Le mercure en Amazonie

Rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires

Coordination scientifique

Jean-Pierre Carmouze, Marc Lucotte, Alain Boudou

Expertise collégiale

à la demande de la préfecture de Guyane
et du ministère de l'Environnement

IRD Éditions

Le mercure en Amazonie

Rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires

Le mercure en Amazonie

Rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires

Coordination scientifique

Jean-Pierre Carmouze, Marc Lucotte, Alain Boudou

IRD Éditions

INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT

collection Expertise collégiale

Paris, 2001

Préparation éditoriale, correction
Jacques Bodichon

Mise en page
Louma productions

Fabrication, coordination
Elisabeth Lorne, Pierre Lopez

Maquette couverture et intérieur
Pierre Lopez

La loi du 1er juillet 1992 (code de la propriété intellectuelle, première partie) n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article L. 122-5, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans le but d'exemple ou d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1er de l'article L. 122-4).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon passible des peines prévues au titre III de la loi précitée.

© IRD Éditions, 2001
Réimpression 2002
ISSN : en cours
ISBN : 2-7099-1467-0

Remerciements

Dans quelle mesure y a-t-il contamination de l'Amazonie par le mercure ? Dans quelle mesure les humains en seraient-ils responsables ? Dans quelle mesure en seraient-ils les victimes ?

Cet ouvrage est la réponse scientifique à ces grandes questions que les décideurs politiques se posent à l'égard du mercure. Il émerge d'un dialogue initial qui s'est établi entre les autorités locales de Guyane et un collège d'experts placé sous l'égide de l'IRD.

À ce titre, je voudrais exprimer tous mes remerciements au préfet de Cayenne, Monsieur Henri Masse, et aux responsables des différents services de l'État concernés par le « problème mercure ». Ils ont porté beaucoup de soin à formuler leur questionnement, lequel a servi de base au développement de la réflexion scientifique. Par ailleurs, l'intérêt qu'ils ont montré à diverses reprises pour cette étude a eu sans aucun doute un effet stimulant auprès du corps des experts.

L'exercice collégial demandé n'a été possible que grâce à la politique novatrice du président de l'IRD, Monsieur Philippe Lazar, qui a lancé la création au sein de l'IRD d'un département Expertise et Valorisation. La mise en place de ce département et sa direction ont été assurées par Jacques Weber avec, pour ce qui concerne la partie expertise, le concours de Sylvie Chalier, Anne Glanard et Michèle Bouchez. Le manque d'expérience a été comblé par beaucoup de dévouement, d'encouragement et de sympathie à mon égard. Je les en remercie tous vivement.

Comment ne pas exprimer ma profonde reconnaissance à l'ensemble du collège des experts ? Je n'aurais jamais imaginé que l'on puisse aussi aisément mener une réflexion collective. Tout le mérite leur en revient.

Alain Boudou a pleinement profité de sa position de président de l'Expertise et de vice-président du programme « Mercure en

Guyane », placé sous la responsabilité du CNRS, pour créer une synergie entre les deux projets, laquelle s'est révélée très fructueuse autant pour l'un que pour l'autre. Marc Lucotte, le rapporteur de l'expertise, et Donna Mergler, grâce à leur vision systémique des problèmes environnementaux et à leur double expérience canadienne et amazonienne, ont été les animateurs hors pair des deux séminaires de l'Expertise. Je ne serai pas moins élogieux à l'égard de Jean-Rémy Guimaraes, Laurence Maurice-Bourgoin et Marc Roulet, responsables des annexes sur le mercure et l'environnement, de Sylvaine Cordier, Julie Dolbec, Jules de Kom et Elisabeth de Oliveira Santos, responsables des annexes sur le mercure et la santé humaine, de Bertha Becker, Jean-Marie Fotsing, Jean-François Orru et Laurent Polidori, responsables des annexes sur le mercure et les activités anthropiques. Ils ont non seulement apporté toute leur compétence, mais ils ont aussi démontré une grande ouverture d'esprit qui a permis de réaliser au mieux l'indispensable intégration des connaissances.

Cet effort collectif a été significativement enrichi par des collaborations « extra » et spontanées, démontrant tout l'intérêt que la communauté scientifique sollicitée a accordé à cet ouvrage.

Que Michel Cossa qui nous a fourni des données complémentaires sur la contamination de peuplements marins par le mercure, Nadine Fréry qui a considérablement enrichi l'annexe sur l'alimentation des populations amazoniennes, Françoise Grenand qui a bien voulu nous faire partager sa profonde connaissance des populations autochtones pour enrichir les recommandations préconisées par l'expertise, Catherine Grimaldi qui a largement participé à l'élaboration de l'annexe sur le mercure et les sols, Guy Huel qui a revu et remanié les quatre grands points de la synthèse dans le but d'en faire une lecture plus aisée et plus attrayante pour les non-spécialistes, Jean Lebel qui nous a fait bénéficier de ses expériences novatrices en matière de contamination mercurielle chez les humains, Régine Maury-Brachet qui a complété l'annexe sur la contamination des poissons en intégrant les résultats acquis en Guyane par le laboratoire LEESA de l'université de Bordeaux, dirigé par Alain Boudou, reçoivent le témoignage de ma profonde reconnaissance et celle des membres du collège d'expertise.

Je n'oublierai pas de remercier tout particulièrement Jacques Bodichon qui, avec beaucoup de patience et de rigueur, a effectué une dernière révision du manuscrit avant de le mettre en forme pour l'édition, ainsi que Marie-Noëlle Favier, directrice de la Délégation à l'Information et à la Communication de l'IRD, et Elisabeth Lorne, responsable d'édition à l'IRD, ainsi que Pierre Lopez.

Le chef de projet

Jean-Pierre CARMOUZE

Sommaire

Remerciements 5

Composition du collège d'experts 11

Avant-propos 15

■ *1re partie*

Synthèse 21

Réponses aux questions des services de l'État 47

Recommandations 71

■ *2e partie*

Annexes

LE MERCURE ET L'ENVIRONNEMENT

Annexe 1- Marc Roulet 81
Le mercure : son cycle biogéochimique et sa répartition aux échelles planétaire et amazonienne.

Annexe 2 - Marc Roulet et Catherine Grimaldi 121
Le mercure dans les sols d'Amazonie. Origine et comportement du mercure dans les couvertures ferrallitiques du bassin amazonien et des Guyanes.

Annexe 3 - Laurence Maurice-Bourgoin 167
Le mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien. Transfert du mercure des sols aux milieux aquatiques, spéciation, transport et sédimentation dans les rivières et plaines d'inondation.

Annexe 4 - Marc Roulet et Régine Maury-Brachet 203
Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens.

Annexe 5 - Jean-Rémy Davée Guimarães 273
Les processus de méthylation du mercure en milieu amazonien.

Le mercure et la santé humaine

Annexe 6 - Jules de Kom 299
Les effets sur la santé de l'exposition aux vapeurs de mercure chez les orpailleurs, les raffineurs/commerçants d'or et les populations vivant à proximité.

Annexe 7 - Julie Dolbec et Nadine Fréry 321
Consommation de poisson et exposition au méthylmercure des populations amazoniennes.

Annexe 8 - Elisabeth Oliveira Santos 347
Enquêtes sanitaires et contaminations mercurielles en Amazonie brésilienne.

Annexe 9 - Donna Mergler et Jean Lebel 373
Les effets de l'exposition au méthylmercure chez les adultes.

Annexe 10 - Sylvaine Cordier 391
Effets de l'exposition au mercure sur le développement de l'enfant.

Annexe 11 - Julie Dolbec 401
Analyse des normes actuelles à travers le monde.

Le mercure et l'exploitation des ressources (orpaillage, déforestation...)

Annexe 12 - Jean-François Orru 409
Inventaire historique de l'activité d'orpaillage en Guyane française.

Annexe 13 - Jean-François Orru 425
Typologie des exploitations aurifères de Guyane et spécificités du contexte socio-économique local.

Annexe 14 - Bertha K. Becker 447
La dimension géopolitique du processus d'occupation de l'Amazonie brésilienne.

Annexe 15 - Laurent Polidori, Jean-Marie Fotsing, Jean-François Orru 473
Déforestation et orpaillage : apport de la télédétection pour la surveillance de l'occupation du sol en Guyane française.

Composition du collège d'experts

Président

Alain Boudou, directeur du LEESA, UMR CNRS 5805, Bordeaux (France)
a.boudou@ecotox.u-bordeaux.fr

Rapporteur

Marc Lucotte, directeur de l'Institut des sciences de l'environnement à l'université du Québec (Canada)
lucotte.marc_michel@uqam.ca

Membres

Bertha Becker, professeur à l'UFRJ, Rio de Janeiro (Brésil)
laget@igeo.ufrj.br

Sylvaine Cordier, directeur de recherche à l'Inserm, université de Rennes (France)
sylvaine.cordier@rennes.inserm.fr

Julie Dolbec, chercheur stagiaire à l'université du Québec (Canada)
judolbec@hotmail.com

Jean-Marie Fotsing, professeur à l'université d'Orléans, unité Télédétection de l'IRD (France)
jean-Marie.Fotsing@orléans.ird.fr

Jean-Rémy Davée Guimarães, professeur à l'Institut de biophysique de l'UFRJ, Rio de Janeiro (Brésil)
jeanrdg@biof.ufrj.br

Jules de Kom, chef du Département pharmaceutique, hôpital Diakonesses, Paramaribo (Surinam)
dekomj@sr.net

Laurence Maurice-Bourgoin, chargée de recherche à l'IRD, Brasilia (Brésil)
lmaurice@unb.br

Donna Mergler, directrice du centre d'études Cinbiose à l'université du Québec (Canada)
mergler.donna@uqam.ca

Elisabeth de Oliveira Santos, directrice de Coehma, Institut E. Chagas, Belém (Brésil)
coehma@amazon.com.br

Jean-François Orru, chercheur stagiaire à l'IRD, Cayenne (France)
j-f-orru@wanadoo.fr

Laurent Polidori, professeur à l'ESGT, Le Mans, chargé de recherche à l'IRD (France)
polidori@cayenne.ird.fr

Marc Roulet, chargé de recherche à l'université du Québec (Canada)
roulet@cict.fr

AUTRES COLLABORATEURS SCIENTIFIQUES

Daniel Cossa, directeur de recherche à la station Ifremer, Brest (France)
daniel.cossa@ifremer.fr

Nadine Fréry, directeur de recherche à l'Institut de veille sanitaire, Paris (France)
n.frery@invs.sante.fr

Anne Glanard, documentaliste au département Expertise et Valorisation de l'IRD, Paris (France)
glanard@paris.ird.fr

Françoise Grenand, directeur de recherche au laboratoire Ermes de l'IRD, Orléans (France)
françoise.grFenand@ird.fr

Catherine Grimaldi, chargée de recherche à l'UMR Sol, Agronomie, Spatialisation de l'Inra, Rennes (France).
grimaldi@ns.ird.fr

Guy Huel, directeur de recherche à l'UR Épidémiologie-Biostatistique de l'Inserm, Villejuif (France)
huel@vjf.inserm.fr

Jean Lebel, administrateur du programme Santé et Écosystème, Centre de recherches pour le développement international, Ottawa (Canada)
jlebel@idrc.ca

Régine Maury-Brachet, ingénieur de recherche au LEESA, université de Bordeaux-I, station marine d'Arcachon
r.maury-brachet@ecotox.u-bordeaux.fr

Jacques Weber, direction scientifique du Cirad, Nogent (France)
weber@cirad.fr

CHEF DE PROJET

Jean-Pierre Carmouze, directeur de recherche à l'IRD (Mission IRD-Bolivie)
jpcarmouze@mail.megalink.com

Jean-Pierre CARMOUZE

Ce document, élaboré sous l'égide de l'IRD par un groupe international d'experts, fait la synthèse des connaissances relatives à la contamination des humains et de leur environnement par le mercure en Amazonie.

Le monde amazonien, malgré la présence d'une couverture végétale apparemment uniforme, présente en réalité une forte hétérogénéité. De telles disparités modulent le cycle biogéochimique de ce métal toxique, de sorte que la réponse environnementale à un impact mercuriel donné peut notablement différer d'une région à l'autre.

Deux formes de contamination mercurielle peuvent affecter la santé des populations locales : l'inhalation directe des vapeurs de mercure produites lors de l'extraction et de la purification de l'or et l'ingestion de poissons présentant de fortes teneurs en méthylmercure. Le méthylmercure est produit à partir du mercure dans des conditions biogéochimiques relativement bien définies, qui peuvent être réunies dans des environnements très divers. Ainsi, dans le bassin amazonien, ce sont les vastes plaines inondées en période de hautes eaux qui sont des sites privilégiés de méthylation. En Guyane, au contraire, il s'agit, selon toute vraisemblance, des multiples criques qui découpent le plateau en une succession de petites collines de faible amplitude et aussi du lac de barrage de Petit-Saut ou de son aval[1].

1 L'actuel programme de recherche « Mercure en Guyane » du CNRS devrait, entre autres, permettre de vérifier la validité de cette hypothèse.

Les activités anthropiques peuvent significativement modifier, amplifier ou inhiber les flux au sein du cycle biogéochimique du mercure et notamment la production de son dérivé méthylé. Elles représentent un facteur important de différenciation régionale dans la mesure où, s'inscrivant dans des contextes différents de colonisation et d'exploitation du milieu, elles sont très variables en nature et en importance d'un endroit à un autre. Ainsi, en Amazonie brésilienne, la dynamique d'occupation du territoire résulte-t-elle d'un processus de planification étatique qui a conduit à de gigantesques fronts pionniers durables (déforestation, mise en valeur agricole, exploitation minière, aménagement d'infrastructures...), avec des implantations humaines qui se pérennisent. Au contraire l'occupation, récente, de l'espace forestier guyanais demeure beaucoup plus limitée, spontanée, anarchique, itinérante, étant essentiellement liée aux activités d'orpaillage. Le réseau dense de petites criques qui caractérise le paysage guyanais facilite la multiplication des chantiers consacrés à cette activité dans les fonds de vallées drainées. Les impacts des travaux d'excavation et d'exploitation des chantiers miniers – et leurs conséquences en termes de rejets mercuriels – y sont d'autant plus significatifs qu'ils concernent un réseau hydrographique de taille très modeste comparé à celui du bassin de l'Amazone. La contribution de l'orpaillage à la contamination mercurielle pourrait ainsi être plus importante en Guyane que dans le bassin amazonien dans son ensemble. Aussi, cette activité doit-elle faire l'objet d'une attention toute particulière, bien que d'autres activités anthropiques soient également susceptibles de favoriser indirectement la contamination du milieu par le méthylmercure.

Cela dit, l'exposition des populations locales au méthylmercure par la consommation quotidienne de poisson est une constante dans l'ensemble du milieu amazonien. Les études récentes menées par l'INSERM[2], l'IVS[3] et le CNRS[4] dans les villages amérindiens du haut Maroni ont mis en évidence des niveaux élevés d'imprégnation par

2 Institut national de la santé et de la recherche médicale.
3 Institut de veille sanitaire.
4 Centre national de la recherche scientifique.

ce métal ainsi que des signes d'atteintes neurologiques précoces, les uns et les autres similaires à ceux qu'on observe au Brésil.

L'expertise collégiale, qui repose sur un travail bibliographique approfondi présenté en quinze annexes, conduit à une synthèse développée ci-après en quatre points :

- point 1 : l'Amazonie est un terrain de convergence des facteurs de risque de contamination naturelle du milieu par le mercure ;
- point 2 : l'Amazonie, terre d'affinité du mercure, est fragilisée par les facteurs aggravants d'origine anthropique ;
- point 3 : l'Amazonie est un terrain favorable à la formation de méthylmercure ;
- point 4 : les populations amazoniennes sont en conséquence exposées à des risques sanitaires sérieux, dont il importe de se préoccuper activement.

Des recommandations destinées à contrôler, réduire, voire éliminer ces risques sont formulées en conclusion. Nombre d'entre elles répondent directement aux questions spécifiques explicitement posées par la préfecture de Guyane et les services de l'État (DDASS[5], DIREN[6], DRIRE[7] et DSV[8]). Toutefois, le collège des experts s'est efforcé d'aborder le « problème mercure » dans toutes ses dimensions. Il semble en effet difficile de s'en tenir à une approche – qui serait par trop réductrice – consistant à traiter séparément des aspects biophysicochimiques, sanitaires ou techniques du problème, sans aborder de front la problématique des relations complexes entre les populations et leur environnement, dans les contextes socioculturels, économiques et, disons-le, politiques qui les caractérisent.

Les problèmes que pose en particulier l'orpaillage ne se limitent pas à ses effets polluants. Par la manne qu'il représente actuellement, il est le principal moteur d'occupation des terres intérieures, responsable notamment de nombreux transferts non contrôlés de

5 Direction départementale des affaires sanitaires et sociales.
6 Direction régionale de l'environnement.
7 Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement.
8 Direction des services vétérinaires.

populations diverses (Brésiliens, Surinamiens, etc.). Ces populations, profitant de la relative perméabilité des frontières guyanaises, exploitent, souvent illégalement, pour le compte d'employeurs français, des placers sans souci de protection ni de leur santé ni de l'environnement. Il en résulte des conflits d'occupation du milieu et d'exploitation des ressources avec les populations traditionnelles qui vivent de pêche, de chasse et d'agriculture.

Aborder le problème de la pollution mercurielle en Amazonie – et plus spécifiquement en Guyane – dans le but d'en contrôler et d'en réduire le niveau et les conséquences de tous ordres conduit donc inévitablement à recommander de traiter de l'ensemble des problèmes économiques, sociaux, culturels et politiques que pose l'orpaillage.

