ARTAXO *et al.*, 1988, 1990). Ces particules organiques sont constituées de grains de pollen, de spores, de bactéries, d'éponges, d'algues, de protozoaires, de champignons, de fragments de feuilles (ARTAXO *et al.*, 1994). Elles peuvent contenir du Hg et ainsi contribuer aux émissions atmosphériques naturelles. Récemment, la possibilité d'émissions de Hg élémentaire (Hg⁰) par la végétation a été démontrée pour des forêts tempérées et boréales (LINDBERG *et al.*, 1998).

Plus récemment encore, les plaines inondables ont aussi été identifiées comme des sources diffuses significatives d'émission de Hg dans l'atmosphère sur le long terme (WALLSCHLÄGER *et al.*, 2000). L'étude de WALLSCHLÄGER *et al.*, portant sur la plaine d'inondation de l'Elbe en Allemagne, montre le rôle important des milieux humides, tels que les plaines d'inondation, dans le recyclage atmosphérique du Hg précédemment déposé par les sédiments à la surface des sols lors de l'inondation.

Des éruptions volcaniques majeures peuvent également entraîner des apports massifs de Hg qui dominent temporairement le cycle atmosphérique du Hg (NRIAGU *et al.*, 1989). Cette source n'existe que dans la région andine. Dans la région amazonienne, les sols, la forêt et les surfaces aquatiques apparaissent comme les seules sources naturelles d'importance. Notons cependant que ces différentes sources potentielles peuvent être fortement influencées par le recyclage du Hg provenant du transport atmosphérique à longue distance et précédemment déposé sur les surfaces continentales (LACERDA *et al.*, 1999).

DISPERSION ET DÉPÔT DES PRINCIPALES FORMES CHIMIQUES DE Hg DANS L'ATMOSPHÈRE

LES FORMES CHIMIQUES DU MERCURE PRÉSENTES DANS L'ATMOSPHÈRE

Trois espèces de Hg prédominent en milieu atmosphérique : le mercure élémentaire Hg⁰, le Hg²⁺ à l'état gazeux et le Hg associé aux particules (aérosols) (SCHROEDER et MUNTHE, 1998). Des formes organiques du mercure, diméthylmercure (DMeHg) et méthylmercure (MeHg), sont également rencontrées dans l'atmosphère mais à de très faibles concentrations (BLOOM et WATRAS, 1989 ; BROSSET et LORD, 1995). D'une façon générale, plus de 80 % du Hg se trouve sous la forme de Hg⁰ gazeux. Le Hg particulaire représente en moyenne moins de 5 % du Hg atmosphérique ; il est toutefois plus abondant dans l'air des villes et des centres industriels (près des sources anthropiques) et peut atteindre 50 % du Hg total (SCHROEDER *et al.*, 1991 ; PIRRONE *et al.*, 1996 ; SCHROEDER et MUNTHE, 1998).

Des réactions de transformation entre les différentes espèces de Hg ont lieu en phase gazeuse et aqueuse dans l'atmosphère (fig. 4). Ce sont des réac-

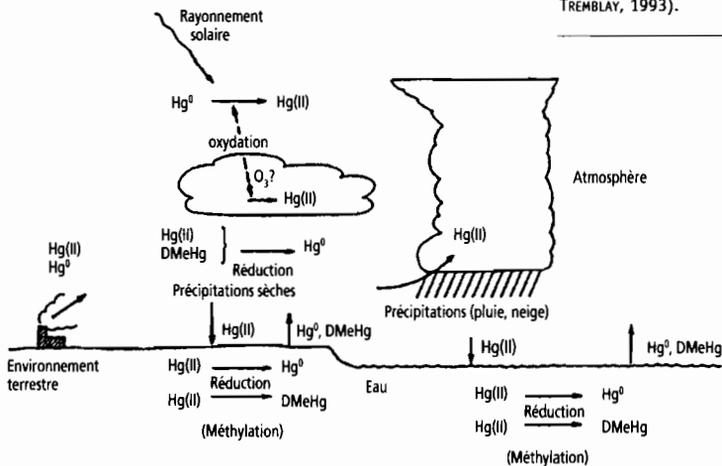
tions d'oxydation du Hg^0 en Hg^{2+} en présence de O_3 ou de $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}^+$ et des réactions de réduction du Hg^{2+} en Hg^0 par l'action combinée de H_2O_2 et de OH^- , ou encore des transformations de Hg en HgSO_3 au contact de SO_2 , suivies d'une décomposition photochimique du produit formé en Hg^0 (IVERFELDT et LINDQVIST, 1986 ; SCHROEDER *et al.*, 1991 ; HALL, 1995 ; PLEIJEL et MUNTHE, 1995). Ces réactions contrôlent la partition du Hg atmosphérique entre les différentes phases (gazeuse, liquide et particulaire). Elles ont des conséquences importantes sur la biodisponibilité du Hg et ses transferts d'un compartiment de l'environnement à un autre.

DISPERSION DANS L'ATMOSPHÈRE ET DÉPÔTS SUR LES CONTINENTS ET LES OCÉANS

La dispersion et le transport atmosphérique du Hg sont généralement considérés aux différentes échelles, globale, régionale et locale (SCHROEDER et

Figure 4

La spéciation et les transferts du mercure dans l'atmosphère (d'après TREMBLAY, 1993).

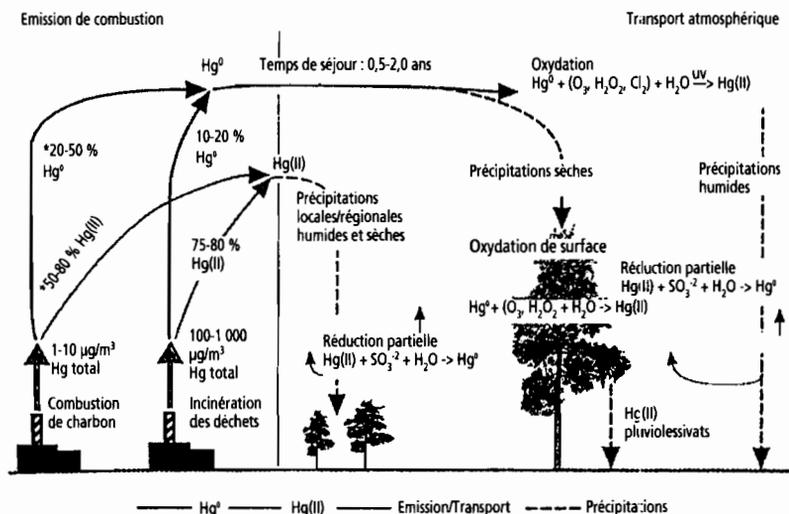


MUNTHE, 1998). La dispersion du Hg émis dans l'atmosphère dépend de la nature de ses formes chimiques et physiques et des taux de transformation des unes vers les autres. Les trois formes dominantes du Hg possèdent des aptitudes de déplacement très inégales (fig. 5). Le Hg^0 peut être transporté par voie aérienne sur de très longues distances (plusieurs milliers de kilomètres), le Hg^{2+} en phase gazeuse est normalement retiré de l'atmosphère à quelques dizaines ou centaines de kilomètres de sa source d'émission, le Hg particulaire est généralement déposé à une distance intermédiaire, selon la masse et le diamètre des aérosols (SCHROEDER et MUNTHE, 1998).

Près de la moitié du Hg introduit dans l'atmosphère par les émissions anthropiques directes primaires est déposée localement ou régionalement, le

Figure 5

Le transport et les dépôts atmosphériques des différentes espèces de mercure (d'après CARPI, 1997).



reste étant entraîné par la circulation atmosphérique générale et transporté à des centaines voire des milliers de kilomètres de son point d'origine avant de retourner à la surface de la terre (MASON *et al.*, 1994 ; JACKSON, 1997). La distribution du Hg dépend largement de la direction des vents et de la pluviosité (le Hg élémentaire tend à s'oxyder en atmosphère humide et donc à retomber avec les précipitations pour contaminer d'autres bassins versants). Elle dépend aussi de nombreux autres facteurs comme la spéciation, la partition entre formes dissoute et particulaire et la réémission du Hg. Le temps de séjour du Hg dans l'atmosphère varie entre 90 jours et 2 ans selon les formes de Hg concernées et les conditions météorologiques, tandis que le temps de brassage au sein de chaque hémisphère est de l'ordre de 3 mois (STEIN *et al.*, 1996). D'après ces chiffres, on devrait s'attendre à une distribution du Hg dans l'atmosphère relativement uniforme, du moins à l'échelle de chaque hémisphère.

Les mesures réalisées dans l'atmosphère océanique sur des transects nord-sud à travers les océans Atlantique (SLEMR et LANGER, 1992) et Pacifique (FITZGERALD, 1986) montrent que les niveaux de Hg sont plus élevés dans l'hémisphère Nord que dans l'hémisphère Sud (fig. 6). Cette différence de

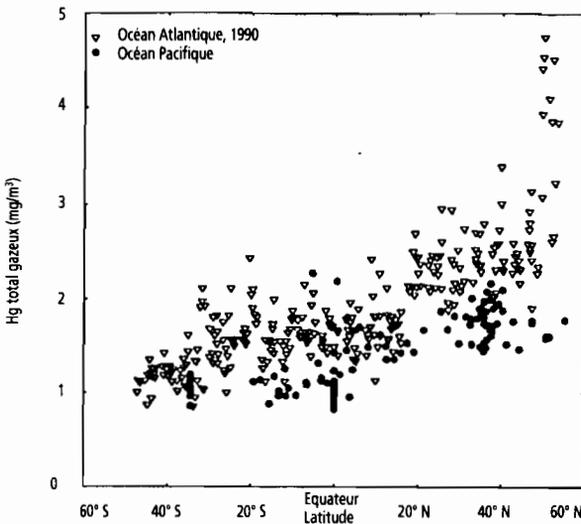


Figure 6
Concentrations de mercure gazeux atmosphérique au-dessus des océans Atlantique et Pacifique à différentes latitudes dans les hémisphères Nord et Sud (d'après FITZGERALD, 1995).

répartition vient de ce que l'hémisphère Nord est le siège de plus fortes émissions de Hg anthropique, qu'il présente un rapport surfaces continentales/surfaces océaniques relativement élevé et que les vents dominants sont de secteur nord-ouest (NRIAGU, 1992 ; FITZGERALD, 1995 ; JACKSON, 1997). SLEMR et LANGER (1992) montrent qu'environ 65 % du Hg anthropique dans l'atmosphère provient de la combustion du charbon et que 90 % de ce charbon est brûlé dans l'hémisphère Nord. La différence entre les océans Pacifique et Atlantique viendrait également du fait que les échantillons prélevés en plein océan sont plus éloignés des sources de pollution dans le Pacifique que dans l'Atlantique (FITZGERALD, 1995 ; JACKSON, 1997).

Toutefois, le passage de la zone de convergence intertropicale, qui sépare les masses d'air des deux hémisphères Sud et Nord, ne se traduit pas par un gradient très marqué des concentrations en Hg atmosphérique (LINDQVIST et RHODES, 1985 ; SLEMR et LANGER, 1992). Cela s'explique, comme il vient d'être vu, par un temps de brassage atmosphérique relativement court par rapport au temps de séjour moyen du Hg dans l'atmosphère.

Les différentes espèces de Hg sont retirées de l'atmosphère par les dépôts secs et humides (PIRRONE *et al.*, 1995 ; JACKSON, 1997). En forêt, le Hg qui se dépose sur la végétation atteint le sol *via* la chute des litières (SCHROEDER et MUNTHE, 1998). Les dépôts secs de Hg ne sont pas importants en milieu océanique mais peuvent représenter jusqu'à 30 % du total des dépôts en milieu continental (FITZGERALD *et al.*, 1991 ; LINDQVIST *et al.*, 1991 ; MASON *et al.*, 1994).

Les dépôts humides correspondent aux précipitations (pluie et neige) et sont d'égale importance en milieu continental et en milieu océanique (LINDQVIST *et al.*, 1991 ; FITZGERALD *et al.*, 1994 ; MASSON *et al.*, 1994). Ils sont d'autant plus importants qu'ils concernent une région à plus fort taux d'émission de Hg. Ainsi, les dépôts de Hg les plus élevés (2,5-35 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ avec une moyenne de 16 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$) sont localisés sous les latitudes moyennes de l'hémisphère Nord, les dépôts les moins élevés se retrouvant en Antarctique et en Arctique (0,1-0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$) (MASON *et al.*, 1994).

Une bonne partie du Hg déposé à la surface des lacs et des océans retourne dans l'atmosphère par évaporation du Hg⁰ à la surface de l'eau, suite à la réduction microbienne ou photochimique du Hg²⁺ (FITZGERALD *et al.*, 1994 ; MASON *et al.*, 1994 ; VANDAL *et al.*, 1995 ; AMYOT *et al.*, 1997). En raison de ces phénomènes de réduction puis d'évaporation du Hg, les environnements aqua-

tiques sont considérés comme retenant moins le Hg atmosphérique que les milieux terrestres (XIAO *et al.*, 1991 ; MASON *et al.*, 1994).

IMPORTANCE RELATIVE DES ÉMISSIONS ANTHROPIQUES ATMOSPHÉRIQUES DANS LE CYCLE DU Hg

Les estimations à la fois les plus complètes et les plus récentes sur les flux atmosphériques globaux sont données par MASON *et al.* (1994) et HUDSON *et al.* (1995). La contribution anthropique directe et primaire dans l'atmosphère représente 40 % des émissions atmosphériques totales (soit 2 000 t/an), sans tenir compte d'une quantité égale qui est déposée près de son point d'origine et qui n'est donc pas comptabilisée pour les transports à longue distance. Si on tient compte des émissions secondaires attribuables à la volatilisation du Hg déposé antérieurement dans les environnements terrestres et aquatiques (surtout marins), la contribution anthropique atteint 60 % des émissions totales (2 700-3 400 t/an). Si le mercure déposé près des points sources est également pris en compte comme source secondaire, la contribution anthropique totale (secondaire plus primaire) atteint 70-80 % (4 700-5 400 t/an) (MASON *et al.*, 1994 ; HUDSON *et al.*, 1995 ; JACKSON, 1997 ; SCHROEDER et MUNTHE, 1998) ; 60 % de cette contribution se déplace sur de grandes distances au gré de la circulation atmosphérique générale.

Les variations temporelles du Hg atmosphérique au-dessus des océans démontrent également l'importance du transport atmosphérique du Hg anthropique à longue distance (SLEMR et LANGER, 1992). Les concentrations de Hg atmosphérique auraient augmenté de 1,46 % par an dans l'hémisphère Nord et de 1,17 % dans l'hémisphère Sud. MASON *et al.* (1994) estiment que, au cours du siècle dernier, les émissions anthropiques auraient eu pour effet de tripler les concentrations en Hg dans l'atmosphère et à la surface des océans. Les deux tiers des émissions actuelles (de même que les dépôts sur les surfaces terrestres et à la surface des océans) seraient directement ou indirectement d'origine anthropique. Ces observations indiquent clairement que les sources anthropiques dominent actuellement le cycle global du Hg. La pollution est dans l'ensemble moins sévère dans l'hémisphère Sud que dans l'hémisphère Nord.

Des polluants de l'atmosphère autres que le Hg peuvent interagir avec le Hg atmosphérique en modifiant à la fois la distribution des différentes

espèces et la partition entre les différentes phases. Ces modifications ont pour conséquence de changer la cinétique d'adsorption et de retrait du Hg atmosphérique par les dépôts secs et humides (LINDBERG *et al.*, 1986 ; HUDSON *et al.*, 1995). HUDSON *et al.* (1995) soutiennent que, globalement, les effets du SO₂, des oxydants et des matières particulaires rejetés pendant la période 1850-1990 ont causé une augmentation des dépôts de Hg sur les surfaces continentales dans les mêmes proportions que celles observées dans les océans.

DISPERSION PONCTUELLE DU Hg AU NIVEAU DU SOL EN MILIEU AMAZONIEN

Dans les sites d'orpaillage, les teneurs en Hg atmosphérique atteignent des valeurs très élevées, de 10 000 à 296 000 ng/m³ à Porto Velho, tandis que dans les agglomérations voisines elles sont très variables, de quelques nanogrammes par mètre cube à 5 800 ng/m³. Cette forte variabilité en zone urbaine tient principalement aux émissions de vapeurs de Hg en provenance des boutiques de vente de l'or où s'effectue la dernière étape de la purification (MARINS *et al.*, 1991).

À Poconé, MARINS *et al.* (1991) ont mesuré des concentrations comprises entre 1 600 et 2 300 ng/m³ à la porte de ces commerces et entre 140 et 1 680 ng/m³ dans un rayon de 100 m. À Porto Velho, PFEIFFER *et al.* (1991) ont relevé des concentrations variant de 140 à 170 ng/m³ dans un rayon de 450 m autour des commerces de l'or.

Une partie importante du Hg émis se dépose rapidement près des sources (MARINS *et al.*, 1991 ; MALM *et al.*, 1991 ; PFEIFFER *et al.*, 1993). Aux alentours de Poconé, VON TÜMPLING *et al.* (1997) ont noté des concentrations de 4 à 6 ng/m³, de 1,9 à 2,1 ng/m³ dans le parc national Serra das Araras et de 2,5 à 3 ng/m³ dans le Pantanal (ces deux derniers sites étant situés respectivement à 100 km au nord-ouest et à 100 km au sud des centres d'orpaillage). Dans une région du Rio Negro éloignée de toute source anthropique directe de Hg, la concentration moyenne de Hg gazeux dans l'atmosphère est de 1,3 ng/m³ (FADINI et JARDIM, *à paraître*). MASON *et al.* (1994) ont calculé une concentration moyenne de 1,6 ng/m³ et proposé une concentration de Hg atmosphérique pré-industrielle de 0,5 ng/m³.

Les particules provenant des feux de forêt influencent aussi significativement les concentrations atmosphériques de Hg. Dans la zone urbaine de Alta Floresta (Mato Grosso), un des centres miniers et de colonisation les plus importants en Amazonie brésilienne, HAÇON *et al.* (1995) montrent que 5 à 20 % du Hg dans l'atmosphère se retrouverait associé aux particules fines provenant de la combustion de la biomasse forestière et aux particules plus grossières issues de l'érosion éolienne des sols. Dans cette région, aux effets de l'orpaillage s'ajoutent ceux du déboisement.

En Guyane française, AMOUROUX *et al.* (1999) ont trouvé des concentrations moyennes de 5,4 à 15 ng/m³ de Hg⁰ dans un site aurifère en forêt dense (camp de Dorlin, bassin de la rivière Petit Inini) et des concentrations de 2,8 ng/m³ de Hg⁰ dans le réservoir de Petit-Saut, un site plus éloigné des points d'orpaillage. Ils ont noté des valeurs maximales entre 12 h et 14 h et minimales après 18 h, résultat probable des effets des variations journalières des conditions météorologiques sur la volatilisation du Hg à la surface des eaux et des sols. Ils concluent, d'après les flux de Hg estimés à l'interface eau-air dans la crique Petit Inini et dans le réservoir de Petit-Saut, que ces environnements sont des sources importantes de Hg atmosphérique dans la région.