Synthèse

Réponses aux questions des services de l'État

Recommandations

Synthèse - point 1

L'Amazonie, terrain de convergence des facteurs de risque de contamination du milieu par le mercure

Certaines caractéristiques propres au milieu naturel, d'autres aux activités anthropiques, se combinant les unes aux autres, font que l'Amazonie est par nature un système à haut risque en matière de contamination mercurielle. Les caractéristiques de l'atmosphère de la forêt tropicale, la nature géochimique du sol amazonien, la facilité d'exportation du Hg vers des lieux propices à la méthylation où se produit le méthylmercure, forme chimique ultime toxique, sont autant de facteurs qui favorisent cette contamination, laquelle est susceptible d'être observée même en l'absence d'activités anthropiques locales.

Les forêts humides et les pluies tropicales favorisent la précipitation du mercure atmosphérique vers le sol

Le mercure présent dans l'atmosphère est à la fois d'origine naturelle et anthropique (annexes 1 et 2). Les émanations du Hg élémentaire, Hg^0, en provenance de la croûte terrestre et du manteau *via* les ouvertures telles que failles et volcans, constituent la source primaire de ce métal. Les surfaces continentales et océaniques qui accumulent les retombées de Hg jouent le rôle de sources secondaires. Enfin, certaines activités anthropiques deviennent des sources de mercure pour la biosphère. Au cours du xxe siècle, les émissions anthropiques auraient triplé les concentrations de Hg dans l'atmosphère et à la surface des océans.

Au contact des oxydants présents dans l'atmosphère, le Hg s'oxyde en grande partie, puis se dissout dans les gouttelettes d'eau en formation ou encore se fixe par adsorption à des aérosols et finalement retombe lors des précipitations sèches et humides à l'intérieur d'un cercle de rayon généralement inférieur à 50 km. Le temps de séjour du Hg dans l'atmosphère est relativement bref.

Les forêts tropicales humides seraient émettrices de gaz favorisant l'oxydation du Hg élémentaire tandis que les abondantes pluies tropicales accéléreraient le retour au sol du mercure ainsi oxydé.

Ces retombées, très inégalement distribuées dans l'espace, dépendent non seulement des sources émettrices de vapeurs de Hg, mais aussi des conditions météorologiques, de la taille des aérosols, et des nombreux facteurs environnementaux qui contrôlent la spéciation chimique du Hg dans l'atmosphère. Les dépôts de Hg concernant la région comprise entre les latitudes 10° N et 10° S, estimés à partir d'une modélisation du Hg en milieu océanique, seraient de l'ordre de 13 $\mu g/m^2$ par an (annexe 1).

Les sols amazoniens sont naturellement riches en Hg

Les sols ferrallitiques amazoniens accumulent le Hg atmosphérique depuis des millions d'années (annexe 2). Des teneurs élevées de Hg dans les sols ont récemment été mises en évidence au Brésil et en Guyane française. Le Hg s'accumule, complexé à la matière organique ou adsorbé à la surface des argiles et des oxyhydroxydes. Les charges cumulées de Hg sont comprises entre 10 et 70 mg/m^2 sur les vingt premiers centimètres de sol. Ces valeurs sont jusqu'à dix fois supérieures à celles qui sont mesurées dans les sols des régions tempérées et boréales. Les apports de Hg d'origine anthropique ne peuvent expliquer cet écart (point 2).

L'explication de cette richesse des sols amazoniens en Hg serait fournie par l'ancienneté de ces derniers et leurs teneurs élevées en oxydes. En effet, les sols ferrallitiques sont à la fois beaucoup plus riches en oxydes de fer et d'aluminium (minéraux bien connus pour leur grande capacité à adsorber les métaux lourds) que les sols des

zones tempérées et boréales et aussi plus anciens. L'accumulation du Hg dans les sols amazoniens remonte à plusieurs millions d'années (la formation Alter-do-Chão est âgée de 15 à 30 millions d'années). En comparaison, les sols des zones tempérées et boréales sont relativement récents, certains d'entre eux datent de la dernière glaciation (entre – 5 000 et – 8 000 ans). L'accumulation de Hg se compte en millions d'années en Amazonie, en milliers d'années en Amérique du Nord.

Ainsi, le Hg se trouve accumulé dans les horizons minéraux des sols amazoniens sur plusieurs mètres de profondeur, essentiellement adsorbé à la surface des particules d'oxyhydroxydes de fer et d'aluminium (annexe 2). Cette particularité fait que des sols ferrallitiques représentent une réserve et une source importante de Hg pour les écosystèmes terrestres et aquatiques des bassins versants.

Cet important stockage de Hg dans les sols ne constituerait pas un problème en soi s'il n'existait pas des conditions favorables à l'exportation de ce métal vers des sites à méthylation. Or, en Amazonie, le déroulement de certains processus comme l'arénisation et la podzolisation, qui jouent un rôle majeur dans l'évolution naturelle des couvertures pédologiques, facilite la remobilisation du Hg et son exportation vers les milieux aquatiques.

Certains processus pédogénétiques favorisent l'exportation du mercure vers des lieux de production de MeHg

L'arénisation n'est autre qu'une érosion sélective des argiles fines, riches en oxydes et en Hg, le long des pentes, sous l'influence du drainage oblique. L'hydromorphie, qui entretient des conditions réductrices au sein des sols, permet la dissolution des oxyhydroxydes de fer, la libération du Hg adsorbé puis son déplacement.

La podzolisation, actuellement active dans les parties basses des paysages, représente le processus de destruction, en conditions acides et en présence de matière organique, de la matrice argileuse

des sols et de libération subséquente du Hg. Nouvellement libéré, le Hg se complexe à nouveau aux substances colloïdales organiques présentes et ainsi accroît sa mobilité. Les teneurs élevées en Hg des matériaux colloïdaux, véhiculés dans les eaux « noires » issues de bassins à intense podzolisation, témoignent de l'importance de ce processus, de par son rôle d'exportateur de Hg (annexes 2 et 3).

Ces processus géochimiques, qui agissent avec plus ou moins d'intensité sur l'évolution pédogéochimique des sols des bassins versants, sont à l'origine d'une différenciation physico-chimique des eaux des rivières (annexe 3). Ainsi, les bassins versants, dans lesquels prédomine le processus de podzolisation, alimentent des rivières dites d'eaux noires. Ces eaux sont issues des boucliers brésilien et guyanais. De ces régions s'écoulent également des eaux plus pauvres en charge organique, classées « claires » en raison de leur transparence. Enfin, dans le bassin amazonien, sont également identifiées des eaux « blanches », originaires des Andes et très chargées en matériaux en suspension, contrairement aux eaux précédentes. Les eaux blanches présentent généralement des teneurs relativement élevées en Hg, associées à de fortes concentrations de particules en suspension dans les rivières, résultat d'une intense érosion des sous-bassins andins. Ce sont les eaux noires qui présentent les plus grandes concentrations de Hg, ce dernier se trouvant complexé à la matière organique colloïdale. A l'opposé, les eaux claires, pauvres en supports de transport du Hg (matière organique et argiles en suspension), présentent des concentrations plus faibles de Hg.

Dans certaines régions non anthropisées, de fortes teneurs en Hg inorganique d'origine naturelle sont mesurées dans les milieux aquatiques, soit parce que l'érosion des couvertures pédologiques est intense (bassins andins), soit parce que l'évolution de ces dernières (processus de transformation géochimiques : arénisation, podzolisation et hydromorphie) conduit à une importante exportation de Hg des sols vers les cours d'eau (annexes 2 et 3).

L'activité anthropique vient s'ajouter à ces processus naturels.

Synthèse - point 2

L'Amazonie, terre d'affinité du mercure, fragilisée par les facteurs aggravants d'origine anthropique

En Amazonie, l'orpaillage est souvent considéré comme le facteur exclusif de la contamination de l'environnement par le Hg, en raison de l'emploi qui est fait de ce métal pour la récupération de l'or. En réalité, la contamination mercurielle ne nécessite pas obligatoirement des apports allochtones de Hg, elle peut également provenir de modifications du cycle biogéochimique naturel du Hg, générées par certaines interventions anthropiques. L'orpaillage compte parmi ces interventions au même titre que la création et la mise en eau de lacs et le déboisement en général. Toute perturbation anthropique (déboisement, orpaillage...) couplée aux processus d'évolution des sols peut accroître les départs de Hg vers les systèmes aquatiques.

Activités anthropiques, sources de mercure pour la biosphère

Certaines activités anthropiques deviennent des sources de mercure pour la biosphère, en remettant en circuit du Hg immobilisé dans les sols. La majorité des émissions naturelles et anthropiques de Hg se font sous la forme de Hg élémentaire (Hg^0) dans l'atmosphère. Le Hg « anthropique », dont près de 80 % provient des combustibles fossiles, des mines, de la purification des minerais et de l'incinération des déchets solides, représente actuellement 40 % des émissions atmosphériques totales. Les deux tiers des flux actuels (comme les dépôts sur les surfaces terrestres et à la surface des océans) seraient directement ou indirectement d'origine anthropique (annexe 1).

En Amazonie, trois sources anthropiques majeures de Hg sont distinguées : deux sources « modernes » représentées par l'orpaillage et le brûlage de la biomasse forestière, et une source « ancienne », remontant à l'exploitation des mines d'or et d'argent par les colonisateurs espagnols dans les régions andines. A ces trois sources locales, s'ajoute une quatrième provenant des activités industrielles des deux hémisphères Sud et Nord.

Les diverses interventions anthropiques, qui accompagnent la colonisation de nouveaux territoires, agissent de la même manière sur le cycle du Hg. Elles favorisent l'exportation de Hg vers les milieux aquatiques et ainsi accroissent les risques de contamination de la chaîne alimentaire par le MeHg.

L'orpaillage, non seulement apparaît comme une source directe de Hg (rejets d'importantes quantités de Hg dans l'atmosphère et dans les rivières) et comme une source indirecte (départ de Hg « naturel » vers les rivières, provoqué par l'érosion des sols et des berges exploités), mais aussi modifie profondément l'écologie des zones qui sont exploitées (divers travaux d'excavation des berges et des lits de rivière). Ces modifications (habitats rupicoles et benthiques détruits, eaux devenant très turbides) ont des répercussions certaines sur les structures des communautés biologiques et par là sur les processus de bioaccumulation et de bioamplification du MeHg (annexes 4 et 5). Toutefois, nous ne disposons pas encore d'études traitant de ce type d'impact.

L'ORPAILLAGE ET SES CONSÉQUENCES DIRECTES SUR LA CONTAMINATION PAR LE MERCURE

Les activités artisanales d'orpaillage comportent diverses opérations au cours desquelles les exécutants se trouvent exposés au Hg métallique. Le brûlage des amalgames or-mercure dans les placers et la purification de l'or chez les revendeurs sont les deux principales opérations d'orpaillage qui produisent des vapeurs de Hg contaminant l'air (annexes 1, 6 et 13).

Sur les lieux d'orpaillage, la confection de l'amalgame or-mercure par manipulation manuelle du Hg représente une première contami-

nation cutanée. La destruction de l'amalgame à chaud qui s'ensuit provoque le départ du Hg par sublimation. Le brûlage des amalgames est généralement réalisé à l'air libre dans les placers.

L'opérateur ainsi que les nombreux témoins de cette phase se trouvent directement exposés aux vapeurs de Hg. Le brûlage peut être effectué dans une habitation, auquel cas les vapeurs de Hg en imprègnent les sols, les murs et les plafonds, qui deviennent une source secondaire de vapeurs de Hg. Cette dernière a pour effet de prolonger de façon plus diffuse la contamination des travailleurs et de leur famille partageant cet espace.

Les travailleurs et leur entourage immédiat sont donc directement exposés aux vapeurs de Hg (annexes 6 et 13). Ce premier raffinage sommaire est complété par un second raffinage dans des boutiques de vente de l'or (« *casas de ouro* » au Brésil). L'or produit par les orpailleurs est purifié, avant sa vente dans les villes minières, chez les particuliers et chez les revendeurs. Cette seconde purification, qui élimine jusqu'à 5 % du Hg restant, a lieu à l'intérieur de maisons, la plupart du temps démunies de hottes à aspiration et de piégeage des vapeurs de Hg. Ces lieux de raffinage sont rapidement contaminés, leur décontamination étant au contraire très lente : les effets rémanents de désorption du Hg peuvent en effet persister de nombreuses années après la cessation des activités de raffinage, prolongeant ainsi l'exposition des habitants de ces lieux à des émissions secondaires de Hg inorganique. Les voisins, bien qu'étrangers à cette filière de l'or, sont également exposés aux vapeurs de Hg.

Enfin, il faut souligner la propension des vapeurs de Hg inorganique libérées dans l'atmosphère à être transportées sur des distances relativement longues (plusieurs dizaines de kilomètres), au-delà des lieux d'émission, ce qui contribue à augmenter les teneurs naturelles en Hg des sols et des systèmes aquatiques environnants (annexe 2). Elles sont supposées décroître rapidement à partir du point d'émission. Dans les milieux isolés, éloignés des zones d'orpaillage, les dépôts varient entre 18 et 25 $\mu g/m^2$ par an. Ces valeurs sont en moyenne deux fois supérieures à celles générale-

ment observées dans les régions tempérées et boréales de l'hémisphère Nord, également éloignées des sources directes de pollution. Des calculs théoriques ont évalué la contribution en Hg des activités d'orpaillage en Amazonie brésilienne entre 7 et 17 $\mu g/m^2$ par an.

Sur les sites d'activités aurifères, d'importantes quantités de Hg sont perdues. Dans les placers, lorsque le traitement de l'amalgame or-mercure est effectué sans emploi de cornue, 60 à 80 % du Hg utilisé est directement émis dans l'atmosphère. Depuis 1979, les émissions totales attribuées à la ruée vers l'or en Amazonie brésilienne représentent 1 500-3 000 t, avec une moyenne de 130-180 t/an. Pour l'ensemble de l'Amazonie, les émissions atteindraient 200 t/an, soit un total d'environ 5 000 t depuis le début de la ruée vers l'or, à la fin du XIXe siècle. Les rejets de Hg attribués à l'orpaillage colonial (1570-1900) se chiffreraient à 19 600 t pour l'Amérique latine.

Ce Hg peut ensuite être transporté par lixiviation dans le cas des sols ou par les courants dans le cas des cours d'eau et ce à plusieurs dizaines de kilomètres des lieux d'émission. Le Hg métallique rejeté dans les cours d'eau lors de l'opération d'amalgamation contamine fortement les milieux aquatiques situés immédiatement en aval, comme en témoigne la présence de gouttes de Hg dans les sédiments proches des placers. Le Hg y est très irrégulièrement distribué. Ses teneurs peuvent varier de 50 ng/g à 25 000 ng/g (poids sec). En raison de sa forte densité, le Hg solide a tendance à sédimenter rapidement et à se retrouver dans des conditions anoxiques, empêchant sa dissolution et son oxydation en Hg^{2+}, l'espèce chimique « méthylable ». Ainsi, tant qu'elle n'est pas remise en suspension dans l'eau, cette fraction de Hg échappe à la méthylation. Mais le Hg a aussi tendance à s'associer à des matériaux argileux et à des substances organiques, et ainsi à accroître ses possibilités de transport et de dispersion, notamment dans les rivières à fort débit. Quoi qu'il en soit, il ne devient un contaminant pour la chaîne trophique qu'après sa méthylation. Cela explique peut-être le fait que la présence de fortes teneurs en Hg métallique n'entraîne pas obligatoirement une augmentation des teneurs en MeHg des poissons directement en aval des placers.

Le Hg anthropique, provenant des déchets de Hg solide et des retombées des vapeurs de Hg, ne peut être distingué du Hg naturel, issu de la lixiviation des sols (annexe 2).

L'ORPAILLAGE ET SES CONSÉQUENCES INDIRECTES SUR LA CONTAMINATION PAR LE MERCURE

Les activités d'orpaillage ne se limitent pas à l'introduction de Hg dans l'environnement. Elles sont aussi à l'origine d'importantes pollutions indirectes des écosystèmes aquatiques amazoniens. En effet, ces activités comportent de grands remaniements de sols ou de sédiments (excavations, dragages, construction de routes et de pistes d'atterrissage) naturellement riches en Hg (annexe 13). Ces bouleversements sont responsables des fortes augmentations des teneurs en Hg dans les eaux et les sédiments des milieux aquatiques situés en périphérie des zones d'orpaillage. Ils modifient également le système hydrologique de ces zones. La combinaison de ces changements peut dans certains cas avoir pour effet d'accroître la contamination mercurielle des ressources halieutiques (annexe 4).

Les activités d'orpaillage altèrent également le milieu, étant à l'origine d'une très forte augmentation de la turbidité des cours d'eau, laquelle se manifeste sur de grandes distances. Il s'ensuit une réduction de la biodiversité aquatique. Le choix des espèces de poissons que les humains peuvent consommer (en particulier les espèces herbivores moins contaminées) en est limité d'autant. Par ailleurs, le bruit ambiant généré par ces activités fait fuir le gibier, réduisant ainsi l'accès pour les populations à une source alimentaire peu contaminée par le Hg.

A proximité des zones d'orpaillage, notamment dans les cours d'eau à faible débit, le Hg inorganique provenant des activités d'orpaillage est dominant, comparativement au Hg provenant des sources naturelles dans l'environnement (atmosphère, surface des sols, sédiments). A plusieurs dizaines de kilomètres en aval des zones d'orpaillage et/ou dans les cours d'eau à plus fort débit, le Hg inorganique provenant des activités d'orpaillage est négligeable par

rapport à celui provenant des processus d'érosion dans les bassins versants exempts d'orpaillage (annexes 2 et 3).

Le brûlage de la biomasse forestière amazonienne, pour le développement de l'agriculture et de l'élevage, serait responsable de 5 à 15 % du total des émissions anthropiques de Hg dans l'atmosphère (5-10 t/an).

En se fondant sur le rythme des dépôts actuels de Hg qui sont, hors des zones d'orpaillage, de l'ordre de 10 à 20 µg/m^2 par an, les dépôts cumulés provenant de la dernière ruée vers l'or et de la déforestation récente (période 1970-2000) représentent moins de 5 % du Hg présent à la surface des sols. Les dépôts provenant de l'orpaillage colonial dans les Andes représenteraient pour 350 ans d'activités 2 à 3 mg/m^2, ce qui correspond également à une faible fraction du Hg contenu dans les sols.