DISPERSION À L'ÉCHELLE DU BASSIN AMAZONIEN

Les travaux de ARTAXO *et al.* (2000) qui portent sur 64 points d'échantillonnage, réalisés d'août à septembre 1995 sur une bonne partie du bassin amazonien, à une altitude variant entre 1 000 et 5 000 m, constituent la première étude à grande échelle de la dispersion atmosphérique du Hg en Amazonie (fig. 7). Les concentrations mesurées au cours de cette étude sont illustrées dans la figure 8, avec une valeur moyenne de 3,05 ng/m³. Aucune variation entre les concentrations de Hg et l'altitude ou les conditions météorologiques (humidité relative et température) n'a été observée.

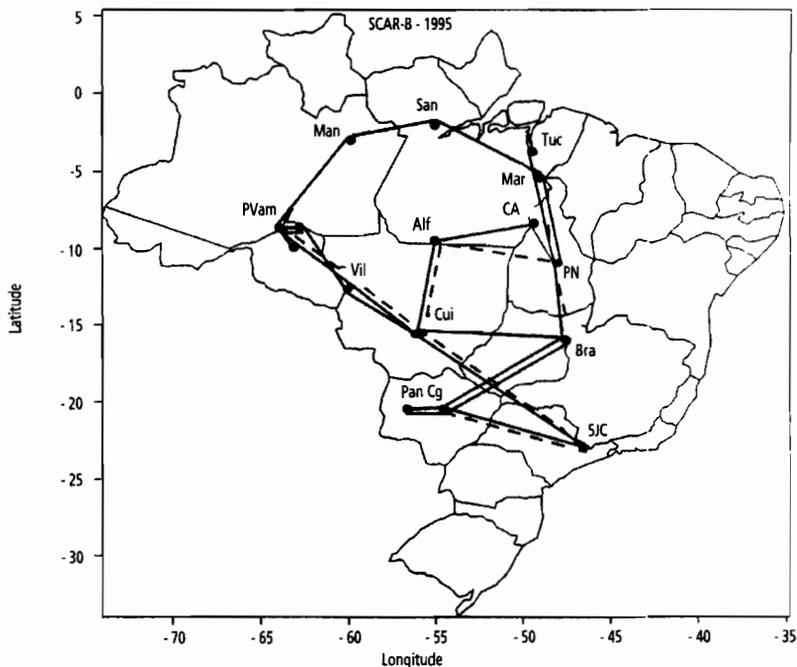
De faibles concentrations (0,5-2 ng/m³) ont pu être enregistrées au-dessus des zones vierges de forêt primaire et des zones qui ne sont pas situées sous le vent des centres d'orpaillage. Ces valeurs sont comparables aux concentrations de Hg atmosphérique observées dans les zones éloignées de toute source directe de contamination (tabl. III). En revanche, de fortes

Figure 7

Trajets aériens parcourus lors des échantillonnages atmosphériques du bassin amazonien du Brésil par ARTAXO *et al.* (2000). CG : campo Grand ; SJC : São José do Campos ; PN : Porto Nacional ; Bra : Brasília ; Cui : Cuiabá ; Alf : Alta Floresta ; Pan : Pantanal ; Jam : Jamarí ; PV : Porto Velho ; Tuc : Tucurí ; Vil : Vilhena ; Man : Manaus ; San : Santarém ; Mar : Marabá.

concentrations (5-14 ng/m³) sont mesurées au-dessus des zones d'orpillage ou de combustion de la biomasse forestière.

Une analyse factorielle des concentrations de Hg et d'éléments traces mesurées à Alta Floresta, similaire à celle de HAGON *et al.* (1995) évoquée précédemment, a conduit ARTAXO *et al.* (2000) à identifier six facteurs pouvant expliquer les teneurs en Hg de l'atmosphère du bassin amazonien (fig. 9). Ces facteurs permettent d'identifier l'importance relative de l'origine des particules présentes dans un échantillon. En



moyenne, 63 % du Hg atmosphérique est associé aux activités d'orpaillage et 31 % à la combustion de la biomasse, 4 % aux poussières de sols et 2 % aux aérosols d'origine marine.

Dans la même étude, il est observé que 5 à 15 % de la masse des aérosols sont constitués de carbone élémentaire microparticulaire (suie et charbon).

Figure 8

Concentrations atmosphériques de Hg total mesurées lors des vols au-dessus du bassin amazonien réalisés par ARTAXO *et al.* (2000).

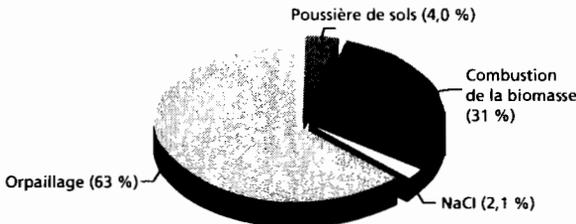
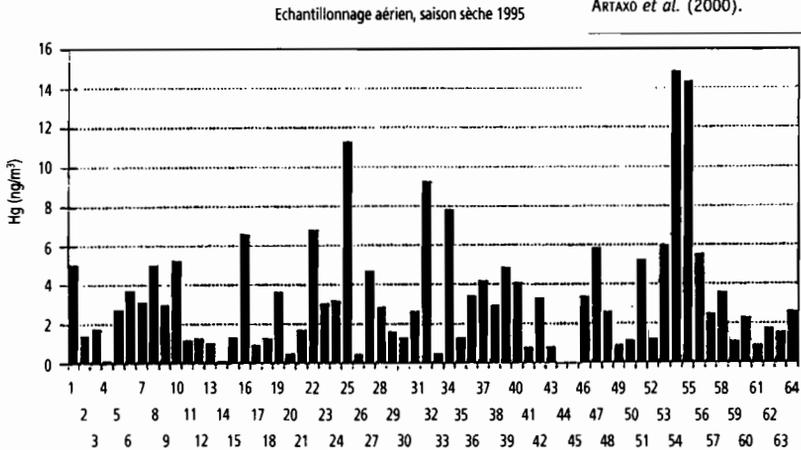


Figure 9

Proportion des différentes sources de Hg dans l'atmosphère de l'Amazonie brésilienne (saison sèche 1995) pour chacun des facteurs étudiés par ARTAXO *et al.* (2000).

Tableau III. Concentrations atmosphériques du Hg gazeux en région amazonienne et ailleurs dans le monde.

	Concentrations atmosphériques de Hg (ng/m ³)		Commentaires	Références
	Moyenne	Ecart		
Atmosphère près des lieux d'amalgamation				
Porto Velho	10 000-296 000		Au-dessus du brûlage des amalgames	MALM <i>et al.</i> , 1991
Poconé	75-85		Au-dessus des terrils de Pocone	VON TÜMPLING <i>et al.</i> , 1995
Atmosphère des boutiques des revendeurs d'or				
Porto Velho	< 100 000-107 000			MALM <i>et al.</i> , 1991
Poconé	1 600-2 300			MARINS <i>et al.</i> , 1991
Alta Floresta	250-40 600			HACON <i>et al.</i> , 1995
Atmosphère dans les villes minières				
Porto Velho	100-3 200			PFEIFFER <i>et al.</i> , 1989
Poconé	140-1 680		A 100 m d'une boutique de vente d'or	MARINS <i>et al.</i> , 1991
Porto velho	< 140-170		A 450 m d'une boutique de vente d'or	PFEIFFER <i>et al.</i> , 1991
Alta Floresta	20-5 800			HACON <i>et al.</i> , 1995
Bassin du Rio Negro	1,3		Région éloignée des sources anthropiques de Hg	FADINI et JARDIM, <i>à paraître</i>
Mato Grosso				
Poconé	5,3	4,1-6,3	Autour du centre minier de Pocone	VON TÜMPLING <i>et al.</i> , 1995
Pantanal	2,8	2,5-3,0	100 km au sud de Pocone	VON TÜMPLING <i>et al.</i> , 1995
Serra das Araras		1,9-2,1	100 km au nord-ouest de Pocone	VON TÜMPLING <i>et al.</i> , 1995
Guyane française				
Colline du camp de Dorlin	5,4		Zone déboisée autour du centre minier de Dorlin	AMOURDUX <i>et al.</i> , 1999
Rivière Petit-Inini	15		Sous la canopée autour du centre minier de Dorlin	AMOURDUX <i>et al.</i> , 1999
Réservoir de Petit-Saut	1,4			AMOURDUX <i>et al.</i> , 1999
Troposphère globale				
Préindustrielle	0,5		Calcul	MASON <i>et al.</i> , 1994
Actuelle	1,6		Calcul	MASON <i>et al.</i> , 1994
Océan Atlantique				
Atlantique Nord	2,25			SLERM et LANGER, 1992
Atlantique Sud	1,5			SLERM et LANGER, 1992
Sud-Ouest de la Suède	2,9			IVERFELDT <i>et al.</i> , 1995

Ces fortes concentrations en carbone élémentaire, lequel provient de la combustion de la biomasse forestière, sont associées à de petites particules et représentent une grande surface d'adsorption pour le Hg gazeux. En conséquence, le Hg peut être associé aux aérosols provenant de la combustion de la biomasse forestière sans qu'il soit nécessairement émis simultanément avec ces particules pyrogéniques (ARTAXO *et al.*, 2000). Selon ARTAXO *et al.* (2000), la forte association entre les concentrations de Hg et les facteurs de combustion de la biomasse peuvent être le résultat de trois mécanismes distincts : l'adsorption de Hg gazeux sur les particules émises par les feux de forêt ; l'émission directe de Hg par la combustion de la végétation ; la volatilisation du Hg de la surface des sols durant les feux.

TENTATIVE DE RECONSTITUTION DES ÉMISSIONS ANCIENNES SDE Hg SUR LA BASE D'ENREGISTREMENTS SÉDIMENTAIRES

Des tentatives ont été faites pour évaluer l'importance des émissions passées de Hg dans différents compartiments intégrateurs de l'environnement, comme les tourbières ombrotrophes et les sédiments lacustres (FITZGERALD *et al.*, 1998 ; LOCKHART *et al.*, 2000). Ce sont les lacs, loin de toute source anthropique, recevant des eaux peu chargées en suspensions solides et aux sédiments peu touchés par la bioturbation, qui se prêtent le mieux à ce type de reconstitution (LACERDA *et al.*, 1999 ; FITZGERALD *et al.*, 1998 ; LOCKHART *et al.*, 2000).

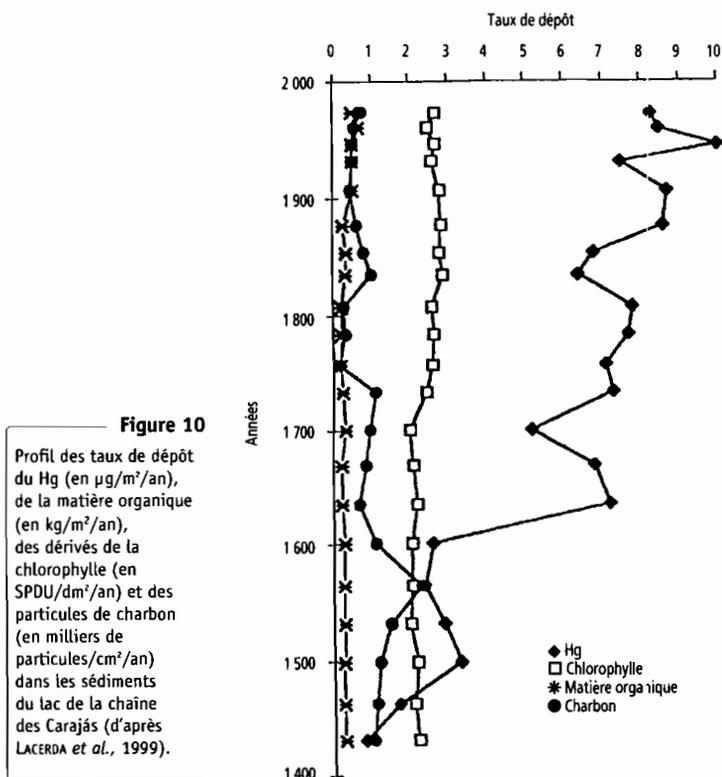
Une seule étude est disponible, qui porte sur trois lacs du bassin amazonien et deux lacs du sud du Brésil (LACERDA *et al.*, 1999). Bien que les conditions évoquées ne soient pas totalement vérifiées, les auteurs ont étudié trois carottes de sédiment provenant de trois lacs différents de la région de São Gabriel da Cachoeira (Amazonas), de la chaîne de montagnes des Carajás (Pará) et de la plaine de Gurupi (Maranhão).

Pendant l'holocène, entre 30 000 et 1 000 ans BP, les dépôts atmosphériques de Hg sont compris en moyenne entre 1,7 et 2,6 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$. Pour LACERDA *et al.* (1999), ces valeurs représenteraient les niveaux de base des dépôts atmosphériques dans le bassin amazonien. Des valeurs plus élevées, 4 et 6 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$, sont notées à deux reprises, entre 3 300 et 3 600 ans dans le Maranhão et entre 8 500 et 12 000 ans dans l'Amazonas. Ces pics seraient le résultat de périodes climatiques plus sèches et froides, avec une fréquence

plus élevée des feux de forêt, cela en accord avec des données sur la distribution des pollens et du charbon dans des sédiments collectés dans les mêmes régions par d'autres auteurs (ABSY *et al.*, 1991 ; CORDEIRO, 1995 ; COLINVAUX *et al.*, 1996 ; TURCO *et al.*, 1998 ; SIFEDDINE *et al.*, à paraître).

Seule la carotte prélevée dans le lac situé dans la chaîne des Carajás permet une interprétation des derniers 1 000 ans (fig. 10).

Les calculs indiqueraient une augmentation des dépôts après la fin du xv^e siècle : les valeurs sont comprises entre 0,7 et 2,6 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ avant 1600



(des valeurs similaires à celles des dépôts pré-historiques) et deviennent égales à 7-9 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ pour la période 1700-1850. Cette augmentation des dépôts atmosphériques de Hg coïncide avec son utilisation dans les mines d'argent des colonies espagnoles d'Amérique du Sud. Les dépôts des trois premiers centimètres de la même carotte, représentatifs de tout le xx^{e} siècle, varient annuellement de 9 à 11 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Pour LACERDA *et al.* (1999), ces valeurs s'expliqueraient par les activités anthropiques actuelles, industrielles (régionales et planétaires) et minières (régionales). Les valeurs des dépôts modernes seraient donc de trois à six fois plus élevées que celles pendant la période pré-historique. Ces résultats, qui reposent sur une seule carotte, sont toutefois à confirmer.

DRAINAGE ET DEVENIR DU Hg DANS LES SYSTÈMES AQUATIQUES

Les annexes 2 et 3 traitent de façon détaillée de l'exportation du Hg à partir des sols et de son transport dans les rivières amazoniennes. Dans la présente annexe, nous nous limiterons à présenter les résultats obtenus dans d'autres régions du monde.

LESSIVAGE ET ÉROSION DES SURFACES TERRESTRES

Dans les systèmes aquatiques continentaux non perturbés, le Hg présent dans l'eau provient à la fois du Hg directement déposé à la surface de l'eau par les précipitations, des apports issus du drainage des bassins versants (altération des roches, ruissellement à la surface et lessivage en profondeur des sols), et de la remise en suspension de sédiments par les turbulences créées sous l'action du vent sur le plan d'eau. En l'absence de pollution locale, les concentrations de Hg total dans les eaux de surface des milieux boréaux et tempérés sont de 0,5 à 2 ng/l dans les lacs d'eaux claires, de 2 à 10 ng/l dans les lacs humiques (eaux noires) et de 1 à 20 ng/l dans les rivières et les fleuves où la contribution des particules est souvent plus élevée (MEILI, 1997). Dans les milieux très pollués, les concentrations de Hg dans l'eau dépassent rarement 100 ng/l. Il y a quinze ans, des concentrations de cet ordre de grandeur étaient souvent rapportées comme étant le niveau naturel de Hg dans

l'eau. Les récentes améliorations des techniques d'échantillonnage, de stockage et d'analyse du Hg ont eu pour résultat d'abaisser, dans de fortes proportions, les niveaux de concentration de Hg mesurés dans l'eau (FITZGERALD et WATRAS, 1989).

Le Hg dans les eaux des lacs et rivières se retrouve en grande partie adsorbé aux particules organominérales en suspension et/ou au carbone organique dissous. Souvent, les concentrations de Hg dans l'eau sont fonction des apports provenant du bassin versant. Le type de bassin versant et les processus naturels et anthropiques qui agissent sur les surfaces terrestres contrôlent en grande partie le transport de Hg des milieux terrestres vers les milieux aquatiques (LINDQVIST *et al.*, 1991 ; ST. LOUIS *et al.*, 1994 ; HURLEY *et al.*, 1995 ; BABIARTZ *et al.*, 1998 ; BALOGH *et al.*, 1998). Dans les bassins versants où les activités agricoles dominent, le Hg transporté l'est principalement du fait du transport saisonnier des particules érodées de la surface des sols en suspension dans l'eau. Dans les bassins peu anthropisés et sous couvert de forêt, le Hg est principalement associé à la phase dissoute et colloïdale. Les caractéristiques des bassins versants contrôlent également les flux de MeHg vers les axes de drainage. La présence de tourbières ripariennes et de sols organiques humides a pour effet d'accroître la production et l'exportation de MeHg (ST. LOUIS *et al.*, 1996 ; BRANFIREUM *et al.*, 1998 ; LEE *et al.*, 1998). D'où l'importance que revêtent les zones humides pour la production du MeHg.

Le Hg déposé sur les surfaces continentales est majoritairement séquestré à la surface des sols (MASON *et al.*, 1994). Le Hg⁰ en provenance de l'atmosphère qui est déposé à la surface des sols a une très faible solubilité dans l'eau, mais en conditions d'aérobie il est rapidement oxydé sous la forme Hg²⁺ qui est plus soluble (SCHROEDER *et al.*, 1991). Hg²⁺ prédomine dans les sols, complexé à la matière organique et/ou adsorbé à la surface des particules minérales (argiles, oxyhydroxydes et sulfites) (ANDERSSON, 1979). NATER et GRIGAL (1992) estiment que les activités anthropiques ont pour effet d'augmenter de 2 à 20 % les charges en Hg à la surface des sols dans le centre-nord des Etats-Unis. En Suède, en forêt boréale, dans l'horizon organique de type mor, 70-80 % du Hg rencontré serait d'origine anthropique (LINDQVIST *et al.*, 1991), contre 30 % dans le nord du Québec (GRONDIN *et al.*, 1995).