LA MISE EN EAU DE RÉSERVOIRS

De nombreuses retenues d'eau ont été créées ces trente dernières années en Amazonie, le plus souvent destinées à la production d'énergie électrique mais aussi à l'irrigation ou encore à l'approvisionnement en eau potable. Lors de leur mise en eau, les sols nouvellement inondés libèrent d'importantes quantités de Hg dans la colonne d'eau. Ce Hg peut être d'origine naturelle ou anthropique, en provenance d'anciens sites d'orpaillage. Il est fréquent que des communautés humaines s'installent sur les rives de ces réservoirs néoformés et procèdent à leur déboisement. Cette opération a pour effet d'accroître la lixiviation et l'érosion des sols et, par là, l'exportation de Hg vers le milieu aquatique (annexes 2 et 5).

Cette présence accrue de Hg, combinée à des conditions favorables de méthylation (intense activité microbiologique due à la dégradation de matières organiques inondées ou produites *in situ*) et à des changements notables de la structure de la chaîne alimentaire aquatique, expliquerait des teneurs élevées en Hg rencontrées dans les poissons vivant dans les réservoirs et en aval de ceux-ci.

Dans les lacs de barrage du Brésil, les organismes aquatiques sont en règle générale plus fortement imprégnés en MeHg que dans les milieux non perturbés situés en amont (annexes 2, 4 et 5). La contamination au MeHg des poissons du réservoir de Petit-Saut, en Guyane française, est en cours d'évaluation. Les résultats issus du programme de recherche élaboré par le CNRS-PEVS (Programme Environnement, Vie et Société) portent à croire que cette tendance est généralisable.

La mise en eau de réservoirs amazoniens présente un risque supplémentaire, celui de favoriser le développement de maladies tropicales comme le paludisme, la fièvre jaune et la dengue et, par voie de conséquence, d'entraîner un affaiblissement de l'état de santé des populations riveraines, les rendant alors plus sensibles à l'intoxication par le Hg à travers la consommation de poissons contaminés.

Le déboisement

Dans les régions fortement déboisées, le largage du Hg accumulé dans les sols ferrallitiques est à l'origine de la majeure partie du Hg inorganique rencontré dans l'environnement (annexes 2 et 3).

En Amazonie, les pratiques agropastorales extensives sont à l'origine d'importants déboisements de forêt primitive (annexe 14). Les sols ainsi nouvellement exposés aux intempéries sont lessivés, processus qui remobilise à grande échelle une partie de la charge en Hg naturel de leurs horizons de surface et parfois même de leurs horizons plus profonds (sur plusieurs dizaines de centimètres). Une fraction du Hg lessivé sur les sols déboisés est entraînée dans les cours d'eau, ce qui se traduit par une nette augmentation des teneurs en Hg dans les colonnes d'eau et les sédiments des cours d'eau affectés (par exemple d'un facteur de 2 à 3 dans le Rio Tapajós au Brésil), cette pollution pouvant être ressentie sur plusieurs centaines de kilomètres (annexes 2 et 3). Les hausses des teneurs en Hg associées à des modifications des conditions bio-physico-chimiques des cours d'eau (turbidité accrue, altération de la structure de la chaîne alimentaire) pourraient être responsables d'une augmentation des teneurs en Hg dans les organismes aquatiques. Il est toutefois diffi-

cile d'évaluer avec précision l'ampleur de ces augmentations étant donné le manque de données sur les teneurs en Hg dans les organismes aquatiques avant le déboisement intensif des rives.

Lors du déboisement, une partie de la biomasse est brûlée. Cette opération est responsable du largage dans l'atmosphère d'une fraction du Hg initialement contenu dans la végétation. Cette fraction de Hg est ensuite transportée par voie atmosphérique et se redépose sur les sols et les cours d'eau. Cependant, les quantités de Hg associées à ce processus sont relativement faibles par rapport aux teneurs naturelles en Hg déjà présentes dans les sols ou les systèmes aquatiques.

LA CONSTRUCTION D'INFRASTRUCTURES

La construction d'infrastructures (routes, pistes d'atterrissage) en Amazonie favorise aussi le processus d'érosion des horizons superficiels des sols, avec pour conséquence la libération d'une partie du Hg naturel que ceux-ci stockaient et son transport vers les cours d'eau voisins.

La construction des réservoirs hydroélectriques a non seulement pour conséquence d'apporter des changements limnologiques et trophiques drastiques, mais aussi de stimuler la production de MeHg à la suite de l'inondation des sols forestiers.

En tout lieu où l'activité anthropique a pour effet d'accroître l'érosion des sols par le déboisement ou encore la destruction des berges de rivière, il y a parallèlement une augmentation des teneurs en Hg des eaux. L'érosion peut prendre des proportions d'autant plus importantes que les sols ferrallitiques se désagrègent facilement lors du lessivage des sols. Il est bien établi que, dans les bassins versants récemment touchés par le déboisement, les sédiments de surface des lacs et des plaines d'inondation sont plus riches en Hg que les sédiments subjacents plus anciens. Ce changement résulterait d'une sédimentation accrue de particules fines riches en oxydes et en Hg, suite à une augmentation de l'érosion après le déboisement. Ainsi, en aval des placers, le Hg présent

dans l'eau proviendrait davantage des particules mises en suspension, avec l'intense lessivage des sols et des sédiments exploités, que du Hg rejeté par les activités d'orpaillage. Toutefois, cette hypothèse est à confirmer.

Synthèse - point 3

L'Amazonie, terrain favorable à la formation de méthylmercure

Le mercure ne devient contaminant pour la chaîne trophique qu'après sa méthylation. Le taux de production de MeHg dans un milieu donné représente d'une certaine manière la capacité toxique de ce milieu à l'égard de la biocénose et en particulier des poissons et des humains. D'une façon générale, les sols de forêts inondées, qui sont le siège d'une intense décomposition de tissus végétaux frais en conditions anoxiques, sont des environnements particulièrement favorables à la production et à l'accumulation de MeHg. Les processus de bioaccumulation du MeHg dans les organismes, combinés à ceux de bioamplification le long de la chaîne trophique aquatique, expliquent la présence de grandes quantités de MeHg chez les poissons prédateurs.

L'ENVIRONNEMENT AMAZONIEN EST FAVORABLE À LA FORMATION DE MÉTHYLMERCURE

C'est à la base de la chaîne alimentaire que s'effectue la transformation du Hg inorganique présent dans l'environnement en MeHg (annexes 4 et 5). La production de MeHg est égale au bilan entre deux réactions de nature antagoniste, l'une de méthylation et l'autre de déméthylation du Hg. Il s'agit donc d'une production

nette, dont l'importance dépend de multiples facteurs tels que la disponibilité en Hg ionique inorganique, Hg^{2+}, la quantité de matière organique présente, le pH et le potentiel redox. Les minéraux argileux et les oxyhydroxydes peuvent également influencer ces deux réactions chimiques. Le processus de méthylation est réalisé par des bactéries en milieu anaérobie ou faiblement oxygéné, riche en matière organique. L'abondance de matière organique labile et de nutriments dans le milieu a pour double effet de favoriser l'apparition de conditions d'anoxie et ensuite de stimuler l'activité des bactéries méthylatrices.

Dans le bassin amazonien, les plaines d'inondation, qui se développent le long des grandes rivières, renferment de multiples sites à méthylation au sein de la mosaïque d'écosystèmes aquatiques qu'elles créent en saison des crues : eaux libres, forêts inondées, prairies à macrophytes fixées et flottantes, lacs à méandres. Ces zones inondées présentent des taux de production de MeHg qui sont en moyenne dix fois supérieurs à ceux qui sont mesurés dans les sédiments d'eaux libres (annexe 5). De plus, elles sont généralement très productives et le transfert du MeHg le long de la chaîne alimentaire s'en trouve accéléré d'autant. La réaction concernée se déroule dans des milieux anoxiques ou très faiblement oxygénés, catalysée par des bactéries anaérobies ou facultatives. Le rendement de la réaction est donc dépendant de l'activité métabolique de ces bactéries, lesquelles sont d'autant plus performantes que la température est élevée et qu'elles disposent d'une source énergétique abondante et appropriée (en l'occurrence de la matière organique labile, constituée de composés simples). Ces milieux, anoxiques et riches en matière organique, sont non seulement favorables à l'activité des bactéries méthylantes mais encore, de par leurs caractères acide et réducteur, ils facilitent la désorption du Hg du matériau organo-argileux et le rendent plus disponible à la méthylation (annexe 5).

Dans le plateau des Guyanes, les études sur la méthylation du Hg ne font que débuter. Mais, au vu des conditions environnementales qui président au déroulement de ce processus, on peut prévoir

que dans le paysage guyanais, marqué par des ondulations rapprochées et de faible amplitude, ce sont les parties basses mal drainées qui apparaissent comme des sites de méthylation préférentiels.

Les plaines d'inondation amazoniennes présentent de nombreux sites de méthylation, comme la surface des sols de la forêt inondée et celle des sédiments, les zones de prairies colonisées par les plantes aquatiques, ainsi que les racines adventives de macrophytes. Au sein de ces sites à méthylation, le matériel détritique, les bactéries et les algues associés aux racines des plantes aquatiques et aux litières des sols inondés constituent une nourriture abondante pour les premiers niveaux trophiques aquatiques (périphyton, zooplancton...). Le transit du MeHg le long du réseau trophique s'en trouve d'autant accéléré.

Les sols hydromorphes en bordure des cours d'eau pourraient être également une source de MeHg *via* le drainage latéral. La présence et l'importance de ces milieux sont à vérifier dans les bassins versants des petites rivières d'eaux claires et d'eaux noires, particulièrement en Guyane française et au Surinam, où les plaines inondables sont beaucoup plus petites que dans le bassin amazonien, les inondations plus irrégulières et de plus faible amplitude.

De nombreux autres milieux aquatiques en région amazonienne sont probablement propices à la méthylation du Hg, mais nos connaissances sur les facteurs qui contrôlent les processus de méthylation/déméthylation du Hg sont encore insuffisantes pour que nous puissions être affirmatifs. De même, il est possible de soutenir que certaines modifications anthropiques du milieu favorisent une production accrue de MeHg, sans pour autant en prévoir l'ampleur.

Diverses activités anthropiques sont susceptibles de favoriser la production de méthylmercure

En région amazonienne, toute activité augmentant l'érosion des sols, tels le déboisement, la construction de routes, l'agriculture, les

carrières et les activités minières, peut accroître le transfert de Hg vers les milieux aquatiques, mais les effets de l'érosion sur la production de MeHg puis sur son transfert dans les chaînes alimentaires sont encore totalement inconnus (annexes 4 et 5).

Les activités anthropiques sont susceptibles de modifier les conditions de déroulement des processus du cycle du Hg et peuvent dans certains cas favoriser la production et/ou la bioaccumulation du MeHg dans les milieux aquatiques. La production du MeHg et sa bioaccumulation dans les organismes présents dans les lacs et dans les rivières dépendent au départ d'un ensemble de facteurs environnementaux et de l'activité bactérienne qui contrôlent la spéciation chimique du métal, notamment la fraction biométhylable du Hg inorganique. L'importance de ces deux processus n'est pas forcément liée aux quantités totales de Hg inorganique présentes dans le milieu. Dans certains cas, il est même observé une corrélation inverse. En effet, dans des lacs où le Hg, introduit par le transport atmosphérique et fluvial, n'est présent qu'à l'état de traces, voire d'ultratraces, des problèmes sérieux de contamination peuvent apparaître à la suite de changements environnementaux de nature anthropique, qui ont pour effet de stimuler l'activité des bactéries méthylatrices du Hg ou encore de provoquer une augmentation des taux d'incorporation du MeHg chez les poissons.

De ces observations se dégage une conclusion importante : les niveaux de Hg inorganique, considérés comme naturels dans l'environnement, peuvent être suffisants pour causer de sérieux problèmes de pollution si les conditions environnementales sont favorables à la production et/ou à la bioaccumulation du MeHg.

LA BIOAMPLIFICATION, PHÉNOMÈNE DE PRÉCONCENTRATION DU MÉTHYLMERCURE CHEZ LES POISSONS

De 70 à 100 % du Hg qui se concentre dans les poissons se trouve principalement sous forme de MeHg, qu'il s'agisse de poissons herbivores, détritivores ou prédateurs et cela quelles que soient les sources de Hg inorganique à l'origine de la production de MeHg

(annexe 3). La bioaccumulation préférentielle de cette forme organique vient de ce qu'elle est plus rapidement assimilée et plus lentement éliminée que les formes inorganiques. Elle est aussi plus efficacement transférée le long des chaînes alimentaires par la bioamplification, processus à effet cumulatif qui repose sur le fait que les proies jouent le rôle de préconcentreur de Hg pour les prédateurs. Ainsi, les poissons prédateurs, situés en bout de chaîne aquatique, sont les organismes qui accumulent le plus de MeHg. Ces poissons contiennent en moyenne dix fois plus de Hg que les poissons herbivores ou microphages (annexe 4).

Les processus de bioaccumulation du MeHg dans les organismes, combinés à ceux de bioamplification le long de la chaîne trophique, expliquent la présence de grandes quantités de MeHg dans les tissus musculaires des poissons, pouvant atteindre jusqu'à 60 % de leur biomasse. A l'opposé, le MeHg contenu dans l'air et l'eau se trouve à l'état d'ultratraces et représente généralement moins de 10 % du Hg total présent dans ces deux compartiments. Il en ressort que les risques de contamination des humains par le MeHg passe essentiellement par la consommation de poisson.

Selon les études réalisées depuis une dizaine d'années en Amazonie, le Hg présent dans les muscles des poissons prédateurs (piscivores et carnivores) atteint souvent des concentrations supérieures à 500 ng par gramme (poids frais), niveau considéré par l'OMS comme le maximum acceptable pour la consommation humaine.

Les niveaux de contamination des poissons au MeHg, qui sont liés à la quantité et au degré de contamination de la nourriture ingérée, peuvent être très variables d'une espèce à l'autre, voire au sein d'une même espèce. Ils varient en fonction de l'évolution bioécologique des poissons, laquelle repose notamment sur leur changement d'habitat et de régime alimentaire au cours de leur vie. Ainsi, pour interpréter la contamination des poissons, il ne suffit pas d'identifier et de comprendre la dynamique biogéochimique des sites méthylateurs, encore faut-il connaître les traits de vie (l'histoire naturelle) des différentes espèces consommées. La tâche est

difficile car une même rivière peut fournir jusqu'à 70 espèces différentes pour la consommation et, de surcroît, les chaînes trophiques sont très complexes en Amazonie. Autre difficulté, l'absence de données normalisées ne permet pas d'évaluer le degré de contamination d'un site par rapport à un autre et d'établir un état de la contamination de cette ressource halieutique à l'échelle régionale ou à celle d'un bassin versant.

LE POISSON, ABONDANT DANS LES RIVIÈRES AMAZONIENNES, S'EST NATURELLEMENT IMPOSÉ DANS L'ALIMENTATION QUOTIDIENNE DES POPULATIONS AUTOCHTONES

Le peuplement de l'Amazonie s'est effectué à travers les siècles en empruntant les voies fluviales. Son extension s'est limitée aux bordures des rivières, en raison des possibilités de communication offertes par ces dernières et aussi des ressources halieutiques qu'elles renferment. Pour de nombreuses communautés, la pêche est l'activité majeure, au point que leur organisation socioculturelle s'en trouve dépendante. Le poisson, qui se présente comme l'aliment protéiné le plus abondant, le plus accessible et le moins cher, s'est naturellement imposé dans l'alimentation de tous les jours. La sédentarisation des populations indigènes n'a fait qu'accentuer cet état de fait (annexe 14).

Plus récemment, la colonisation de l'Amazonie s'est partiellement redéployée en bordure des axes routiers nouvellement créés, sans toutefois se déconnecter du système fluvial, lequel conserve une place centrale dans la vie de la majorité des populations amazoniennes, autochtones et immigrées. Dans ces communautés d'implantation récente aux conditions de vie souvent très précaires, le poisson, qui constitue une source peu coûteuse de protéines de qualité, est également à la base d'une alimentation aux ressources très limitées et peu diversifiées.

VARIABILITÉ GÉOGRAPHIQUE DU RISQUE SANITAIRE LIÉ À L'EXPOSITION AU MERCURE MÉTALLIQUE ET AU MÉTHYLMERCURE

Actuellement, la plupart des études sur les sources de contamination humaine par le Hg portent sur le bassin amazonien. Certains résultats sont transposables d'une région à une autre, comme par exemple les grandes voies du cycle biogéochimique du Hg associées à l'évolution pédologique des surfaces terrestres, la forte hétérogénéité spatiale des niveaux de base du Hg dans les sols et dans les eaux en fonction des différents processus géochimiques les affectant ainsi que la contamination mercurielle affectant la santé des populations.

Les sources de contamination par les vapeurs de Hg, qui résultent de l'usage du Hg pour l'enrichissement et la purification du minerai aurifère selon des techniques bien définies, sont semblables d'un endroit à un autre. En revanche celles par le MeHg, qui, comme il a été vu, sont régulées par des cycles biogéochimiques fort complexes, peuvent présenter des différences régionales bien marquées. Pour les deux grandes entités géographiques, le bassin amazonien et le plateau des Guyanes, les différences environnementales et anthropiques les plus marquantes portent sur :

- la taille des réseaux hydrographiques, qui sont d'un ordre de grandeur supérieur dans le bassin amazonien ;
- l'existence de grandes plaines d'inondation dans le bassin amazonien, leur absence dans la région des Guyanes ;
- l'existence de trois grandes catégories d'eaux, noires, blanches et claires, dans le bassin amazonien, la quasi-inexistence des deux premières dans la région des Guyanes ;
- la faible densité de l'orpaillage et son déclin actuel au Brésil, sa forte densité en Guyane française et son regain d'expansion actuel ;
- le taux de déboisement élevé et le rôle majeur de l'élevage/agriculture dans l'occupation des terres au Brésil, le faible taux de déboisement et l'importance majeure de l'orpaillage dans l'occupation des terres intérieures de la Guyane française.