Ce Hg est libéré lentement dans les milieux aquatiques continentaux, puis vers les milieux côtiers. Dans les lacs des régions tempérées et boréales, la

plupart des estimations indiquent qu'environ 10 à 30 % des dépôts atmosphériques sur un bassin versant atteignent le milieu lacustre (AASTRUP *et al.*, 1991 ; LINDQVIST *et al.*, 1991 ; JOHANSSON *et al.*, 1991 ; SWAIN *et al.*, 1992). Par conséquent, l'influence du Hg d'origine anthropique dans les milieux aquatiques se poursuit longtemps après toute réduction des sources d'émission dans l'environnement car des quantités considérables de Hg y sont accumulées. Dans le cycle biogéochimique global du Hg, les sols sont assimilables à un réservoir et à un puits de Hg (MASON *et al.*, 1994). Ils jouent un rôle fondamental dans le cycle du Hg en réglant les flux échangés avec l'atmosphère et l'hydrosphère. La conséquence principale en est que les effets néfastes du Hg dans l'environnement ne peuvent pas immédiatement régresser après une réduction des émissions anthropiques (AASTRUP *et al.*, 1991 ; LINDQVIST *et al.*, 1991 ; JOHANSSON *et al.*, 1991 ; SWAIN *et al.*, 1992 ; MASON *et al.*, 1994).

LES DIFFÉRENTES FORMES DE Hg EN MILIEU AQUATIQUE, LEUR TRANSFORMATION ET LEUR TRANSPORT

La biogéochimie du Hg dans les milieux aquatiques est principalement contrôlée par la présence de nombreux ligands responsables des processus de complexation du Hg inorganique et du MeHg (fig. 11). Les éléments géochimiques qui entrent en jeu sont la quantité et la qualité de la matière dissoute et particulaire, les concentrations et l'état d'oxydoréduction du fer, de l'aluminium, du manganèse et des composés sulfurés, certains ions comme les hydroxydes (OH^-), les sulfates (SO_4^{2-}) et les chlorures (Cl^-). La partition entre les phases particulaire, colloïdale et dissoute est fondamentale dans les processus de transport, de bioaccumulation et de sédimentation.

Le transport, la spéciation et la transformation du Hg dans les environnements aquatiques tempérés et boréaux sont principalement contrôlés par le cycle de la matière organique (LINDQVIST *et al.*, 1991 ; LINDQVIST, 1991 ; MEILI, 1991 ; WATRAS et HUCKABEE, 1994 ; PORCELLA *et al.*, 1995). Néanmoins, les oxyhydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse, les composés sulfurés réduits et les minéraux argileux sont des ligands importants pour de nombreux environnements, particulièrement ceux qui sont pauvres en matière organique (JACKSON, 1989). Les oxyhydroxydes sont connus pour former des complexes avec d'autres solides ou colloïdes en suspension, comme la matière organique

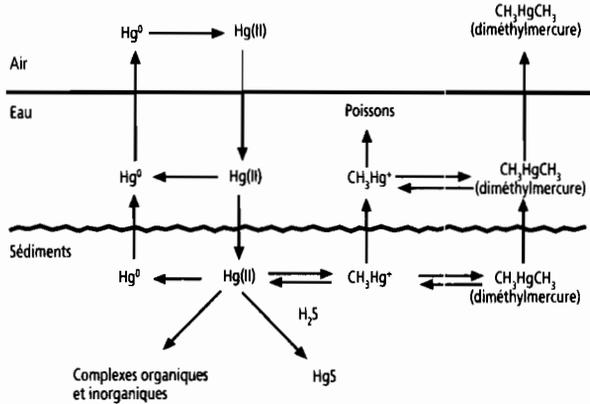


Figure 11

Le cycle du mercure dans les environnements aquatiques (d'après TREMBLAY, 1993).

et les minéraux argileux. Ils augmentent ainsi la capacité de séquestration des métaux et leur vitesse de sédimentation. Dans les eaux profondes et les sédiments anoxiques, les oxyhydroxydes peuvent en revanche facilement être dissociés et libérer les métaux et les complexes métalliques associés. Les oxyhydroxydes contrôlent ainsi directement et indirectement la mobilité et le transport du Hg. Leur forte association avec la matière organique et le Hg explique toute l'importance des substances humiques colloïdales et dissoutes en tant que véhicule du Hg dans l'eau et les sédiments. La complexation du Hg et des ions hydroxydes agit également sur la distribution des espèces de Hg et par conséquent sur sa biodisponibilité dans les systèmes aquatiques. La matière organique et les sulfates peuvent aussi influencer les taux de méthylation dans les systèmes aquatiques en limitant la disponibilité du Hg inorganique pour la méthylation bactérienne (MEILI, 1997).

Les transports de MeHg ne sont pas seulement contrôlés par les volumes d'eau écoulés (décharge) mais aussi par les taux de production et de décomposition du MeHg dans le milieu aquatique (MEILI, 1997). Ainsi, les concentrations de MeHg dans les eaux de drainage ne reflètent pas nécessairement les conditions en amont. Elles sont en effet fortement dépendantes de la géochimie de l'eau, des temps de séjour et du transport du Hg dans les rivières et les lacs.

La proportion de MeHg dans les eaux peut varier de moins de 1 % à plus de 30 % du Hg total ; elle augmente avec la concentration de matière organique et décroît avec l'augmentation de la concentration de particules minérales. La proportion de MeHg est généralement comprise entre 0,5 et 5 % dans les rivières turbides, entre 1 et 10 % dans les lacs d'eaux claires et entre 3 et 30 % dans la plupart des lacs et rivières humiques ou eutrophiques (MEILI, 1997). De plus fortes valeurs peuvent être observées dans les environnements anoxiques où la matière organique est abondante : autour des milieux humides, des sols inondés et au fond des lacs stratifiés.

Les sédiments constituent le réservoir le plus important de Hg dans le milieu aquatique continental. Dans les rivières, les sédiments contrôlent le temps de séjour et la rétention du Hg. Ils peuvent autant jouer un rôle de puits de Hg que de source secondaire, selon les conditions chimiques et physiques. Dans les lacs, la faible proportion de MeHg dans la plupart des sédiments laisse penser que la sédimentation représente un puits efficace sur le long terme pour le Hg inorganique mais pas pour le MeHg. Par ailleurs, dans les lacs et les rivières, une partie importante du Hg inorganique et du MeHg retourne dans l'atmosphère avec la réduction du Hg^{2+} en Hg^0 puis sa volatilisation (LINDQVIST *et al.*, 1991 ; LINDQVIST, 1991 ; WATRAS et HUCKABEE, 1994 ; PORCELLA *et al.*, 1995).

ORIGINE DU MeHg DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE ET ACCUMULATION DANS LES ORGANISMES AQUATIQUES

Le Hg est principalement accumulé dans les poissons sous la forme de MeHg (GRIEB *et al.*, 1990 ; BLOOM, 1992). En conséquence, la transformation des diverses formes de Hg en MeHg est le processus clé de la biodisponibilité du Hg.

Les annexes 4 et 5 sont consacrées à cette question. Nous nous limiterons ici à en dégager les grands traits.

Le MeHg provient de la méthylation du Hg inorganique, laquelle peut se dérouler dans la plupart des compartiments, les sédiments (JENSEN et JERNELÖV, 1969), les sols (BECKERT *et al.*, 1974), la colonne d'eau (FURUTANI et RUDD, 1980) et les milieux humides (ST. LOUIS *et al.*, 1994), en présence de matière organique. Dans les mêmes compartiments, le MeHg formé peut être décomposé

selon un processus antagoniste de déméthylation. Ces processus, la plupart du temps, se déroulent grâce à l'intervention de micro-organismes. Ces derniers agissent soit directement (les réactions ont lieu en leur sein), soit indirectement par les produits qu'ils excrètent (MEILL, 1997). Dans l'environnement, les concentrations de MeHg dans la colonne d'eau des lacs représentent le bilan des processus de méthylation et de déméthylation. Elles sont le résultat d'un équilibre dynamique entre ces deux réactions (fig. 11).

Des découvertes récentes indiquent que des quantités importantes de MeHg entrent dans les lacs, autant en provenance des bassins versants que de l'atmosphère (BLOOM et WATRAS, 1989 a ; LEE et IVERFELDT, 1991). Cependant, le MeHg importé peut être rapidement décomposé, de sorte que les concentrations en MeHg sont davantage contrôlées par les processus géochimiques qui se déroulent dans les lacs et rivières que par les apports de MeHg dans ces systèmes (PARKS *et al.*, 1989 ; MEILL, 1997).

Le MeHg s'accumule beaucoup plus facilement que le Hg inorganique dans les organismes, son assimilation étant plus rapide et son élimination plus lente. Il est bioamplifié le long des chaînes alimentaires, en ce sens que les organismes d'un niveau trophique inférieur jouent le rôle de préconcentreur de Hg pour les organismes placés à un niveau immédiatement supérieur (voir annexe 4). Par le double jeu combiné de la bioaccumulation et de la bioamplification, le MeHg, bien qu'il soit présent dans l'air et dans l'eau à l'état de trace, se trouve sous de fortes concentrations chez les poissons placés à l'extrémité de la chaîne trophique du milieu aquatique.

Le Hg accumulé dans les organismes des lacs et des rivières proviendrait du Hg atmosphérique précédemment déposé à la surface des sols des bassins de drainage (LINDQVIST, 1994), tandis que celui accumulé dans les organismes marins serait directement issu des retombées atmosphériques (ROLFHUS et FITZGERALD, 1995).

Dans de nombreux lacs aux eaux acides, les niveaux de Hg enregistrés dans les poissons peuvent être relativement élevés, même si les concentrations de Hg dans l'environnement sont très faibles. Il est communément observé dans les lacs et les rivières que la production de MeHg et son accumulation dans les organismes sont souvent indépendantes des quantités de Hg total présentes dans le milieu. Elles dépendent en réalité d'un ensemble de facteurs environnementaux et de l'activité microbienne qui contrôlent la spéciation du mer-

cure et par conséquent sa biodisponibilité (JACKSON, 1997). Ainsi, dans certains lacs non enrichis en Hg par une contamination anthropique directe, on note de fortes productions de MeHg. Cela s'explique par le fait que dans ces milieux président des conditions environnementales qui ont pour effet de stimuler la croissance et l'activité des bactéries responsables de la méthylation du Hg. L'accumulation de MeHg dans les poissons est augmentée d'autant. Les conditions favorables à ce processus sont souvent réunies dans certains réservoirs hydroélectriques grâce à l'entrée d'importantes quantités de matériel organique labile, à la suite de l'inondation des sols forestiers, provoquant un accroissement de l'activité bactérienne et, consécutivement, une augmentation significative des concentrations de MeHg dans les poissons (JACKSON, 1988, 1991). Cela illustre un fait important : les niveaux naturels de Hg dans l'environnement sont généralement suffisants pour provoquer un problème sérieux de bioaccumulation de MeHg dans les organismes si les conditions sont favorables à la production de cet agent toxique.

Les effets des précipitations acides sur les interactions entre les espèces de Hg transportées dans l'atmosphère et les organismes aquatiques sont particulièrement inquiétants. Les précurseurs des acides concernés (SO_2 et NO_x) proviennent en bonne partie des mêmes sources de pollution (la plus importante étant la combustion du charbon).

L'acidité favorise le dépôt du Hg atmosphérique et accroît l'effet toxique du Hg dans les milieux aquatiques mal tamponnés. L'acidification de ces lacs éloignés de toute source directe de pollution est généralement accompagnée par une augmentation marquée des concentrations de MeHg dans les poissons (WINFREY et RUDD, 1990 ; LINDQVIST *et al.*, 1991 ; HAINES *et al.*, 1995). Les effets des pollutions atmosphériques au Hg doivent être étudiés en tenant compte du rôle synergique des acides présents dans l'atmosphère (H_2SO_4 et HNO_3) (JACKSON, 1997).

CONCLUSION

Les activités anthropiques qui rejettent du Hg dans l'atmosphère, comme la combustion du charbon, l'incinération des déchets, la purification des minerais, se sont intensifiées ces dernières décennies et ont eu pour effet

d'augmenter de façon très significative les teneurs de Hg dans l'atmosphère. Aucun point de la planète ne se trouve à l'abri de la contamination mercurielle étant donné le caractère volatil du mercure qui permet son transport sur de longues distances. En ce sens, le mercure est un contaminant « global ».

À l'échelle amazonienne, dans l'état actuel de nos connaissances, tout bilan ne peut être que partiel et fragmentaire et dépend avant tout de la région considérée. Rappelons que seules les activités d'orpaillage et la combustion de la biomasse forestière font l'objet d'une quantification des émissions de Hg dans l'atmosphère.

En Amazonie brésilienne, les émissions cumulées de Hg provenant des activités d'orpaillage représenteraient un total de 900 t, alors que celles issues de la déforestation atteindraient 212 t (soit environ 20 %). Il faut cependant noter que la contribution relative des différentes sources peut être très variable d'une année sur l'autre. En 1995, année durant laquelle a été réalisée l'étude de ARTAXO *et al.* (2000), une faible production d'or a été enregistrée, avec un total de 23 t produites par le secteur informel de l'orpaillage, responsable de la majeure partie des rejets de Hg. Cette quantité d'or correspond à des rejets directs dans l'atmosphère de 26 t de Hg. En contrepartie, l'année 1995 a été marquée par un taux de déboisement record, correspondant à des émissions d'environ 8 t de Hg dans l'atmosphère (tabl. II). Si nous considérons ces deux principales sources uniquement, la déforestation serait responsable d'environ 30 % des émissions, soit une valeur similaire aux mesures dans l'atmosphère effectuées par ARTAXO *et al.* (2000) pour cette année-là. En revanche, en 1988, il a été produit environ 90 t d'or, ce qui correspond à des rejets d'environ 100 t de Hg dans l'atmosphère, tandis que le déboisement était responsable de l'émission de 5 t de Hg (il n'aurait contribué que pour 5 % seulement aux émissions anthropiques totales).

En Guyane française, il est certain que la faible importance relative du déboisement face aux activités d'orpaillage fait que cette dernière source est dominante. Il ne faut cependant pas oublier que d'autres sources de type industriel ou domestique peuvent exister dans les régions plus développées du territoire. Or, rappelons-le à nouveau, ces sources n'ont pas encore fait l'objet d'évaluations.

Au sein de la zone intertropicale du continent américain, il ne faut pas négliger le fait que les sources anthropiques diffuses de Hg ne cessent d'aug-

menter, notamment la combustion de sources d'énergie fossile. La propagation atmosphérique sur de longues distances du Hg provenant des activités d'orpaillage, lesquelles se sont intensifiées dans la zone tropicale, pourrait également avoir un impact sur le cycle global de ce métal. Or il apparaît que l'influence des mines tropicales n'est pas totalement prise en compte dans la description de la géochimie globale du Hg.

Enfin, NRIAGU (1994) suggère que les émissions atmosphériques historiques dues à l'extraction des métaux précieux dès les années 1500 continuent d'influencer le cycle atmosphérique du Hg en tant que source secondaire (réémission du Hg précédemment déposé sur les surfaces terrestres et les océans). Les résultats obtenus par LACERDA *et al.* (1999) tendraient à confirmer cette hypothèse, ou du moins que ces sources historiques auraient influencé par le passé les quantités de Hg circulant dans l'atmosphère de la région.

On retiendra en définitive qu'une interprétation fondée sur très peu de travaux disponibles, qui de surcroît portent sur un échantillonnage limité dans le temps et l'espace, ne permet pas d'apprécier pleinement l'importance relative des différentes sources de Hg dans le bassin amazonien et les régions adjacentes. Les travaux actuellement disponibles permettent seulement d'établir des bilans partiels qui ne considèrent pas la variabilité spatio-temporelle des différentes sources de Hg en région amazonienne.

[Références bibliographiques]

- AASTRUP M., JOHNSON J., BRINGMARK E., BRINGMARK I., IVERFELDT Å., 1991. Occurrence and transport of mercury within a small catchment area. *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 155-167.
- ABSY M.L., CLEFF A., FOURNIER M., MARTIN L., SERVANT M., SIFEDDINE A., SILVA M.F., SOUBIES F., SUGIO K., TURCO B., VAN DER HAMMEN T., 1991. Mise en évidence de quatre phases d'ouverture de la forêt dense dans le Sud-Est de l'Amazonie au cours des 60 000 dernières années. Première comparaison avec d'autres régions tropicales. *C.R. Acad. Sci. Paris*, sér. II, 318 : 1645-1652.
- AMOUROUX D., WASSERMAN J.C., TESSIER E., DONARD O.F.X., 1999. Elemental mercury in the atmosphere of a tropical amazonian forest (French Guiana). *Environ. Sci. Technol.*, 33 : 3044-3048.
- AMYOT M., MIERLE G., LEAN D., McQUEEN D.J., 1997. Effect of solar radiation on the formation of dissolved gaseous mercury in temperate lakes. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 61 : 975-987.

- ANDERSSON A., 1979. « Mercury in soils ». In NRIAGU J. (éd.) : *The biogeochemistry of mercury in the environment*, Amsterdam, Elsevier/North-Holland Biomedical Press : 79-112.
- ARTAXO P., STORMS H., BRUYNSEELS F., VAN GRIEKEN R., MAENHAUT A.W., 1988. Composition and sources of aerosols from the Amazon basin. *J. Geophys. Res.*, 93 : 1605-1615.
- ARTAXO P., MAENHAUT W., STORMS H., VAN GRIEKEN R., 1990. Aerosol characteristics and sources for the Amazon Basin during the wet season. *J. Geophys. Res.*, 95 : 16971-16985.
- ARTAXO P., GERAB F., YAMASOE M.A., MARTINS J.V., 1994. Fine mode aerosol composition in three long term atmospheric monitoring sampling stations in the Amazon Basin. *J. Geophys. Res.*, 99 : 22857-22868.
- ARTAXO P., CAMPOS R.C., FERNANDES E.T., MARTINS J.V., XIAO Z., LINDQVIST O., FERNANDEZ-JIMENEZ M.T., MAENHAUT W., 2000. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmos. Environ.*, 34 : 4085-4096.
- BABIARZ C.L., HURLEY J.P., BENOIT J.M., SHAFER M.M., ANDREN A.W., WEBB D.A., 1998. Seasonal influences on partitioning and transport of total and methylmercury in rivers from contrasting watersheds. *Biogeochemistry*, 41 : 237-257.
- BALOGH S., MEYER M., JOHNSON K., 1998. Diffuse and point source mercury inputs to the Mississippi, Minnesota, and St. Croix Rivers. *Sci. Total Environ.*, 213 : 109-113.
- BECKETT W.F., MOGHISSI W.F., AU F.H.F., BRETTHAUER E.W., MCFARLANE J.C., 1974. Formation of methylmercury in terrestrial environment. *Nature*, 249 : 674-675.
- BLOOM N.S., 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49 : 1010-1017.
- BLOOM N.S., WATRAS C.J. 1989. Observations of methylmercury in precipitation. *Sci. Total Environ.*, 87-88 : 199-207.
- BRADING D.A., CROSS H.E., 1972. Colonial silver mining : Mexico and Peru. *Hispanic Am. Hist. Rev.*, 52 : 545-579.
- BRANFIREUM B.A., HILBERT D., ROULET N.T. 1998. Sinks and sources of methylmercury in a boreal catchment. *Biogeochemistry*, 41 : 277-291.
- BROSSET C., LORD E., 1995. Methylmercury in ambient air. Method of determination and some measurements results. *Water Air Soil Pollut.*, 82 : 739-750.
- CARPI A., 1997. Mercury from combustion sources : a review of the chemical species emitted and their transport in the atmosphere. *Water Air Soil Pollut.*, 98 : 241-254.
- CLEARY D., 2000. « Small-scale gold mining in Brazilian Amazonia ». In HALL A. (éd.) : *Amazonia at the crossroads*, London, Institute of Latin America Studies : 58-72.
- COLINVAUX P.A., DE OLIVEIRA P.E., MORENO J.E., MILLER M.C., BUSH M.B., 1996. A long pollen record from Lowland Amazonia: forest and cooling in glacial times. *Science*, 274 : 85-88.
- CORDEIRO R.C., 1995. *Mudanças paleoambientais e ocorrência de incêndios nos últimos 7 400 anos na região de Carajás, Pará*. M. Sc. Thesis, Universidade federal Fluminense, Niterói, R.J.