Synthèse - point 4

Quels risques pour la santé des populations amazoniennes ?

L'alimentation des populations humaines, basée sur la consommation de poisson, est la source majeure de l'imprégnation par le méthylmercure. Cette forme toxique biocumulable atteint certaines fractions de la population autochtone déjà fragilisée par des conditions sanitaires précaires, aggravées par la présence de diverses maladies endémiques.

La concentration de mercure dans le cheveu constitue l'indicateur pertinent de l'imprégnation individuelle par le méthylmercure. Une atteinte neurologique est observée au sein des populations amazoniennes les plus exposées.

L'intoxication est double chez les orpailleurs, les raffineurs et les bijoutiers qui s'exposent en outre aux vapeurs de mercure au cours de leurs activités professionnelles. Leur voisinage n'échappe pas à cette seconde forme d'intoxication. L'indicateur dans ce cas est la concentration de mercure dans les urines.

LES POISSONS REPRÉSENTENT LA SOURCE ESSENTIELLE DE PROTÉINES POUR BEAUCOUP DE POPULATIONS AMAZONIENNES ET EN MÊME TEMPS LE PRINCIPAL SUPPORT DE CONTAMINATION PAR LE MEHG

La contamination mercurielle de l'environnement amazonien affecte la santé des populations locales, à travers la consommation de poissons imprégnés de fortes quantités de Hg organique (MeHg) et l'exposition au Hg métallique utilisé dans les processus d'extraction et de purification de l'or. Ces deux formes toxiques du Hg qui, chez les

humains, se différencient par leur voie d'absorption et par les effets cliniques qu'elles produisent sont à considérer séparément.

La présence de MeHg dans le poisson fait courir un risque aux populations, adultes et enfants, lequel, comme on peut le prévoir, augmente avec la fréquence de la consommation de poisson. Or cette fréquence est très élevée, souvent quotidienne. La quantité moyenne de poisson consommée par les habitants d'Amazonie est estimée à 200 g par jour. Les consommations individuelles, et par conséquent les ingestions de MeHg, sont très variables. Elles dépendent de divers facteurs socio-démographiques, tels que les habitudes de vie des différentes populations, des groupes sociaux qui les composent, de l'âge et du sexe. Le groupe à plus haut risque est représenté par les pêcheurs et leur famille qui consomment en moyenne plus de poisson que le restant de la population (annexe 7). Ainsi, les recommandations alimentaires, qui se fondent sur l'équilibre à respecter entre les aspects bénéfiques et néfastes de la consommation de poisson, doivent tenir compte des différences constatées d'une communauté à une autre et au sein d'une même communauté.

Les études menées en Amazonie sur la contamination des poissons, résumées dans l'annexe 4, indiquent que le niveau de Hg dans les poissons carnivores dépasse souvent 0,5 µg/g (poids frais). Ce taux de contamination, pour de nombreux gouvernements, représente un seuil critique, au-delà duquel la consommation de poisson présente un risque pour la santé humaine. Toutefois, cette valeur, visant à prévenir l'ingestion excessive de Hg, a été établie en fonction d'une consommation modérée de poisson, et non d'une consommation quotidienne, comme c'est le cas pour beaucoup de communautés amazoniennes. Le bien-fondé de cette norme est actuellement remis en question par plusieurs organismes de surveillance environnementale à travers le monde (annexe 11). Un abaissement de ce seuil critique est à prévoir. La France devrait d'autant plus en tenir compte qu'elle a ouvert une exception pour les prédateurs majeurs, pour lesquels elle a fixé un seuil de tolérance de 1 µg/g.

Hormis certains animaux consommateurs de poisson pouvant contenir des teneurs élevées de MeHg, l'eau et les aliments d'origine terrestre, dans lesquels le Hg n'est présent qu'à l'état de traces, ne contribuent que très peu à la contamination alimentaire.

DES SIGNES D'ATTEINTE NEUROLOGIQUE PRÉCOCE SE MANIFESTENT AVEC D'AUTANT PLUS DE NETTETÉ QUE LES NIVEAUX DE HG DANS LES CHEVEUX SONT ÉLEVÉS

La plupart de nos connaissances sur la toxicité du MeHg proviennent des deux grands désastres qui ont eu lieu au Japon et en Irak, respectivement en 1956 et en 1971. Dans les deux cas, les expositions ont été beaucoup plus intenses et plus brèves que celles qui sont rencontrées en Amazonie. Les problèmes de santé liés à l'exposition se manifestaient par des troubles d'ordre neurologique ayant pour principaux signes et symptômes des sensations de brûlure et de picotement aux extrémités des membres et autour de la bouche, une réduction concentrique du champ visuel, un affaiblissement de l'ouïe, des pertes de coordination et des difficultés d'élocution, pouvant mener à long terme au coma et à la mort. A l'heure actuelle, il existe peu de recherches publiées sur les effets toxiques pour les humains de l'exposition au MeHg en Amazonie. Toutefois, les études réalisées auprès des adultes (annexes 8 et 9) et des enfants (annexe 10) indiquent l'apparition de signes d'atteinte neurologique précoce qui se manifestent avec d'autant plus de netteté que les niveaux de Hg dans les cheveux sont élevés. Ces résultats sont conformes aux études réalisées chez les animaux et à nos connaissances sur l'action toxique du MeHg sur le cerveau.

La concentration de Hg dans les cheveux, qui constitue un moyen efficace pour connaître l'exposition au MeHg, montre que les niveaux d'exposition chronique auxquels sont soumises les populations riveraines amazoniennes sont parmi les plus élevés au monde (annexe 7). Les nombreuses études qui ont été effectuées auprès de ces populations indiquent des niveaux moyens de Hg dans les cheveux se situant aux alentours de 10 µg/g. Toutefois, il existe des

individus présentant des concentrations supérieures à 50 µg/g, particulièrement chez des pêcheurs et leur famille. Ces niveaux sont étroitement dépendants de la fréquence de consommation de poisson. A l'échelle mondiale, il est rapporté des valeurs moyennes allant de 1,4 µg/g pour une consommation hebdomadaire de poisson à 11,6 µg/g pour une consommation quotidienne.

Le niveau de Hg dans les cheveux augmente ou diminue en fonction de la fréquence des repas à base de poissons et du taux de Hg dans ces poissons. Les personnes qui consomment principalement des poissons carnivores ont une imprégnation très supérieure à celles qui consomment plutôt des poissons herbivores. Dans la région amazonienne, le niveau de Hg dans les cheveux peut connaître des variations saisonnières et régionales, reflétant les espèces de poissons consommées et les habitudes alimentaires (annexe 7).

Le MeHg possède la propriété de traverser la barrière placentaire, de sorte qu'il contamine le fœtus et le nouveau-né. Le niveau d'exposition de ces derniers reflète tout à fait celui de la mère. Il faut ajouter que les effets sur la santé des nouveau-nés sont plus néfastes que pour les adultes puisque leur barrière hémato-encéphalique est encore en formation et ainsi plus vulnérable au passage du MeHg vers le cerveau. Les atteintes toxicologiques sont plus sévères chez le fœtus lors de la formation des principaux organes, notamment celle du système nerveux. D'une façon générale, les jeunes enfants sont également plus sensibles à l'exposition au MeHg que les adultes (annexe 10).

Les recherches en Amazonie indiquent que, même en l'absence de signes cliniques, le niveau de MeHg auquel les populations sont exposées modifie le fonctionnement du système nerveux. Elles mettent en évidence des atteintes neurologiques précoces touchant plus particulièrement les systèmes moteur et visuel à des concentrations d'imprégnation de Hg bien en dessous de 50 µg/g dans les cheveux, taux fixé à la suite des drames de Minamata et de l'Irak et considéré jusqu'à ce jour comme le seuil d'apparition des premiers signes cliniques. Ces résultats suggèrent que les effets du MeHg débuteraient

bien avant que les symptômes de l'intoxication se manifestent. Ils contribueraient à expliquer le continuum observé dans le processus de détérioration de la santé. L'état actuel des connaissances ne permet pas de dire si les premiers effets observés sont réversibles, stables ou progressifs.

Il faut ajouter que dans les communautés amazoniennes, qui vivent dans la pauvreté et entourées de maladies endémiques (paludisme, hépatites, parasitoses...), la neurotoxicité du Hg peut constituer un obstacle supplémentaire aux efforts d'amélioration de leur qualité de vie.

LE MERCURE MÉTALLIQUE, FORME CHIMIQUE DE L'EXPOSITION PROFESSIONNELLE

Dans le secteur minier aurifère, l'exposition professionnelle provient principalement de l'inhalation de vapeurs de Hg. Les orpailleurs, les raffineurs et les bijoutiers sont les plus directement exposés. Les populations vivant au voisinage des sources d'émission sont également exposées dans la mesure où elles respirent un air enrichi en vapeurs de Hg. Les systèmes de prévention, tels que des masques, des appareils de ventilation, de récupération de Hg ou des vapeurs émises, sont, dans la plupart des cas, inexistants ou, au mieux, rudimentaires, en mauvais état et non entretenus. La situation est aggravée par le manque de connaissances techniques et l'ignorance de la toxicité du Hg. De plus, pour les exploitations artisanales et les petits groupes de mineurs, le coût des équipements protecteurs peut être trop élevé par rapport au peu de bénéfices qu'ils retirent de cette activité.

Les vapeurs de Hg, une fois inhalées, sont absorbées par l'organisme. Dans ce cas, le bio-indicateur de choix, qui est le cheveu pour la contamination au MeHg, devient l'urine. Les études menées chez des travailleurs impliqués dans l'activité minière et dans la purification de l'or, ainsi que chez des populations vivant à proximité des maisons de rebrûlage, révèlent des taux de Hg dans les urines très variables. Les valeurs les plus élevées, qui se retrouvent

chez les individus directement en contact avec les vapeurs de Hg, dépassent largement la concentration reconnue pour engendrer des symptômes d'intoxication (30 µg/g de créatinine).

Deux types d'intoxication sont mis en évidence (annexe 6).

L'intoxication aiguë résulte d'une forte dose absorbée sur une courte période de temps. Cela se produit particulièrement lors du brûlage ou du rebrûlage de l'amalgame. Les premiers symptômes, qui apparaissent rapidement après l'exposition, sont principalement de nature respiratoire, semblables à ceux d'une grippe. Ils sont suivis de symptômes plus sévères qui portent sur le système nerveux central, l'appareil respiratoire, les systèmes gastro-intestinal et urologique. Les atteintes au système nerveux central sont celles qui persistent le plus longtemps. Elles peuvent laisser des séquelles.

L'intoxication chronique est la conséquence d'une exposition à des niveaux plus faibles et sur une plus longue durée. Son importance est fonction de la dose inhalée et de la durée d'exposition. Il existe quelques études portant sur les orpailleurs et sur des personnes qui travaillent ou qui vivent à proximité des maisons de brûlage. Ces études signalent des signes neurologiques et rénaux classiques d'empoisonnement chez les personnes les plus exposées, des symptômes précliniques, non spécifiques, tels que fatigue, irritabilité, perte d'appétit, chez les personnes moins exposées. Toutefois, à ce jour, ces études restent très ponctuelles.

LES POPULATIONS À RISQUE SONT FRÉQUEMMENT AFFECTÉES PAR DES MALADIES ENDÉMIQUES

Les populations exposées au Hg organique *via* la consommation fréquente de poisson ou au Hg métallique par l'inhalation directe de vapeurs de Hg se trouvent, pour la plupart d'entre elles, dans une situation sanitaire très précaire. Les raisons en sont multiples : manque d'hygiène, malnutrition, dures conditions de travail dans les champs, dans les placers ou dans la forêt, absence de mesures préventives et d'assistance médicale. Ces populations sont d'ori-

gines très diverses, comprenant des communautés autochtones traditionnelles et diverses communautés d'immigrants ayant quitté leur région natale à la recherche de travail, notamment dans l'orpaillage. Le nord-est du Brésil a été le point de départ des plus nombreuses migrations, encouragées par des initiatives de l'État brésilien soucieux de développer la région amazonienne (annexe 14). Les mouvements migratoires, les divers brassages sociaux et la poussée démographique qui ont suivi ont eu des répercussions négatives sur la santé des populations en facilitant la dispersion des maladies endémiques et l'introduction de maladies nouvelles. La liste des maladies répertoriées est longue : paludisme, hépatites, diarrhées, dengue, fièvre jaune, leishmanioses, tuberculose, lèpre... (annexe 8).

Il est important de mentionner qu'une recrudescence de la malaria a été observée dans les zones d'orpaillage où les modifications environnementales favorisent le développement des vecteurs de cette maladie. Récemment, des études ont été entreprises pour examiner l'influence de l'exposition au Hg sur cette présence élevée de la malaria observée dans les zones d'orpaillage. Elles permettent de penser que, comme chez l'animal, le Hg métallique pourrait affaiblir le système immunitaire, donc diminuer la résistance à la malaria et favoriser la propagation de cette maladie infectieuse.

Les activités d'orpaillage modifient l'environnement en créant notamment de vastes bacs à décantation qui deviennent des milieux à eaux stagnantes rapidement colonisés par des moustiques porteurs de maladies tropicales (paludisme, fièvre jaune, dengue). A ces maladies à vecteurs s'ajoutent d'autres pathologies liées aux mauvaises conditions sanitaires (hépatite, sida, parasitisme, etc.). Sur des populations affaiblies par ce cortège de maladies, l'intoxication par le Hg inorganique et par le MeHg n'en est que plus accentuée (annexe 8).

Bien que l'impact du mercure sur la santé soit difficile à évaluer car il est malaisé de discriminer les symptômes des maladies présentes et ceux des intoxications au Hg, il ne peut pour autant être négligé.

Réponses aux questions des services de l'État (DDASS, DIREN, DRIRE et DSV)

Question n° 1

de la DDASS

— Comment intégrer dans le champ de l'expertise l'ensemble des actions d'éducation sanitaire similaires à celles menées suite aux conclusions du rapport de l'Institut de veille sanitaire, afin de dégager des pratiques susceptibles d'être reconduites localement avec succès ?

Les actions d'éducation sanitaire avec contrôle de leur efficacité sont très peu nombreuses. A notre connaissance, deux furent menées au Brésil, une autre est en cours d'élaboration au Surinam. La première des études brésiliennes traite de l'éducation sanitaire relative au risque d'imprégnation par le MeHg associé à la consommation de poisson, l'autre s'apparente à un programme d'éducation sanitaire vis-à-vis de l'exposition aux vapeurs de Hg dans l'environnement immédiat d'une maison de purification de l'or (*casa de ouro*).

Il ne nous est pas possible de comparer les actions qui vont être présentées à celles qui sont menées en Guyane suite aux conclusions du rapport de l'InVS, ne disposant pas pour l'instant d'informations sur ces dernières.

Action d'éducation sanitaire sur l'exposition au MeHg

Un projet pilote d'intervention préventive a été mené dans un village sur la rivière Tapajós, dans la région de Santarem, en Amazonie brésilienne. Des ateliers ont été organisés avec les villa-

geois pour discuter des résultats des recherches entreprises sur la pollution mercurielle dans leur région et envisager avec eux diverses solutions possibles.

L'intervention immédiate portait sur une légère modification du régime alimentaire avec le slogan : « Mangez plus de poissons qui ne mangent pas d'autres poissons ». Ce mot d'ordre se voulait positif en insistant sur l'importance de manger des poissons, tout en misant sur la sagesse et la capacité des populations à prendre en compte les informations qui leur étaient fournies sur le niveau moyen de contamination des diverses espèces de poissons pêchées.

Une petite affiche, destinée à être placée dans chaque maison, montrait des niveaux de mercure dans les poissons locaux (rouge : mercure élevé ; jaune : mercure moyen ; vert : très peu de mercure ; un poisson rouge équivalant à 5 poissons jaunes et à 10 poissons verts). Les femmes du village, qui sélectionnent et font cuire le poisson, ont joué un rôle clé dans cette opération.

Au début, des mesures des niveaux de Hg dans les cheveux des villageois engagés dans cette action éducative ont été effectuées. Elles ont été répétées 5 ans après sur les mêmes personnes. Une baisse sensible a pu être notée : les teneurs sont passées de 17,7 µg de Hg par gramme de cheveux à 11,1 µg/g.

D'autres interventions à plus long terme jouant sur la source du Hg se poursuivent, accompagnées d'un suivi des niveaux de Hg dans les cheveux et des effets potentiels sur la santé.

Cette opération est menée par le Centre d'étude des interactions biologiques entre la santé et l'environnement (CINBIOSE) de l'Université du Québec à Montréal, sous la direction d'un des membres du collège de la présente expertise (Donna Mergler).

Action d'éducation sanitaire sur l'exposition aux vapeurs de Hg

Un programme d'éducation sanitaire a été réalisé auprès d'élèves d'une école de la ville de Paconé, située dans l'État du Mato Grosso,

au Brésil. L'objectif était de mettre en garde les adolescents séjournant à proximité ou à l'intérieur de maisons de raffinage de l'or contre les dangers que présente l'exposition aux vapeurs de Hg provenant du brûlage d'amalgames or-mercure.

Le cours, décomposé en cinq stages, comprenait des conférences-débats sur les opérations d'enrichissement du minerai aurifère par l'usage du Hg et aussi sur l'élimination de ce dernier lors des deux raffinages successifs, le premier dans les sites miniers, le second à l'intérieur des maisons de purification et de vente de l'or. Cet enseignement, réalisé à l'aide de posters et de moyens vidéo, a été complété par des discussions sur les manières d'éviter de respirer les vapeurs de Hg à l'intérieur de ces maisons de raffinage.

Les connaissances acquises au cours du stage ont fait l'objet d'une évaluation en comparant, à partir d'un même questionnaire, les réponses fournies avant et après le stage.

Parallèlement, des mesures du taux de Hg ont été effectuées dans les urines de ces adolescents à trois époques successives. Avant l'enseignement, le taux moyen de concentration était de 2,3 µg/l, six mois après il est passé à 2,9 µg/l, puis onze mois après à 1,49 µg/l.

Cette opération a été menée conjointement par l'Université fédérale de Rio de Janeiro et le Secrétariat à la Santé de l'État du Mato Grosso. Responsable : Volney de M. Câmara.

Des actions d'éducation sanitaire de ce type, mais sans le contrôle d'efficacité que fournit le suivi des taux d'imprégnation de Hg dans les cheveux, sont menées en d'autres points du Brésil ainsi qu'au Surinam.

Les actions d'éducation sanitaire portant sur l'exposition au MeHg, qui se résument à recommander la consommation de poissons herbivores de préférence à celle de poissons carnivores, ne représentent qu'une mesure palliative, peu efficace et de portée très limitée. La sédentarisation des villageois, obligeant ces derniers à consommer moins de gibier et davantage de poisson, a été un facteur aggravant certain. Sans dénier l'intérêt de ces actions, il apparaît

toutefois indispensable qu'elles soient accompagnées de mesures complémentaires visant à diversifier l'alimentation.

De même, les actions d'éducation sanitaire concernant l'exposition aux vapeurs de Hg restent insuffisantes si des mesures ne sont pas prises pour réduire également les émissions de Hg, que ce soit dans les sites d'orpaillage ou dans les maisons de raffinage et de vente de l'or.

PROJET SURINAMIEN EN COURS D'ÉLABORATION, DESTINÉ À LUTTER CONTRE L'EXPOSITION DES POPULATIONS D'ORPAILLEURS AUX VAPEURS DE HG

En juillet 2000, un atelier de deux jours, intitulé « *Structural Approach to the Effects of Artisanal Goldmining on the Health, the Environment, and Socio-Economic Development in Suriname* », a été organisé par le PAHO, avec la participation de responsables politiques.

Le projet a été conçu en quatre parties, les trois premières consacrées à la réduction des nuisances de l'orpaillage pour la santé, l'environnement et les communautés locales, la quatrième à une meilleure insertion de l'orpaillage dans l'économie du pays.

Les objectifs ne sont pas spécifiques aux risques liés au mercure, ils sont multiples : réduire l'impact négatif de l'orpaillage sur la santé en diminuant l'emploi de Hg et les émissions de Hg ; prévoir à moyen terme la suppression de l'usage du Hg ; informer sur les risques sanitaires encourus ; mener des campagnes pour promouvoir les pratiques sexuelles « contrôlées » ; prévenir le paludisme ; réduire la consommation des poissons les plus contaminés ; assurer un suivi de l'état sanitaire des populations affectées.

Les conclusions de cet atelier ont été présentées au Gouvernement. Le financement des actions proposées est actuellement recherché auprès de l'UNRFNRE (United Nations Revolving Fund for National Resources Exploration).

L'intérêt de ce projet tient au fait qu'il envisage la situation sanitaire des populations dans son ensemble, sans se limiter aux problèmes directement liés aux causes et aux effets de l'intoxication mercurielle.

Correspondant : Jules de Kom, membre du collège de la présente expertise. Head Pharmaceutical Department. Diakonesses Hospital-Medical Mission, Paramaribo (Surinam).

Question n° 2

de la DDASS

— Peut-on dresser un bilan des connaissances dans le domaine des expositions professionnelles, afin d'assurer un suivi sanitaire local des travailleurs de l'orpaillage ?

L'annexe 6 apporte une réponse directe à cette question. Des compléments sont fournis dans l'annexe 8.

L'OSHA (Occupational Safety and Health Administration) a révisé les normes d'exposition aux vapeurs de Hg sur les lieux de travail, considérant que la limite actuellement admise (PELs : *permissible exposure limits*) de 0,1 mg/m^3 n'était pas suffisamment protectrice. Elle préconiserait une norme de 0,05 mg de vapeurs de Hg par mètre cube d'air pour une période de travail de 8 heures et pour une semaine de travail de 40 heures. Cette limite, selon l'OSHA, réduirait substantiellement les risques d'empoisonnements aigu et chronique au Hg qui ont été observés à des niveaux d'exposition au-dessus de 0,05 mg/m^3. Cette limite est issue des recommandations de l'AGCIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists) formulées en 1994-1995. L'AGCIH recommande aussi une limite TWA *(time weighted average)* de 0,025 mg/m^3 pour une exposition cutanée aux vapeurs de mercure (annexe 11).

Question n° 3

de la DDASS

— Peut-on établir une liste, par ordre de causalité décroissante, des actions anthropiques actuelles qui déterminent la méthylation

du mercure, afin d'élaborer ensuite des prescriptions techniques en vue de réduire la portée des causes ?

Il n'est pas possible d'établir une relation de cause à effet entre actions anthropiques et production de MeHg, encore moins de classer ces actions anthropiques par ordre de causalité décroissante. La difficulté provient essentiellement du fait qu'une même action anthropique, selon son ampleur ou encore selon le contexte environnemental dans lequel elle se déroule, peut être à l'origine d'une forte production de MeHg ou au contraire d'une production négligeable.

Une action anthropique conduit directement à la production de MeHg lorsqu'elle transforme le milieu en créant des conditions favorables à la méthylation et/ou indirectement en augmentant la quantité de Hg sous une forme apte à être méthylée.

L'annexe 5 décrit les conditions environnementales favorables à la méthylation : un milieu aquatique anoxique ou très faiblement oxygéné, de faible hydraulicité, riche en matière organique labile et disposant de Hg métallique libre ou faiblement complexé aux substrats organo-argileux.

Selon ces considérations, l'orpaillage est sans aucun doute l'une des principales activités anthropiques conduisant à la production de MeHg. Les pertes sur place de Hg lors de la préparation de l'amalgame et les retombées atmosphériques de Hg (ces dernières faisant suite aux émissions de vapeurs provenant de la destruction à chaud de cet amalgame) sont autant d'entrées nouvelles de Hg dans le milieu. Le remaniement des fonds et des berges de rivière facilite la remobilisation du Hg contenu dans ces milieux. Lorsqu'il s'agit d'un ancien site minier réactivé, il y a également libération du Hg introduit par les premiers orpailleurs. La méthylation se produit lorsque ce Hg atteint des sites à méthylation par voie atmosphérique et hydrique. Il est tout à fait plausible que les anciens bassins à décantation, après leur recolonisation par la végétation, deviennent des lieux mal drainés propices à la production de MeHg.

Les lacs de barrage (tout particulièrement ceux qui ont été inondés sans déboisement préalable de la future cuvette lacustre), qui présentent une oxycline séparant les couches d'eaux oxygénées en surface des couches d'eaux anoxiques en profondeur, apparaissent comme des usines à production de MeHg. Cette production doit probablement se poursuivre dans les eaux de fond qui sont libérées et qui s'écoulent en aval du barrage (annexe 2). Les études menées dans le cadre du programme « Mercure en Guyane » du CNRS sont déjà en mesure de confirmer, dans le cas du lac de barrage de Petit-Saut, ces résultats tirés d'études sur les grands lacs hydroélectriques d'Amazonie brésilienne (annexe 2).

Le déboisement, quelle que soit sa finalité (exploitation forestière, minière, agricole, pastorale...), en facilitant le lessivage des sols, favorise la remobilisation du Hg contenu dans ces sols (naturel et éventuellement anthropique). Ce Hg libéré devient disponible à la méthylation lorsqu'il atteint des sites à méthylation. Il est prévisible que la source de Hg méthyldisponible est d'autant plus abondante que le déboisement est conséquent (annexe 2).

Les incendies provoqués, sauf lorsqu'ils sont d'importance exceptionnelle, ne sont pas à l'origine d'apports conséquents de Hg provenant de la biomasse végétale (annexe 2).

D'une façon générale, toute remobilisation de Hg, toute nouvelle introduction de Hg dans le milieu, tout aménagement conduisant à la création de sites à production de MeHg seraient *a priori* à proscrire.

Question n° 4

de la DDASS

— Quelles sont les possibilités de coopérations interrégionales qui émergent de l'expertise ?

Les coopérations interrégionales possibles émergent de façon naturelle de cette expertise. Elles concernent directement les membres du collège de la présente expertise et leurs collaborations locales.

DANS LE DOMAINE DE L'ENVIRONNEMENT

■ **Département de biophysique de l'Université fédérale de Rio de Janeiro**
Jean-Rémy Guimarães
Bloco G-CCS, Ilha do Fundão
21949-900 Rio de Janeiro, RJ, Brésil

■ **Institut des sciences de l'environnement de l'Université du Québec, Montréal**
Marc Lucotte, Université du Québec à Montréal.
Chaire de recherche en environnement
CRSNG-HQ-UQAM & GEOTOP
CP 8888, succ. centre-ville
Montréal, Québec, H3C 3P8, Canada, PK7540

■ **Institut d'écologie de l'Université San Andrés de La Paz**
Institut d'écologie, Laboratoire de qualité de l'environnement
Marc Roulet
Campus Universitario
Calle 27 Cota Cota, Casilla Postal 10 077 Correo Central
La Paz, Bolivie

DANS LE DOMAINE DE LA SANTÉ

■ **Head Pharmaceutical Department**
Diakonesses Hospital-Medical Mission, Paramaribo (Surinam)
Jules F.M. de Kom
Zinniastraat/Bodegravenelaan
BOB1814 - Paramaribo, Surinam

■ **Instituto Evandro Chagas, COEMA, Belém (Brésil)**
Elisabeth C. de Oliveira Santos
492 Bairro de Marco
66090-000 Belém-Para, Brésil

■ **Centre d'étude des interactions biologiques entre la santé et l'environnement (CINBIOSE), Université du Québec à Montréal (Canada)**
Donna Mergler PhD

Professeure, Département des sciences biologiques
Université du Québec à Montréal
CP 8888, succ. centre-ville
Montréal, Québec, Canada H3C-3P8

Dans le domaine de l'aménagement du territoire

■ **Laboratoire de gestion du territoire de l'Université fédérale de Rio de Janeiro**
Bertha Becker
UFRJ, Ilha do Fundão
21949-900 Rio de Janeiro, RJ, Brésil

D'autres collaborations peuvent être envisagées.

Question n° 5

de la DDASS

— Peut-on mettre en perspective les résultats des deux études guyanaises présentées en juin 1999 ?

L'une des deux études guyanaises a porté sur l'exposition au MeHg de la population amérindienne wayana, et a été réalisée sous la direction de l'InVS. Il s'agissait d'une enquête alimentaire dans laquelle ont été évaluées les quantités de Hg ingérées en fonction des espèces de poissons consommées. Les résultats ont ensuite été mis en relation avec ceux obtenus sur les niveaux de Hg dans les cheveux de ces populations. La seconde étude, menée conjointement par l'InVS et l'INSERM, concernait une enquête neurotoxique chez l'enfant liée à l'exposition au MeHg.

Les résultats de ces études, qu'il apparaît important de mettre en perspective avec des résultats de même nature provenant d'autres études en milieu amazonien, portent sur les relations entre les niveaux de Hg dans les cheveux des populations amazoniennes et les apports alimentaires, d'une part, les relations entre l'exposition au MeHg et le développement neurologique et intellectuel chez l'enfant, d'autre part.

LES NIVEAUX DE HG DANS LES CHEVEUX DES POPULATIONS AMAZONIENNES

Rappelons que les études réalisées sur les populations wayana du haut Maroni ont porté sur trois sites comprenant quatre villages : Cayodé, village du Tampoc situé en zone d'activité d'orpaillage ; Twenké-Taluhen, villages situés face à face dans la partie centrale du haut Maroni ; Antécume-Pata, village situé en amont du haut Maroni. Les teneurs moyennes en Hg dans les cheveux sont égales, respectivement, à 12µg/g ± 3,5, 11,1 µg/g ± 4,2 et 11,2 µg/g ± 4,9.

Ces valeurs sont élevées, et sont équivalentes à celles observées dans des zones à forte activité d'orpaillage du bassin amazonien. Les annexes 8 et 9 rapportent des résultats obtenus sur une dizaine de sites distincts de l'État du Pará, au Brésil. Les valeurs s'échelonnent entre 9,0 µg/g et 21,0 µg/g, la plupart se situant autour de 12 µg/g.

Dans les régions n'ayant pas ou peu d'activités d'orpaillage, les niveaux de Hg dans les cheveux des populations apparaissent moins élevés. Citons, côté Guyane, les valeurs de 6,7 µg/g à Camopi, village situé sur l'Oyapock (bien que la consommation de poisson soit équivalente à celle du haut Maroni), 2,9 µg/g à Awala, village sur le littoral, et côté Brésil, dans l'État du Pará, 4 µg/g à Aldeia do Lago Grande et 4,3 µg/g à Santana de Ituqui (annexe 8).

Les diverses études portant sur les enfants, que ce soit au Brésil ou en Guyane, montrent que les niveaux de Hg dans les cheveux de ces derniers sont proches de ceux rencontrés chez les adultes et peu variables avec l'âge (annexes 8 et 10).

LES RELATIONS ENTRE LA QUANTITÉ DE HG INGÉRÉE ET LA TENEUR DES CHEVEUX EN HG

En Amazonie, très peu d'études ont été menées dans le but de mettre en évidence de telles relations. La plupart d'entre elles se limitent à rechercher des relations entre le nombre de repas à base de poisson consommés et les teneurs des cheveux en Hg.

Parmi les quelques études qui abordent la relation « quantité de mercure ingérée-teneur des cheveux en Hg », celle réalisée par l'InVS fait figure de référence (annexe 7). Dans ce type d'étude, il est clairement mis en évidence une corrélation positive entre les quantités de Hg ingérées et les teneurs des cheveux en Hg, cela aussi bien chez les adultes que chez les enfants.

Les relations entre l'exposition au MeHg et le développement neurologique et intellectuel

Les études menées par l'InVS et l'INSERM ont essentiellement porté sur les risques neurotoxiques potentiels chez l'enfant associés à l'exposition au MeHg.

La diversité des tests utilisés dans les études rend la comparaison des résultats très difficile. Toutefois, les études guyanaises peuvent être comparées à celles qui ont été menées sur le Rio Tapajós au Brésil, selon des protocoles très semblables et des niveaux d'exposition comparables. Les résultats sont concordants. Les tests mettent en évidence un léger déficit en ce qui concerne l'organisation visuospatiale et la motricité. Ce déficit est d'autant plus marqué que l'exposition au Hg est élevée (annexe 10).

Question n° 1

de la DIREN

— Au regard d'un contexte climatique équatorial, comment apprécier l'influence d'un éventuel bruit de fond géochimique sur la libération de méthylmercure afin de déterminer les impacts respectifs de l'orpaillage historique et actuel et des teneurs géologiques du sol ?

La formulation de cette question peut prêter à confusion. Il est préférable de parler de production pour le MeHg et non de libération.

C'est le Hg métallique (Hg^0) ou ionique (Hg^{2+}) d'origine naturelle ou anthropique qui est susceptible d'être libéré dans le milieu aquatique puis méthylé suivant des conditions particulières (annexe 5).

Que doit-on entendre par bruit de fond géochimique ? Le Hg strictement endogène provenant de l'altération sur place de la roche mère ? Si tel est le cas, on peut affirmer que les stocks de Hg dans les sols proviennent des retombées atmosphériques de Hg issues des émanations naturelles de la croûte terrestre et des activités anthropiques intervenant dans le cycle du Hg.

Les caractéristiques des milieux propices à la méthylation (richesse relative en matière organique labile, légère acidité et anaérobie) sont les mêmes dans les environnements tempérés et équatoriaux. Personne n'a pu, jusqu'à présent, vérifier l'effet du climat équatorial proprement dit (températures élevées toute l'année, forte pluviosité, fort rayonnement) sur la production nette de MeHg résultant de l'équilibre dynamique des processus de méthylation et déméthylation du Hg dans l'environnement. Nous ne pouvons pas réellement dire que ce sont les conditions environnementales « équatoriales » qui sont propices à la méthylation mais plutôt qu'il existe, dans les environnements aquatiques amazoniens, des sites permettant une méthylation et un transfert efficace du MeHg dans les organismes aquatiques.

Si nous revenons aux sources mêmes du Hg dans l'environnement amazonien, il est difficile de proposer un modèle général d'exposition au MeHg des populations humaines, comme il est expliqué dans le point 3 de la synthèse. En région amazonienne, il y a des sources naturelles et anthropiques de Hg inorganique dont l'importance relative varie dans de grandes proportions, selon l'échelle d'espace et le compartiment considéré. A cette variabilité des sources de Hg inorganique dans l'environnement s'ajoute celle des divers facteurs environnementaux naturels et anthropiques qui agissent sur la méthylation ainsi que sur la bioaccumulation/bioamplification du Hg dans les chaînes trophiques aquatiques. Le poids de chacun de ces facteurs sur la contamination mercurielle des populations humaines dépend du site considéré (géochimie, histoire, alimentation...).

Question n° 2

de la DIREN

— En fonction de ces résultats, peut-on mener une réflexion sur l'impact de la déforestation et des chantiers d'orpaillage, voire de l'exploitation d'or primaire, sur les phénomènes de transformation du mercure dans les différents compartiments (sols, air, sédiments, eau), en s'attachant en particulier à l'impact des barranques laissées en place et de la mise en eau ?

Les activités anthropiques agissent à différents stades du cycle du Hg : sur la mobilisation du Hg vers le milieu aquatique ; sur la transformation du Hg en MeHg dans le milieu aquatique ; sur la bioaccumulation dans la faune aquatique. A l'heure actuelle, les deux derniers points ne peuvent faire l'objet d'une discussion, faute de données scientifiques suffisantes.

Le Hg, qu'il soit d'origine naturelle ou anthropique, peut être dispersé par l'eau suite au lessivage et à l'érosion des surfaces terrestres, ainsi que par l'air grâce à sa volatilisation.