- FADINI P.S., JARDIM W.F., *à paraître*. Is the Negro river basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury ? *Sci. Total Environ.*
- FEARNSIDE P.M., LEAL Jr N., FERNANDES F.M., 1993. Rainforest burning and the global carbon budget : biomass, combustion efficiency, and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *J. Geophys. Res.*, 98 : 16733-16743.
- FISHER J.R., 1977. Silver mines and silver miners in colonial Peru, 1776-1824. Centre for Latin American Studies, University of Liverpool.
- FITZGERALD W.F., 1995. Is mercury increasing in the atmosphere ? The need for an atmospheric mercury network (AMNET). *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 245-254.
- FITZGERALD W.F., WATRAS C.J., 1989. Mercury in surficial waters of rural Wisconsin lakes. *Sci. Total Environ.*, 87-88 : 223-232.
- FITZGERALD W.F., MASON R.P., VANDAL G.M., 1991. Atmospheric cycling and air-water exchange of mercury over mid-continental lacustrine regions *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 745-767.
- FITZGERALD W.F., MASON R.P., VANDAL G.M., DULAC F., 1994. « Air-water cycling of mercury in lakes ». In WATRAS C.J., HUCKABEE J.W. (éd.) : *Mercury pollution : integration and synthesis*, Boca Raton, Lewis Publishers : 203-220.
- FITZGERALD W.F., ENGSTROM D.R., MASON R.P., NATER E.D., 1998. The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environ. Sci. Technol.*, 32 : 1-7.
- FLEMING C.A., 1998. Thirty years of turbulent change in gold industry. *CIM Bull.*, 91 : 55-67.
- FORTI M.C., BOULET R., MELFI A.J., NEAL C., 2000. Hydrogeochemistry of a small catchment in Northeastern Amazonia : a comparison between natural with deforested parts of the catchment (Serra do Navio, Amapá State, Brazil). *Water Air Soil Pollut.*, 118 : 263-279.
- FOSTIER A.H., FORTI M.C., GUIMARÃES J.R.D., MELFI A.J., BOULET R., ESPIRITO SANTO C.M., KRUG F.J., 2000. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapá State, Brazil). *Sci. Total Environ.*, 260 : 201-211.
- FRISKE P.W.B., COKER W.B., 1995. The importance of geochemical controls on the natural distribution of mercury in lake and stream sediments across Canada. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 1047-1051.
- FURUTANI A., RUDD J.W.M., 1980. Measurement of mercury methylation in lake water and sediment samples. *Appl. Environ. Microbiol.*, 40 : 770-776.
- GAVIS J., FERGUSSON J.F., 1972. The cycling of mercury through the environment. *Water Res.*, 6 : 989-1008.
- GALBREATH K.C., ZYGARLICK C.J., 1996. Mercury speciation in coal combustion and gasification flue gases. *Environ. Sci. Technol.*, 30 : 2421-2426.
- GRIEB T.M., DRISCOLL C.T., GLOSS S.P., SCHOFFIELD C.L., BOWIE G.L., PORCELLA D.B., 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan Peninsula. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9 : 919-930.
- GRONDIN A., LUCOTTE M., MUCCI A., FORTIN B., 1995. Mercury and lead profiles and burdens in soils of Quebec (Canada) before and after flooding. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52 : 2493-2506.

- HACON S., ARTAXO P., GERAB F., YAMASOE M.A., CALIXTO R., CONTI L.F., LACERDA L.D., 1995. Atmospheric mercury and trace elements in the region of Alta Floresta in the Amazon Basin. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 273-283.
- HAINES T.A., KOMOV V.T., MATEY V.E., JAGOE C.H., 1995. Perch mercury content is related to acidity and color of 26 Russian lakes. *Water Air Soil Pollut.*, 85 : 823-828.
- HALL B., 1995. The gas phase oxidation of elemental mercury by ozone. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 1069-1077.
- HUDSON R.J.M., GHERINI S.A., FITZGERALD W.F., PORCELLA D.B., 1995. Anthropogenic influence on the global mercury cycle: a model-based analysis. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 265-272.
- HURLEY J.P., BENOIT J.M., BABIARZ C.L., SHAFER M.M., ANDREN A.W., SULLIVAN J.R., HAMMOND R., WEBB D.A., 1995. Influences of watershed characteristics on mercury levels in Wisconsin rivers. *Environ. Sci. Technol.*, 29 : 1867-1875.
- INPE, 1999. Données récentes provenant des observations des satellites de l'Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Site Web de CNN, 11 février 1999.
- IVERFELDT Å., MUNTHE J., PACYNA J., BROSSET C., 1995. Long-term changes in concentration and deposition of atmospheric mercury over Scandinavia. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 227-233.
- JACKSON T.A., 1988. The mercury problem in recently formed reservoir of northern Manitoba (Canada): Effects of impoundment and other factors on the production of methyl mercury by microorganisms in sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45 : 97-121.
- JACKSON T.A., 1989. The influence of clay minerals, oxides, and humic matter on the methylation and demethylation of mercury by micro-organisms in freshwater sediments. *Appl. Organomet. Chem.*, 3 : 1-30.
- JACKSON T.A., 1991. Biological and environmental control of mercury accumulation by fish in lakes and reservoirs of Northern Manitoba, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48 : 2449-2470.
- JACKSON T.A., 1997. Long-range atmospheric transport of mercury to ecosystems, and the importance of anthropogenic emissions—a critical review and evaluation of published evidence. *Environ. Rev.*, 5 : 99-120.
- JOHANSSON K., AASTRUP M., ANDERSSON A., BRINGMARK L., IVERFELDT Å., 1991. Mercury in Swedish forest soils and waters—Assessment of critical load. *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 267-281.
- JONASSON I.R., BOYLE R.W., 1972. Geochemistry of mercury and origins of natural contamination of the environment. *Can. Min. Metall. Bull.*, 65 : 32-39.
- LACERDA L.D., 1995. Amazon mercury emissions. *Nature*, 374 : 20-21.
- LACERDA L.D., 1997 a. Global mercury emissions from gold and silver mining. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 209-221.
- LACERDA L.D., 1997 b. Evolution of mercury contamination in Brazil. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 247-255.
- LACERDA L.D., PFEIFFER W.C., MARINS R.V., RODRIGUES S., SOUZA C.M.M., BASTOS W.R., 1991. Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of a gold mining tailing deposit drainage in