En milieu amazonien, caractérisé par une forte pluviosité, tout terrain laissé sans couverture forestière subit une augmentation très sensible de l'érosion qui a pour effet d'accroître l'exportation du Hg inorganique accumulé naturellement dans les sols. Le Hg associé à la fraction fine des sols est entraîné vers les milieux aquatiques. Les activités minières ont également un impact important avec l'érosion due aux défrichements et au remaniement des sols qu'elles exploitent. Ainsi, les orpailleurs, même s'ils n'utilisaient pas de Hg pour amalgamer l'or, seraient responsables d'une exportation importante de Hg par l'érosion des sols et des sédiments remaniés.

Il n'en reste pas moins vrai que les apports de Hg en provenance de l'orpaillage représentent un facteur aggravant. En effet, de très fortes quantités de ce métal peuvent être rencontrées dans les *tailings* et à la surface des sols autour des sites miniers, s'ajoutant dans des proportions très variables au Hg naturel exporté vers les rivières.

Pour limiter cet effet néfaste de l'érosion, il apparaît que la méthode la plus simple reste la reconstruction d'une couverture végétale afin de limiter l'effet des pluies à la surface des sols. Si les sols en question doivent continuer à être exploités, des installations anti-érosives (barrières végétales, terrassements, bassins de décantation...) sont nécessaires.

Le Hg est un métal très volatil, ce qui favorise sa dispersion par voie atmosphérique. Existe-t-il un moyen de limiter la volatilisation du Hg anthropique accumulé dans les sites d'orpaillage ? L'absence de travaux sur la question en région amazonienne ne permet pas de répondre. Nous rappellerons ici que la dynamique du Hg dans les milieux forestiers et l'importance des échanges sol-atmosphère sont parfaitement inconnus dans cette région. Nous ne savons donc pas, par exemple, si une réhabilitation des terrains miniers par un reboisement limiterait la volatilisation du Hg tout en permettant de réduire l'érosion.

Question n° 3

de la DIREN

— Quelles activités humaines actuelles paraissent être incompatibles au regard du risque de contamination de la chaîne alimentaire ?

Il convient de distinguer les différents cas de figure, comme cela est expliqué dans la synthèse.

Dans le voisinage direct des activités d'orpaillage, il est à craindre une augmentation plus ou moins forte des niveaux de concentration en Hg inorganique dans tous les compartiments de l'environnement. Le Hg rencontré dans les sols provient de sources naturelles primaires et secondaires ainsi que de la source anthropique représentée par l'orpaillage. Dans les sols amazoniens, en dehors des sites miniers, on estime que plus de 95 % du Hg est d'origine naturelle. Près des sites miniers, les sols des points

« chauds » peuvent contenir plus de dix fois les teneurs naturelles en Hg (annexe 3).

Comme cela a été souligné en réponse à la question précédente, le Hg en provenance de l'orpaillage actuel ou passé est dispersé par volatilisation ou par érosion des sols. Les émissions de vapeurs de Hg altèrent la qualité de l'air et affectent en premier lieu les travailleurs des chantiers d'orpaillage. En revanche, le Hg anthropique exporté par voie hydrique vers les sites à méthylation (au même titre que le Hg naturel) est susceptible de toucher tous les consommateurs de poisson. Dans ce cas, il y a bien incompatibilité entre l'exploitation minière et celle des ressources halieutiques.

Il est toutefois important de rappeler ici que, même en l'absence de nouveaux apports en Hg inorganique, certains environnements transforment suffisamment de Hg naturel provenant du bassin de drainage ou de l'atmosphère en MeHg pour que des concentrations inquiétantes de MeHg soient rencontrées dans les poissons situés en bout de chaîne. Cette situation peut se présenter dans les plaines d'inondation ou dans les réservoirs hydroélectriques. Dans ces deux cas, l'ajout de nouvelles quantités de Hg ne peut qu'amplifier la contamination des poissons.

Question n° 4

de la DIREN

— Peut-on en déduire des recommandations d'occupation du sol, respectant les populations locales, leurs coutumes alimentaires et assurant la préservation des écosystèmes ?

Il faut, répétons-le, éviter l'érosion des sols et le transport des particules terrigènes vers les milieux aquatiques réunissant les conditions de méthylation du Hg. Cette mesure concerne toutes les activités anthropiques responsables de l'érosion, qu'il s'agisse des activités minières ou agricoles exercées en amont des zones aquatiques propices à la méthylation de Hg.

Les populations humaines exploitant régulièrement les ressources aquatiques à proximité de ces environnements à risque (plaines d'inondation, réservoirs des barrages hydroélectriques...) doivent être surveillées quant à leur exposition au MeHg. Une consommation régulière de poissons prédateurs vivant dans les retenues des barrages hydroélectriques est à déconseiller. Il vaut mieux éviter de construire des barrages dans les environnements intensivement exploités par des populations humaines.

En somme, il faut rappeler que tout ajout de Hg dans l'environnement peut porter préjudice à l'intégrité des écosystèmes en raison de l'extrême toxicité de ce métal et de sa forme organique méthylée.

Question n° 1

de la DRIRE

— Quelles sont les conditions de mobilisation du mercure endogène et historique par les activités humaines (déforestation, mise en culture, orpaillage...) ?

La mobilisation du Hg accumulé naturellement dans les sols se réalise, comme cela a été dit, par le biais des processus d'érosion sélective des argiles le long des pentes des paysages. Certains processus pédogénétiques comme la podzolisation facilitent cette exportation vers les cours d'eau (annexe 2).

Des conditions réductrices se développent au sein des sols qui sont inondés lors de la mise en eau des barrages hydroélectriques. Il s'ensuit une destruction des oxyhydroxydes de fer puis une libération du Hg associé (annexe 2).

Il n'y a pas d'historique des émissions ou mobilisations en tant que tel. Chaque site à sa propre histoire de contamination mercurielle en fonction des différentes activités humaines comme le défrichement agricole, la construction de nouvelles routes, la recherche minière, qui ont toutes pour effet d'augmenter l'érosion du Hg accumulé dans les sols amazoniens.

Question n° 2

de la DRIRE

— Peut-on distinguer quantitativement la part du mercure endogène contenu dans l'environnement de celle d'origine anthropique ?

Il n'est pas possible à l'heure actuelle d'établir de tels bilans. L'état de nos connaissances est décrit dans les annexes 1 et 2. Rappelons que la principale source de rejets de Hg vers l'atmosphère en région amazonienne est l'activité d'orpaillage, consécutive à la destruction à chaud de l'amalgame or-mercure.

Les apports anthropiques sont difficiles à évaluer. Selon la moyenne établie de 1 kilogramme de mercure élémentaire nécessaire pour un 1 kilogramme d'or récupéré, les rejets anthropiques oscilleraient autour de 300 tonnes. Toutefois, ce rapport est certainement très variable d'un chantier à l'autre. Il faudrait disposer d'un recensement actualisé des chantiers d'orpaillage et des équipements utilisés. En effet, selon l'utilisation ou non du matériel approprié, les pertes varient entre quelques centaines de grammes à plus d'un kilogramme de mercure par kilogramme d'or produit.

En 30 ans d'activité, l'orpaillage représenterait en moyenne moins de 5 % du Hg rencontré dans les sols amazoniens. Il est évident qu'on doit s'attendre à un pourcentage nettement plus élevé à proximité des sites d'orpaillage.

Question n° 3

de la DRIRE

— Quelle est l'évolution dans le temps des rejets de mercure dans l'environnement et de l'imprégnation des populations ?

Chez les humains, il n'y a aucune étude longitudinale suffisamment étalée dans le temps pour observer une évolution temporelle de l'exposition au MeHg.

Dans l'environnement, l'évolution temporelle peut être observée par l'étude de compartiments intégrateurs comme les sédiments des lacs. Deux cas sont distingués :

- dans des lacs peu influencés par les bassins versants et les activités humaines (lacs de tête de bassin isolés), on observe une augmentation des teneurs en Hg liée à l'activité d'orpaillage coloniale (du XVIe au XIXe siècle) et à une seconde augmentation, plus récente, qui correspond à l'activité industrielle globale et à l'orpaillage actuel (annexe 2) ;
- dans les lacs influencés par le bassin versant et en aval d'activités humaines, on note une augmentation des teneurs en Hg qui est essentiellement due au dépôt de particules fines argileuses provenant de l'érosion du bassin versant. L'érosion peut autant provenir des activités d'orpaillage que du défrichement et de l'exploitation agricole des surfaces terrestres (annexe 2).

Il n'existe pas d'étude sur l'évolution dans le temps de la contamination des poissons au MeHg, par absence de données historiques. Il n'est donc pas possible d'évaluer les effets des perturbations anthropiques sur l'accumulation de MeHg dans les chaînes alimentaires au cours du temps.

Question n° 4

de la DRIRE

— Existe-t-il des moyens pour fixer le mercure en place ou pour limiter sa mobilisation ?

La méthode la plus simple est celle qui consiste à reconstituer le couvert végétal dans le but de limiter, autant que faire se peut, l'érosion dans les zones agricoles et les installations minières ou industrielles. Le but recherché étant d'éviter l'élution du Hg stocké dans les sols amazoniens. Tout site aurifère devrait être équipé de bassin de décantation à sa sortie afin de réduire l'exportation de particules terrigènes enrichies en Hg.

Comme il est souligné dans les recommandations, il serait souhaitable, d'ores et déjà, d'assurer un encadrement des chantiers d'orpaillage, avant, pendant et après leur exploitation, afin de contrôler et limiter les rejets de Hg.

Question n° 5

de la DRIRE

— Y a-t-il élimination progressive du mercure (via les fleuves vers la mer...) ?

Il y a effectivement transport de mercure en direction de la mer, en provenance du bassin versant (annexe 4). Mais la DRIRE souhaite savoir probablement s'il y a élution nette du Hg, c'est-à-dire appauvrissement des sols en Hg. La réponse reposerait sur la connaissance des bilans de matière (flux d'entrée et de sortie de Hg). Or ces bilans seraient très variables d'une unité de paysage à une autre et difficiles à établir. *A priori,* les stocks de Hg contenus dans les paysages à fort drainage baisseraient au profit de ceux des paysages qui jouent le rôle de sites à sédimentation, tels que les plaines d'inondation. Dans le cas du bassin du Tapajós (Etat du Pará, Brésil), près de la moitié du Hg sédimente dans la partie amont de la rivière, dans une zone délimitée, tandis qu'une grande partie de l'autre moitié du Hg sédimente progressivement le long de la partie aval qui se trouve être très élargie (10 km) et de faible hydraulicité. Par conséquent, seules de faibles quantités de Hg parviennent à l'Amazone (annexe 2).

Question n° 6

de la DRIRE

— Peut-on décontaminer les sites pollués ?

Nous ne connaissons pas d'exemples de décontamination de sites pollués. Il apparaît difficile de trouver des solutions qui soient économiquement réalistes.

Question n° 7

de la DRIRE

— Peut-on formuler des recommandations qui préconisent des procédures d'extraction de l'or entraînant des niveaux de rejets acceptables ?

L'adjectif « acceptable » est très subjectif. Les rejets « admissibles » ne peuvent se concevoir dans le contexte amazonien que d'un point de vue relatif, sachant que les sols contiennent du Hg naturel qui est susceptible aussi d'être remobilisé lors du remaniement des fonds et des berges des rivières et qui devient méthyldisponible au même titre que le Hg d'origine anthropique. Il va de soi qu'il faut s'en tenir aux recommandations qui préconisent des formes d'exploitation à rejets de Hg minimisés. Rappelons que cela suppose un encadrement, un accompagnement et un suivi en temps réel des chantiers.

Question n° 8

de la DRIRE

— Existe-t-il des procédés pour extraire l'or alluvionnaire n'utilisant pas le mercure et qui soient à la portée (technique et économique) des orpailleurs ?

La question se pose non pas pour l'extraction mais pour le traitement du minerai aurifère. A ce sujet, il existe d'autres procédés pour récupérer l'or fin sans avoir recours au mercure (la cyanuration du Hg, par exemple). Toutefois, ces procédés sont beaucoup plus lourds financièrement et plus difficiles techniquement à mettre en place sur des chantiers mobiles. Au contraire, l'utilisation du mercure est aisée et peu onéreuse pour les petites et moyennes exploitations.

Question n° 9

de la DRIRE

— Comment améliorer encore la récupération du mercure dans les exploitations actuelles ?

La première initiative serait de généraliser l'utilisation de la retorte telle qu'elle existe actuellement. La seconde serait de soumettre le problème à l'ADEME pour qu'il s'attache à développer une technique permettant une distillation améliorée en circuit fermé avec des volumes de rejets proches de zéro.

Question n° 10

de la DRIRE

— Quelles incitations fortes pourrait-on mettre en place pour que les orpailleurs gèrent au mieux le mercure (réglementation renforcée, formation sur la santé, l'environnement...) ?

La réponse est contenue dans les recommandations.

Question n° 11

de la DRIRE

— Pourrait-on envisager un traitement centralisé (coopérative...) des levées de tables et de la distillation de l'amalgame (cela s'est-il fait ailleurs) ?

La première partie de la question est à poser au syndicat des orpailleurs. Les regroupements d'orpailleurs en coopérative pour partager des coûts, notamment de transport, existent. De nombreuses associations plus ou moins formelles existent aussi.

Question n° 12

de la DRIRE

— Que préconiser pour le réaménagement des sites ?

Des mesures sont à prendre avant la mise en exploitation. Elles consistent notamment à mettre de côté la couche supérieure du sol contenant les éléments nutritifs et la banque de graines. Il convient d'éviter de brûler les arbres mais plutôt, comme pour la terre, de les repousser à la limite du chantier.

Pendant l'exploitation, il est impératif d'appliquer la règle des bassins de décantation, ce qui suppose de créer une première fosse non exploitée mais servant de bassin pour le démarrage du chantier.

Après l'exploitation, il est nécessaire de conserver les bassins fermés, le temps nécessaire à la décantation, puis de les ouvrir et enfin de rétablir l'écoulement naturel du cours d'eau. Parallèlement, la formation de cambrouzes sera évitée en répartissant la couche de terre végétale. Il sera procédé enfin à la révégétalisation du site.

Question n° 13

de la DRIRE

— L'orpaillage effectué dans de bonnes conditions permet-il une dépollution historique des sols ?

Cette question pourrait être traitée dans un cadre plus large en analysant les impacts de chantiers travaillant ou non selon les « règles de l'art » dans des zones historiquement et non historiquement « orpaillées ».

Pour répondre partiellement à la question, il conviendrait d'établir un bilan moyen entre les volumes de mercure rejetés et ceux récupérés. Nous ne disposons pas de ce type de données.

En tout état de cause, une exploitation réalisée selon les critères appropriés, avec une retorte par exemple, permet de récupérer dans les chantiers réactivés une quantité de Hg supérieure à celle qui est introduite pour réaliser l'amalgamation. Cet état de fait a été observé à plusieurs reprises lors de distillations effectuées par la CMC sur la crique Frère, à Dorlin.

Question n° 1

de la DSV

— Peut-on évaluer et comparer les degrés d'imprégnation par le mercure des espèces marines et continentales ? Certaines espèces

peuvent-elle être utilisées en tant qu'indicateurs du degré de contamination aquatique ?

Il est démontré que le mercure continental est transporté en grandes quantités vers le milieu océanique par les fleuves amazoniens (annexe 4). Au cours de son cheminement, il est susceptible de rencontrer des zones propices à sa méthylation (couches oxyclines).

Les données disponibles sur les taux d'imprégnation en Hg des organismes marins dans la bande côtière guyanaise sont trop peu nombreuses pour qu'on puisse en établir un bilan. En revanche, il existe d'abondantes données sur ce sujet en provenance de tous les océans du monde. Le département « Polluants chimiques » de l'Ifremer (situé à Rennes), sous la responsabilité de Michel Costa (qui nous a aimablement fourni des informations et des données permettant de répondre brièvement à la question posée), apporte une importante contribution dans ce domaine.

Les gammes de concentrations en Hg total (Hg organique et inorganique) observées dans les organismes marins sont semblables à celles rencontrées dans les organismes continentaux (annexe 4), tout autant variables d'une classe à l'autre ou encore au sein d'une même classe. Les concentrations les plus élevées se rencontrent chez le thon, les mammifères et les oiseaux marins, comme le montre le tableau ci-dessous. On notera les valeurs très élevées pour les organismes de la baie de Minamata.

Comme en milieu continental également, les poissons de niveau trophique élevé présentent les plus fortes concentrations (congre, roussette, etc.). Ces dernières espèces présentent même des concentrations en mercure qui peuvent dépasser la valeur de référence pour la consommation de 0,5 µg/g (poids humide). Pour une même espèce, les teneurs en Hg observées en milieu continental ou en milieu marin sont peu différentes compte tenu de la taille, de l'âge ou encore du lieu de pêche.

La moule, genre *Mytilus,* a été largement utilisée comme espèce indicatrice de la contamination littorale. Regroupées par zone géographique, les concentrations moyennes s'échelonnent de 0,16 µg/g

(poids sec) dans le golfe du Saint-Laurent à 1,25 µg/g (poids sec) dans le golfe du Lion (Méditerranée).

Les résultats relatifs à la période 1992-1996 établis par le RNO (service qui contrôle le niveau de contamination des organismes par le Hg dans les zones littorales de la métropole) montrent clairement que les concentrations moyennes par site (0,04 à 0,51 µg/g, poids sec) et les valeurs individuelles de la moule *Mytilus* sont largement inférieures à la norme française de consommation des produits marins (0,5 µg/g, poids humide, JO du 21 juillet 1995, ce qui est équivalent à environ 2 µg/g, poids sec). En termes d'évolution temporelle, plusieurs secteurs semblent se stabiliser depuis une dizaine d'années, après des diminutions observées au cours des années 80.

Il n'existe pas de contrôle équivalent dans les eaux guyanaises. Maintenant qu'il est clairement établi que les eaux amazoniennes véhiculent vers l'océan de grandes quantités de Hg associé aux particules argilo-organiques en suspension, les services de l'État concernés devraient se pencher sur ce problème avec l'Ifremer, le principal interlocuteur scientifique dans ce domaine.

Concentration en mercure total chez les organismes marins (ng/mg, poids sec).

Groupes	**Phytoplancton**			**Macrophytes**		**Crustacés**
	Atlantique Nord	Mer du Nord	Baie de Minamata	Différentes régions	Baie de Minamata	
Concentrations	0,1-1,0	1,0-10,0	Jusqu'à 67,0	0,02-2,6	Jusqu'à 85,0	0,06-1,70
			Poissons (muscle)			
Morue* 0,15-2,30	Aiglefin* 0,10-0,30	Merlu* 0,15-4,25	Sardine* 0,03-2,00	Flétan* 0,03-2,00	Plie* 0,03-2,00	Thon* 0,15-7,50

Groupes	**Annélides**	**Diverses espèces**	**Oiseaux de mer (muscles)***	**Mammifères marins**	
				Muscle*	Foie*
Concentrations	0,06-1,70	Jusqu'à 309	Jusqu'à 309	0,03-6,11	0,50 - 1 000 et plus

* Données converties (x 5) en concentrations de mercure par poids sec lorsque les résultats originaux sont exprimés par unité de poids de chair fraîche (source : Michel Cossa, Ifremer, sous presse).

Recommandations

Les recommandations s'appuient sur un choix d'urgence – les incidences sur la santé humaine étant à considérer en priorité – et sur trois constats fondamentaux :

- la contamination des populations amazoniennes par le mercure est une conséquence indirecte de la précarité de leurs conditions de vie, aggravée par les politiques de sédentarisation ;
- les difficultés à évaluer avec certitude la gravité des situations sanitaires imposent l'application du principe de précaution ;
- l'expérience acquise dans d'autres régions non amazoniennes (Amérique du Nord, par exemple) doit être prise en considération.

1. DIVULGUER L'INFORMATION

Il s'agit de divulguer les informations scientifiques regroupées dans l'Expertise collégiale auprès des autorités régionales et des populations à risque. Ces informations portent principalement sur les dangers encourus, sur les possibilités de réduire les expositions vis-à-vis du MeHg, du Hg métallique, ainsi que sur les activités anthropiques susceptibles de provoquer des effets aggravants.

L'Education nationale doit être partie prenante dans cette opération, en formant les enseignants, en éduquant les élèves, lesquels constituent, à leur tour, un relais potentiel judicieux pour la sensibilisation des populations locales. L'élaboration d'un manuel destiné à cette information serait souhaitable, en privilégiant l'aspect didactique du document tout en évitant un catastrophisme extrême qui nuirait inévitablement à l'efficacité des messages et à leur intégration.

2. FACILITER L'ACCÈS DES POPULATIONS À RISQUE AUX DISPOSITIFS DE SANTÉ, AMÉLIORER LA GESTION DE CES DISPOSITIFS ET RENFORCER LES SUIVIS SANITAIRES

Les populations les plus exposées à la contamination par le MeHg et par le Hg métallique sont celles qui sont les moins bien suivies sur le plan sanitaire, en raison de leur éloignement géographique ou encore, dans le cas des orpailleurs non recensés, du fait de la difficulté à les localiser et à les suivre dans leurs déplacements. Pour faire face à cette situation, il faut multiplier les petites unités d'accueil et renforcer le suivi sanitaire. Le personnel médical doit être, au préalable, initié à la mise en pratique des tests de détection des symptômes précoces de l'intoxication des enfants et des adultes au Hg. Un effort tout particulier doit être fait en ce sens pour évaluer avec exactitude l'impact de cette intoxication chez des individus qui sont, par ailleurs, très souvent affectés par tout un cortège de maladies endémiques.

Un réseau de surveillance doit être mis en place auprès des populations à risque (fortes consommatrices de poissons contaminés) pour contrôler l'efficacité des mesures prises (voir recommandation n° 8).

3. RÉDUIRE L'EXPOSITION AUX VAPEURS DE HG EN MODIFIANT LES PRATIQUES D'ORPAILLAGE

Il s'agit de mettre en application des mesures techniques permettant de réduire la dissipation des vapeurs de Hg dans les chantiers lors du traitement à chaud de l'amalgame Au-Hg ainsi que dans les comptoirs d'achat de l'or et dans les bijouteries, lors de la dernière phase de purification du métal. Des solutions techniques efficaces existent actuellement sur le marché et peuvent être

appliquées, *via* des campagnes de sensibilisation (usage d'équipements de protection ou amélioration de leurs performances : cornées dans le premier cas, hottes filtrantes dans le second). Le cas échéant, des aides financières peuvent être apportées.

4. RÉDUIRE L'EXPOSITION AU MeHg EN ADAPTANT LES HABITUDES ALIMENTAIRES

Pour réduire l'exposition au MeHg, il suffirait d'encourager les populations à risque à privilégier la consommation de poissons herbivores au détriment des poissons carnivores (les seconds étant dix fois plus contaminés que les premiers, voire selon un facteur beaucoup plus élevé dans certains cas). A première vue, il s'agit d'une solution « providentielle » pour un décideur, dans la mesure où les investissements se limiteraient à des campagnes d'information et à un contrôle de l'application de ces recommandations sur le terrain.

En réalité, cette proposition est très difficile à mettre en œuvre, du moins à court terme, pour de multiples raisons. Tout changement de régime alimentaire constitue une rupture culturelle qui ne peut être décidée que par les populations concernées. L'accès à des protéines de substitution doit passer par une révision de la politique de la chasse, qui s'achemine actuellement vers la protection d'un grand nombre d'espèces (projets de réglementation et de conservation). Par ailleurs, il ne peut être oublié que la pratique d'une pêche sélective peut avoir des effets écologiques néfastes sur les peuplements aquatiques, conduisant à des déséquilibres au sein des processus de régulation à l'intérieur des réseaux trophiques.

D'une façon générale, cette information doit être transmise avec la plus grande prudence et de préférence par des agents sociaux en contact régulier avec les communautés concernées.

5. MAÎTRISER L'IMPACT DU Hg SUR L'ENVIRONNEMENT

Maîtriser l'impact du Hg sur l'environnement, c'est non seulement éviter de produire des sources supplémentaires de mercure susceptible d'être méthylé par la suite, mais c'est aussi, autant que faire se peut, réduire les sources existantes.

Pour cela, il convient :

- de contrôler l'usage du Hg et d'évaluer les quantités destinées à l'orpaillage, en établissant un inventaire pertinent et réaliste qui passe par l'identification des filières de distribution et des volumes en circulation ;
- de faire adopter des dispositions permettant de réduire les rejets de Hg dans les chantiers d'orpaillage ;
- d'assurer un suivi des chantiers miniers abandonnés, afin d'ouvrir ces derniers, une fois la décantation effectuée dans des barranques hermétiques, pour rétablir un drainage naturel et éviter que ces fosses ne deviennent des sites potentiels de méthylation du Hg et de développement des anophèles ou aèdes, tout en pratiquant une revégétalisation pour limiter le ravinement ;
- de freiner le déboisement des sites forestiers en bordure et au voisinage des cours d'eau, lequel a pour effet d'accélérer l'exportation vers les rivières du Hg contenu dans le sol.

Le débat concernant l'impact relatif des coopératives de petites exploitations familiales et des grandes exploitations multinationales doit être ouvert.

Les lacs de barrage étant des lieux privilégiés de méthylation du Hg et ainsi de contamination potentielle des poissons, la pêche doit y être particulièrement contrôlée, notamment les premières années de mise en eau. Toute étude d'impact d'un projet de construction d'une retenue artificielle ne peut omettre cette nuisance potentielle.

L'état du milieu doit être contrôlé et, le cas échéant, l'efficacité des mesures adoptées doit être vérifiée. Des bio-indicateurs sont à rechercher : par exemple, des espèces de poissons piscivores, séden-

taires et dont les muscles présentent une accumulation linéaire de Hg, en fonction de leur taille et/ou de leur âge.

6. ÉTABLIR UNE CHARTE DES BONNES PRATIQUES DE L'ORPAILLAGE

L'objectif de cette recommandation serait de définir des pratiques, les unes visant à réduire l'exposition aux vapeurs de Hg (reprise de la recommandation n° 3), les autres à minimiser l'impact sur l'environnement (reprise de la recommandation n° 5).

L'obligation faite aux professionnels de l'activité aurifère d'adhérer à cette charte et d'en respecter les termes permettrait, le cas échéant, aux autorités administratives d'interdire l'exploitation et de pénaliser les récalcitrants.

Cela suppose un renforcement des moyens humains et matériels de contrôle de l'activité.

7. CRÉER UNE STRUCTURE D'ENCADREMENT DE L'ORPAILLAGE EN GUYANE

Différents services de l'État sont concernés par ces recommandations. Il s'agit principalement de la DRIRE pour la réglementation de l'activité d'orpaillage, la DDASS pour la santé humaine, la DIREN et l'ONF pour l'environnement et enfin la DDE pour l'aménagement des infrastructures. Ces services, pour des raisons structurelles, ont des difficultés à traiter de façon concertée ces problèmes complexes, étroitement imbriqués les uns aux autres, et, fait aggravant, des décisions contradictoires peuvent être prises dans la mesure où chacun de ces services se trouve fréquemment confronté à des enjeux qui s'opposent.

Sans remettre en cause les contrôles actuels, il apparaît indispensable d'élargir leur champ d'action à l'ensemble des exploitations. Par ailleurs, il est nécessaire d'engager parallèlement :

■ des actions d'encadrement technique pour réduire au plus vite les rejets de Hg et les impacts environnementaux des placers en cours d'exploitation, ainsi que pour assurer un suivi post-exploitation, comme cela est préconisé dans les recommandations n°s 3 et 5 ;

■ des actions de suivi administratif et législatif afin d'annihiler la part informelle de l'activité aurifère et de responsabiliser les orpailleurs ;

■ des mesures de taux d'imprégnation chez les professionnels exposés aux vapeurs de Hg.

Pour ce faire, il est essentiel d'éviter de cloisonner les problématiques propres au contexte sanitaire, environnemental, ethnique ou socio-économique. Il est important, au contraire, que les actions auprès des orpailleurs soient avant tout menées dans un esprit de concertation entre les différents services de l'État.

La concertation dans la réflexion peut aisément prendre la forme d'un pôle de compétence interservices (Préfecture, DRIRE, DIREN, DDASS, ONF, DDE, Rectorat...), dont la coordination reste toutefois à définir.

L'outil d'application requiert une présence importante sur le terrain et doit passer par une structure novatrice (pour une meilleure approche et une amélioration de la communication avec les acteurs). Il peut s'agir d'une structure de coordination directe des services de l'État ; toutefois, le groupe des experts accorde sa préférence à une structure indépendante des services existants, mais rassemblant des personnels détachés des différents services concernés pour une mission transversale.

8. METTRE EN PLACE UN OBSERVATOIRE DE SURVEILLANCE

La mise en place d'un observatoire de surveillance est primordiale. Le suivi permanent des milieux et des populations est tout aussi important que l'accroissement des connaissances car il permet

de suivre en temps réel l'évolution de la situation et notamment de vérifier l'efficacité des mesures qui sont prises en vue de réduire les nuisances liées au Hg. La télédétection dispose d'outils tout à fait adaptés pour contribuer à cette tâche.

En étroite collaboration avec les laboratoires de recherche impliqués, cet observatoire aura pour mission de suivre :

- les niveaux de contamination des hydrosystèmes guyanais et leur évolution à court et moyen terme ; il devra s'appuyer sur un réseau de sites « à risque », au sein desquels sera effectué un échantillonnage régulier des compartiments clés du cycle du Hg (eaux, sols, sédiments, espèces bio-indicatrices végétales et animales...) pour permettre de suivre l'évolution dans le temps de la contamination mercurielle, en relation avec les activités anthropiques dans les bassins versants des hydrosystèmes ;
- l'exposition des villageois au MeHg par le dosage du Hg dans les cheveux, et l'exposition des orpailleurs et de leur entourage aux vapeurs de Hg par le dosage du Hg dans les urines ; on pourra ainsi mieux accompagner les campagnes visant à prévenir les dangers d'intoxication ;
- l'emprise spatiale des causes de contamination, notamment l'orpaillage et le déboisement, et leur évolution dans le temps ; l'observation de la planète par satellite constitue un moyen particulièrement efficace de surveiller ce type de phénomène, en fournissant des informations objectives mais aussi des supports de communication et des pièces à conviction. Cependant, compte tenu de la diversité des outils de télédétection, un cahier des charges précis tenant compte des spécificités guyanaises devra préalablement être établi.

9. POURSUIVRE LES RECHERCHES SUR LA CONTAMINATION MERCURIELLE EN GUYANE

Le bilan de nos connaissances a mis en évidence un certain nombre de lacunes dans les deux domaines sanitaire et environnemental qui incitent à la poursuite des recherches.

Dans le domaine sanitaire, il faut souligner que les effets sanitaires de l'exposition au Hg chez les populations amazoniennes et guyanaises ont été peu étudiés. Leur étude a essentiellement porté sur les atteintes du système nerveux central. L'ensemble des atteintes résultant de la contamination par le Hg doit être évalué, sur les systèmes rénal et cardio-vasculaire par exemple, ainsi que leur évolution et leurs conséquences à long terme. Il est également nécessaire d'évaluer le rôle négatif conjoint de cette pollution dans la résistance des populations amazoniennes aux autres agressions auxquelles elles sont soumises, telles les maladies parasitaires. Enfin, des études de suivi sanitaire doivent être mises en place pour évaluer l'efficacité des campagnes d'information visant à prévenir l'intoxication par le Hg. Pour cela, il est indispensable de perfectionner les diagnostics différenciant les effets précoces des deux formes d'intoxication (au Hg métallique et au MeHg) et les effets des pathologies endémiques dont sont fréquemment porteuses ces populations.

Dans le domaine environnemental, les travaux de recherche actuellement réalisés dans le cadre du programme « Mercure en Guyane » du CNRS, abordant l'étude des principales composantes du cycle biogéochimique du métal dans trois sites en Guyane – villages amérindiens du haut Maroni ; zone d'orpaillage de Dorlin et rivières Grand et Petit Inini ; zone d'orpaillage de Saint-Elie et barrage de Petit-Saut –, devront être poursuivis et s'étendre à d'autres régions de façon à mieux cerner les zones à risque. Des travaux complémentaires devront être envisagés pour mieux comprendre les processus de production de MeHg et de son transfert vers les populations humaines, *via* la consommation des produits de la pêche.

Le chef de projet et le collège des experts

Annexes

Le mercure et son environnement

ANNEXES 1 à 5

Le mercure et la santé humaine

ANNEXES 6 à 11

Le mercure et l'exploitation des ressources (orpaillage, déforestation...)

ANNEXES 12 à 15

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'ultratrace (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

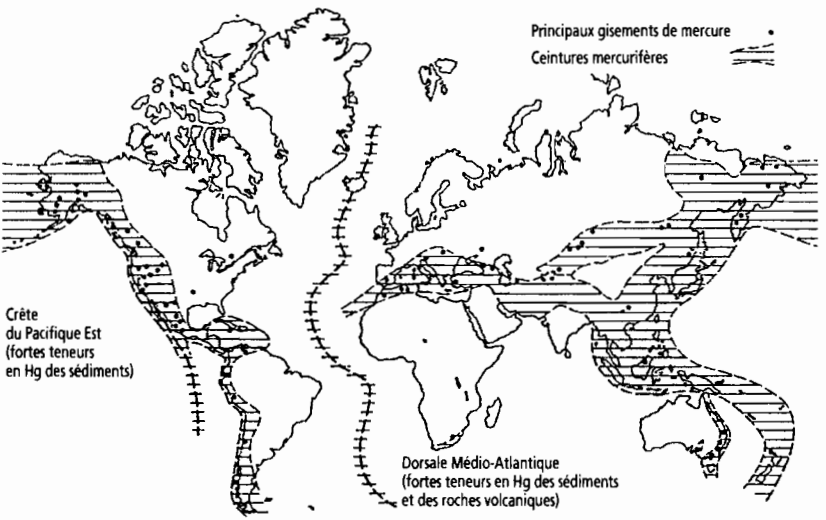
À L'ÉCHELLE DE LA PLANÈTE

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 FERGUSSON, 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 Hg^0

(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 Hg^0, tandis que 50 à 85 % sont sous forme de Hg^{2+} (GALBREATH et ZYGARLICKE, 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 sont premier cycle de l'or vers la fin du XIXe 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			1554-1900	196 000	118 000	340
espagnole			1587-1820			316
			1821-1900			525
Brésil colonial			1800-1900	400	300	3

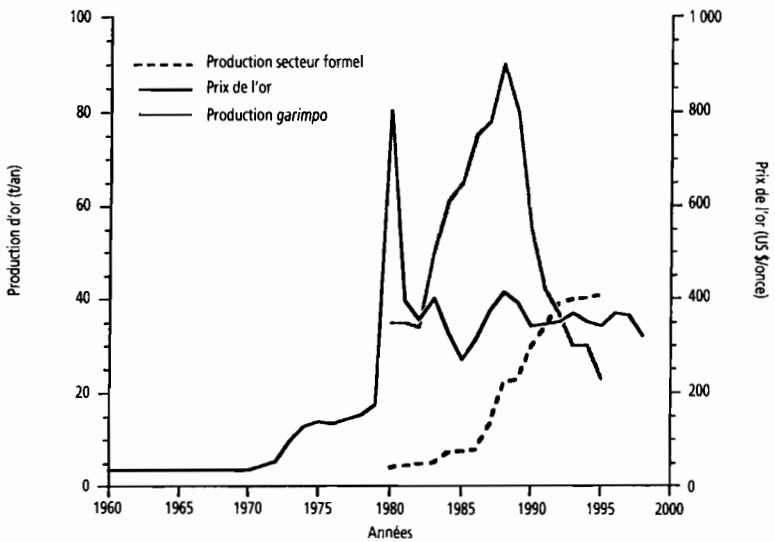
* D'après VEIGA, 1997.