- Pocone, Brazil. *Water Air Soil Pollut.*, 55 : 283-294.
- LACERDA L.D., RIBEIRO M.G., CORDEIRO R.C., SIFEDDINE A., TURCO B., 1999. Atmospheric mercury deposition over Brazil during the past 30,000 years. *Ciência e Cultura*, 51 : 363-371.
- LAMEY C.A., 1966. *Metallic industrial mineral deposits*. New York, McGraw-Hill.
- LEE Y.H., BISHOP K.H., MUNTHE J., IVERFELDT A., VERTA M., PARKMAN H., HULTBERG H., 1998. An examination of current Hg deposition and export in Fenno-Scandian catchments. *Biogeochemistry*, 40 : 125-135.
- LINDBERG S.E., 1986. « Mercury vapor in the atmosphere : three case studies on emission, deposition, and plant uptake ». In NRIAGU J.O., DAVIDSON C.I. (éd.) : *Toxic metals in the atmosphere*, New York, John Wiley : 535-560.
- LINDBERG S.E., HANSON P.J., MEYERS T.P., KIM K.H., 1998. Air/surface exchange of mercury vapor over forest. The need for a reassessment of continental biogenic emissions. *Atmos. Environ.*, 32 : 895-908.
- LINDQVIST O. (éd.), 1991. *Mercury as an environmental pollutant*. *Water Air Soil Pollut.*, special issue, 56, 847 p.
- LINDQVIST O., 1994. « Atmospheric cycling of mercury : an overview ». In WATRAS C.J., HUCKABEE J.W. (éd.) : *Mercury pollution : integration and synthesis*, Boca Raton, Lewis Publishers : 231-241.
- LINDQVIST O., RHODES H., 1985. Atmospheric mercury-a review. *Tellus*, 37B : 136-159.
- LINDQVIST O., JOHANSSON K., AASTRUP M., ANDERSSON A., BRINGMARK L., HOVSENIUS G., HÅKANSON, IVERFELDT A., MAILL M., TIMM B., 1991. Mercury in the Swedish environment. Recent research on causes, consequences, and corrective methods. *Water Air Soil Pollut.*, 55 : 1-261.
- LOCKHART W.L., MACDONALD R.W., OUTRIDGE P.M., WILKINSON P., DELARONDE J.B., RUDD J.W.M., 2000. Tests of fidelity of lake sediment core records of mercury deposition to known histories of mercury contamination. *Sci. Total Environ.*, 260 : 171-180.
- MALM O., PFEIFFER W.C., SOUZA C.M.M., REUTHER R., 1990. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River basin, Brazil. *Ambio*, 19 : 11-15.
- MALM O., PFEIFFER W.C., SOUZA C.M.M., 1991. « Main pathways of mercury in the Madeira river area, Rondônia, Brazil ». In : *Proceedings of the Eighth International Conference on Heavy metals in the environment*, Edinburgh, CEP Consultants : 515-518.
- MARINS R.V., IMBASSAY J.A., PFEIFFER W.C., BASTOS W.R., 1991. « Contaminação atmosférica de mercúrio em área produtora de ouro no distrito de Poconé, MT ». In : *Proceedings of the First International Symposium on Environmental Studies in Tropical Forest*, Rio de Janeiro, Biosfera Edition : 209-213.
- MASON R.P., FITZGERALD W.F., MOREL F.M.M., 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury : anthropogenic influences. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58 : 3191-3198.
- MEILI M., 1991. *Mercury in boreal forest lake ecosystems*. Acta Universitatis Upsaliensis, 336, 36 p.

- MEILL M., 1997. « Mercury in lakes and rivers ». In SIGEL A., SIGEL H. (éd.) : *Metal ions in biological systems. Vol. 34. Mercury and its effects on environment and biology*, New York, Marcel Dekker : 21-51.
- MYERS N., 1991. Tropical forest : present status and future outlook. *Climatic Change*, 19 : 3-32.
- NATER E.A., GRIGAL D.F., 1992. Regional trends in mercury distribution across the Great Lakes states, north central USA. *Nature*, 358 : 139-141.
- NRIAGU J.O., 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338 : 47-49.
- NRIAGU J.O., 1992. « Worldwide contamination of the atmosphere with toxic metals ». In VERRY E.S., VERMETTE S.J. (éd.) : *The deposition and fate of trace metals in our environment*, St. Paul, Minn., North Central Forest Experimental Station, Forest Service, US Department of Agriculture : 9-21.
- NRIAGU J.O., 1994. Mercury pollution from the past mining of gold and silver in the America. *Sci. Total Environ.*, 149 : 167-181.
- NRIAGU J.O., PACYNA J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333 : 134-139.
- PFEIFFER W.C., LACERDA L.D., 1988. Mercury inputs into the Amazon region, Brazil. *Environ. Technol. Lett.*, 9 : 325-330.
- PFEIFFER C., MALM O., SOUZA C.M.M., LACERDA L.D., SILVEIRA E.G., BASTOS W.R., 1991. Mercury in the Madeira River ecosystem, Rondônia, Brazil. *For. Ecol. Mgmt*, 38 : 239-245.
- PFEIFFER W.C., LACERDA L.D., SALOMONS W., MALM O., 1993. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. *Environ. Res.*, 1 : 26-37.
- PIRRONE N., KEELER G.J., NRIAGU J.O., WARNER P.O., 1996. Historical trends of airborne trace metals in Detroit from 1971 to 1992. *Water Air Soil Pollut.*, 88 : 145-165.
- PLEIJEL K., MUNTHE J., 1995. Modeling the atmospheric chemistry of mercury. *Water Air Soil Pollut.* 80 : 317-324.
- PORCELLA D.B., HUCKABEE J.W., WEATLEY B. (éd.), 1995. *Mercury as a global pollutant. Water Air Soil Pollut.*, special issue, 80, 1 336 p.
- RASMUSSEN P.E., 1994. Current methods of estimating atmospheric mercury fluxes in remote areas. *Environ. Sci. Technol.*, 28 : 2233-2241.
- ROLFHUS K.R., FITZGERALD W.F., 1995. Linkages between atmospheric mercury deposition and the methylmercury content of marine fish. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 291-297.
- ROULET M., LUCOTTE M., FAFELLA N., SERIQUE G., COELHO H., SOUSA PASSOS C.J., DE JESUS DA SILVA E., SCAVONE DE ANDRADE P., MERGLER D., GUIMARÃES J.R.D., AMORIM M., 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air Soil Pollut.*, 112 : 297-313.
- SCHROEDER W.H., MUNTHE J., 1998. Atmospheric mercury. An overview. *Atmos. Environ.*, 32 : 809-822.
- SCHROEDER W.H., YARWOOD G., NIKI H., 1991. Transformation processes involving mercury species in the atmosphere.

- Results from a literature survey. *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 653-666.
- SEYLER P., BOAVENTURA G.R., 1999. « How significant is the pollution of the Amazon by trace element ». In GUYOT J.-L. (éd.) : *Manaus 99. Hydrological and geochemical processes in large-scale river basins*. Manaus, HiBAM Project (CD-Rom).
- SIFEDDINE A., MARTIN L., VOLKMER-RIBEIRO C., SOUBIES F., CORDEIRO R.C., SUGUIO K., à paraître. Variations of Amazonian rain forest environment, a sedimentological record covering 30.000 years. *Palaeogeogr. Palaeoecol. Palaeoclim.*
- SLERM F., LANGER E., 1992. Increased in global atmospheric concentrations of mercury inferred from measurements over the Atlantic Ocean. *Nature*, 355 : 434-437.
- STEIN E.D., COHEN Y., WINER A.M., 1996. Environmental distribution and transformation of mercury compounds. Critical Review. *Environ. Sci. Technol.*, 26 : 1-43.
- ST. LOUIS V.L., RUDD J.W., KELLY C.A., BEATY K.G., BLOOM N.S., FLETT R.J., 1994. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 1065-1076.
- ST. LOUIS V.L., RUDD J.W., KELLY C.A., BEATY K.G., FLETT R.J., ROULET N.T., 1996. Production and loss of methylmercury and loss of total mercury from boreal forest catchments containing different types of wetlands. *Environ. Sci. Technol.*, 30 : 2719-2729.
- SWAIN E.B., ENGSTROM D.R., BRIGHAM M.E., HENNING T.A., BREZONIK P.L., 1992. Increasing rates of atmospheric mercury deposition in midcontinental North America. *Science*, 257 : 784-787.
- TREMBLAY A., 1993. *Le mercure dans l'environnement et les réservoirs hydroélectriques*. Université du Québec à Montréal, 158 p.
- TURCQ B., SIFEDDINE A., MARTIN L., ABSY M.L., SOUBIES F., SUGUIO K., VOLKMER-RIBEIRO C., 1998. Amazonian rainforest fires : A lacustrine record of 7.000 years. *Ambio*, 27 : 139-142.
- UHL C., KAUFFMAN J.B., CUMMINGS D.L., 1988. Fire in the Venezuelan Amazon. II. Environmental conditions necessary for forest fires in the evergreen rainforest of Venezuela. *Oikos*, 53 : 173-184.
- VANDAL G.M., FITZGERALD W.F., ROLFHUS K.R., LAMBORG C.H., 1995. Modeling the elemental mercury cycle in Palette Lake, Wisconsin, USA. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 529-538.
- VEIGA M.M., 1997. *Introducing new technologies for abatement of global mercury pollution in Latin America*. Rio de Janeiro, UNIDO/UBC/CETEM/CNPq, 94 p.
- VEIGA M.M., MEECH J.A., ONATE N., 1994. Mercury pollution from deforestation. *Nature*, 368 : 816-817.
- VON TÜMPLING W., WILKEN R.D., EINAX J., 1995. Mercury in the northern Pantanal region, Mato Grosso, Brazil. *J. Geochem. Explor.*, 52 : 127-134.
- WALLSCHLÄGER D., KOCK H.H., SCHROEDER W.H., LINDBERG S.E., EBINGHAUS R., WILKEN R.D., 2000. Mechanism and significance of mercury volatilization from contaminated floodplains of the German river Elbe. *Atmos. Environ.*, 34 : 3745-3755.
- WARD D.E., SUSOTT R.A., KAUFFMAN J.B., BABBITT R.E., CUMMINGS D.L., DIAS B., HOLBEN B.N., KAUFFMAN Y.J., RASMUSSEN

- R.A., SETZER A.W., 1992. Smoke and fire characteristics for cerrado and deforestation burns in Brazil: Base-B experiment. *J. Geophys. Res.*, 97 : 14601-14619.
- WATRAS C.J., HUCKABEE J.W. (éd.), 1994. *Mercury pollution : integration and synthesis*. Boca Raton, Lewis Publishers, 727 p.
- WINFREY M.R., RUDD J.W.M., 1990. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9 : 853.
- XIAO Z.F., MUNTHE J., SCHROEDER W.H., LINDQVIST O., 1991. Vertical fluxes of volatile mercury over forest soil and lake surfaces in Sweden. *Tellus*, 43B : 267-279.