** 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 (km²/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 µg/g, voire souvent plus, pouvant atteindre 30 à 80 µg/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, radicelles) dans trois forêts de l'Amazonie brésilienne et de la Guyane française. Ces auteurs ont déterminé un facteur d'émission égal à 273 g/km^2 lorsqu'il s'agit d'incendies de forêt primaire et un facteur de 370 g/km^2 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 (Hg^0) 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 Hg^0, le Hg^{2+} 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 Hg^0 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-

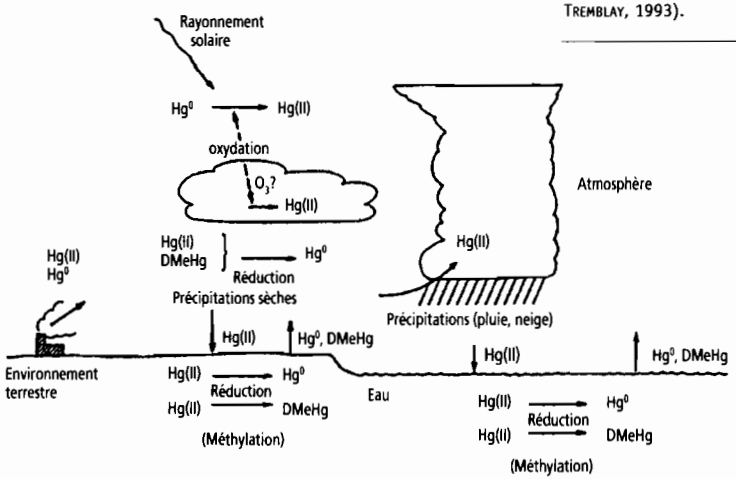
tions d'oxydation du Hg^0 en Hg^{2+} en présence de O_3 ou de H_2O_2 + H^+ et des réactions de réduction du Hg^{2+} en Hg^0 par l'action combinée de H_2O_2 et de OH^-, ou encore des transformations de Hg en $HgSO_3$ au contact de SO_2, suivies d'une décomposition photochimique du produit formé en Hg^0 (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).

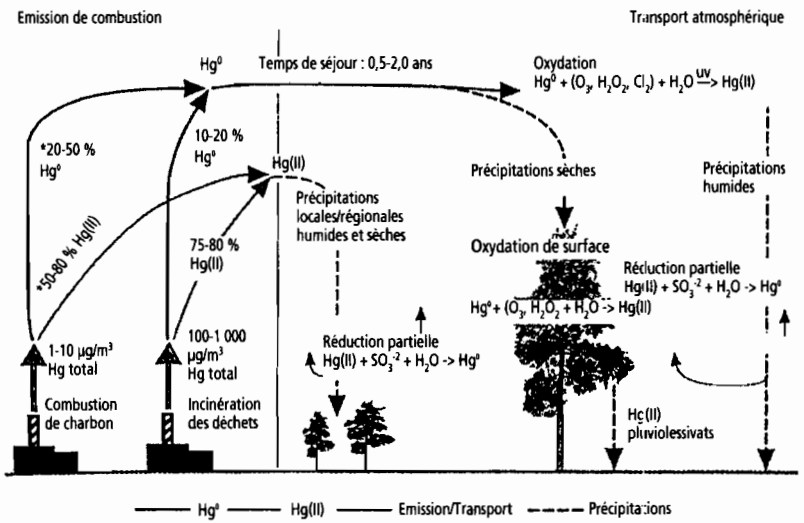


MUNTHE, 1998). La dispersion du Hg émis dans l'atmosphère dépend de la nature de ses formes chimiques et physiques et des taux de transformation des unes vers les autres. Les trois formes dominantes du Hg possèdent des aptitudes de déplacement très inégales (fig. 5). Le Hg^0 peut être transporté par 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 transepts 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

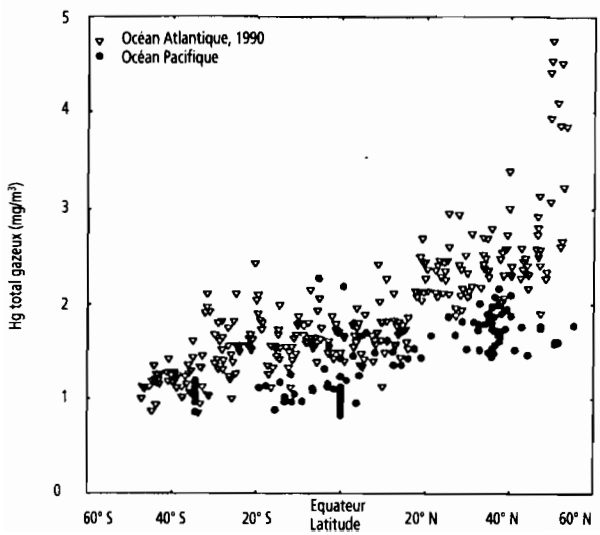


Figure 6
Concentrations de mercure gazeux atmosphérique au-dessus des océans Atlantique et Pacifique à différentes latitudes dans les hémisphères Nord et Sud (d'après FITZGERALD, 1995).

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 µg/m^2/an avec une moyenne de 16 µg/m^2/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 µg/m^2/an) (MASON *et al.*, 1994).

Une bonne partie du Hg déposé à la surface des lacs et des océans retourne dans l'atmosphère par évasion du Hg^0 à la surface de l'eau, suite à la réduction microbienne ou photochimique du Hg^{2+} (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'évasion 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 SO_2, 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/m^3 à Porto Velho, tandis que dans les agglomérations voisines elles sont très variables, de quelques nanogrammes par mètre cube à 5 800 ng/m^3. 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/m^3 à la porte de ces commerces et entre 140 et 1 680 ng/m^3 dans un rayon de 100 m. À Porto Velho, PFEIFFER *et al.* (1991) ont relevé des concentrations variant de 140 à 170 ng/m^3 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/m^3, de 1,9 à 2,1 ng/m^3 dans le parc national Serra das Araras et de 2,5 à 3 ng/m^3 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/m^3 (FADINI et JARDIM, *à paraître*). MASON *et al.* (1994) ont calculé une concentration moyenne de 1,6 ng/m^3 et proposé une concentration de Hg atmosphérique pré-industrielle de 0,5 ng/m^3.

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, HACON *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/m^3 de Hg^0 dans un site aurifère en forêt dense (camp de Dorlin, bassin de la rivière Petit Inini) et des concentrations de 2,8 ng/m^3 de Hg^0 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

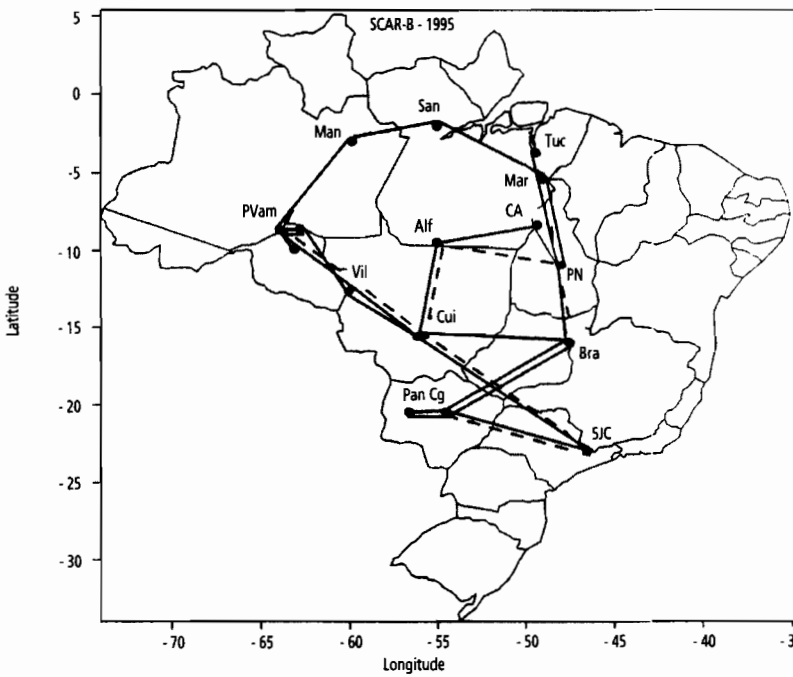
Les travaux de ARTAXO *et al.* (2000) qui portent sur 64 points d'échantillonnage, réalisés d'août à septembre 1995 sur une bonne partie du bassin amazonien, à une altitude variant entre 1 000 et 5 000 m, constituent la première étude à grande échelle de la dispersion atmosphérique du Hg en Amazonie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

concentrations (5-14 ng/m³) sont mesurées au-dessus des zones d'orpaillage 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 HACON *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

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 : Jamari ; PV : Porto Velho ; Tuc : Tucuri ; Vil : Vilhena ; Man : Manaus ; San : Santarém ; Mar : Marabá.



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).

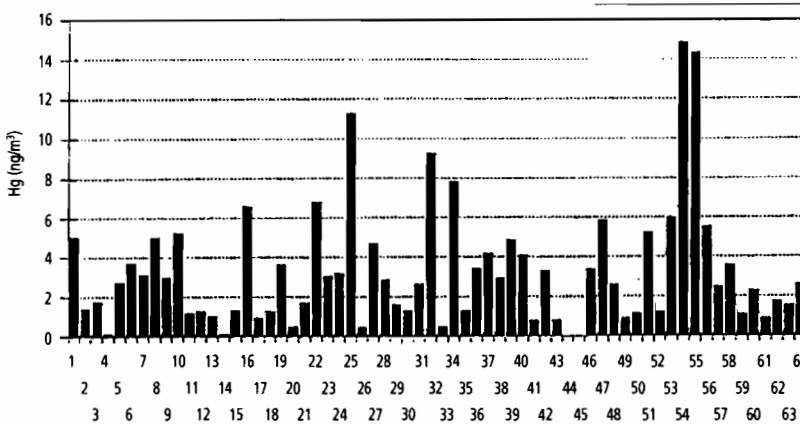


Figure 8
Concentrations atmosphériques de Hg total mesurées lors des vols au-dessus du bassin amazonien réalisés par ARTAXO *et al.* (2000).

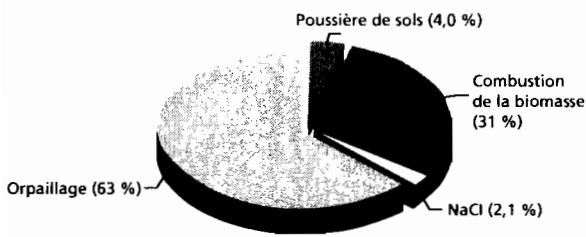


Figure 9
Proportion des différentes sources de Hg dans l'atmosphère de l'Amazonie brésilienne (saison sèche 1995) pour chacun des facteurs étudiés par ARTAXO *et al.* (2000).

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

	Concentrations atmosphériques de Hg (ng/m³) Moyenne	Ecart	Commentaires	Références
Atmosphère près des lieux d'amalgamation				
Porto Velho		10 000-296 000	Au-dessus du brûlage des amalgames	MALM *et al.*, 1991
Poconé		75-85	Au-dessus des terrils de Pocone	VON TÜMPLING *et al.*, 1995
Atmosphère des boutiques des revendeurs d'or				
Porto Velho		< 100 000-107 000		MALM *et al.*, 1991
Poconé		1 600-2 300		MARINS *et al.*, 1991
Alta Floresta		250-40 600		HACON *et al.*, 1995
Atmosphère dans les villes minières				
Porto Velho		100-3 200		PFEIFFER *et al.*, 1989
Poconé		140-1 680	A 100 m d'une boutique de revente d'or	MARINS *et al.*, 1991
Porto velho		< 140-170	A 450 m d'une boutique de revente d'or	PFEIFFER *et al.*, 1991
Alta Floresta		20-5 800		HACON *et al.*, 1995
Bassin du Rio Negro	1,3		Région éloignée des sources anthropiques de Hg	FADINI et JARDIM, *à paraître*
Mato Grosso				
Poconé	5,3	4,1-6,3	Autour du centre minier de Pocone	VON TÜMPLING *et al.*, 1995
Pantanal	2,8	2,5-3,0	100 km au sud de Pocone	VON TÜMPLING *et al.*, 1995
Serra das Araras		1,9-2,1	100 km au nord-ouest de Pocone	VON TÜMPLING *et al.*, 1995
Guyane française				
Colline du camp de Dorlin	5,4		Zone déboisée autour du centre minier de Dorlin	AMOURDOUX *et al.*, 1999
Rivière Petit-Inini	15		Sous la canopée autour du centre minier de Dorlin	AMOUROUX *et al.*, 1999
Réservoir de Petit-Saut	1.4			AMOUROUX *et al.*, 1999
Troposphère globale				
Préindustrielle	0,5		Calcul	MASON *et al.*, 1994
Actuelle	1,6		Calcul	MASON *et al.*, 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 *et al.*, 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 $\mu g/m^2/an$. Pour LACERDA *et al.* (1999), ces valeurs représenteraient les niveaux de base des dépôts atmosphériques dans le basin amazonien. Des valeurs plus élevées, 4 et 6 $\mu g/m^2/an$, 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 ; TURCQ *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 XVe siècle : les valeurs sont comprises entre 0,7 et 2,6 µg/m²/an avant 1600

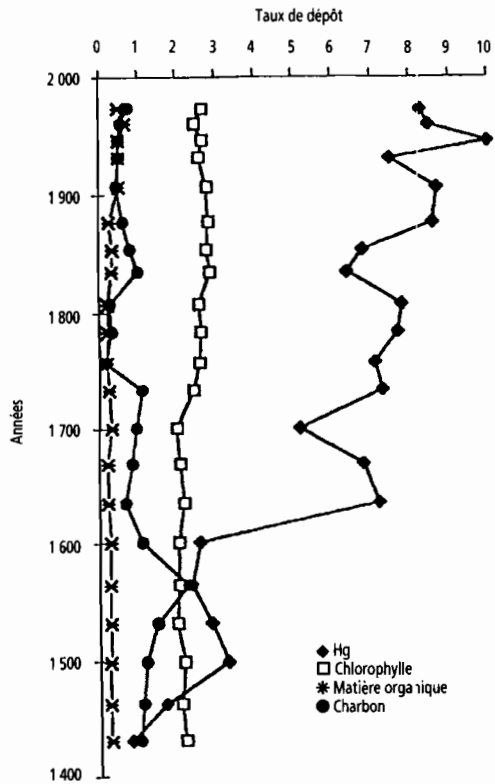


Figure 10

Profil des taux de dépôt du Hg (en µg/m²/an), de la matière organique (en kg/m²/an), des dérivés de la chlorophylle (en SPDU/dm²/an) et des particules de charbon (en milliers de particules/cm²/an) dans les sédiments du lac de la chaîne des Carajás (d'après LACERDA *et al.*, 1999).

(des valeurs similaires à celles des dépôts pré-historiques) et deviennent égales à 7-9 µg/m²/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 XXe siècle, varient annuellement de 9 à 11 µg/m². 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 Hg^0 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 Hg^{2+} qui est plus soluble (SCHROEDER *et al.*, 1991). Hg^{2+} 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^{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 oxyhydoxydes 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

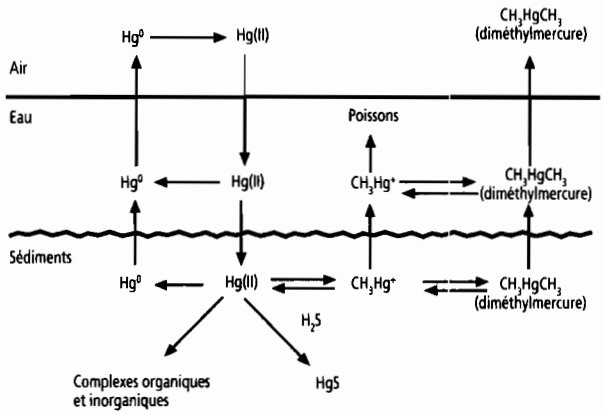


Figure 11
Le cycle du mercure dans les environnements aquatiques (d'après TREMBLAY, 1993).

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 (MEILI, 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 ; MEILI, 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 basins 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. Occurence 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., TURCQ 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 Mississipi, Minnesota, and St. Croix Rivers. *Sci. Total Environ.*, 213 : 109-113.

BECKERT 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 tisue. *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., HILBERTD., ROULET N.T. 1998. Sinks and sources of methyl-s mercury 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, Niteroi, 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., ZYGARLICKE 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 Michingan 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 antropogenic 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., TURCQ 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 Å., MAILI 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 area 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.

MEILI 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., FARELLA 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.

Marc ROULET *et Catherine* GRIMALDI

Le mercure dans les sols d'Amazonie

Origine et comportement du mercure dans les couvertures ferrallitiques du bassin amazonien et des Guyanes

Dans le cycle biogéochimique global du Hg, les sols sont assimilables à un réservoir et à un puits de Hg (MASON *et al.*, 1994). Dans les écosystèmes terrestres, la majeure partie du Hg se trouve dans les sols, complexé avec la matière organique et/ou adsorbé par les surfaces minérales (argiles et oxyhydroxydes) (ANDERSSON, 1979). Les sols jouent un rôle fondamental dans le cycle du Hg en contrôlant les flux échangés avec l'atmosphère et la biosphère.

En région amazonienne, plusieurs travaux récents ont montré que les sols ferrallitiques (oxisols) pouvaient contenir des quantités importantes de Hg et représentaient de ce fait le réservoir majeur de Hg pour les écosystèmes terrestres et aquatiques (ROULET *et al.*, 1998 ; ZEIDEMANN, 1998 ; FOSTIER *et al.*, 1999 ; GRIMALDI *et al.*, 2000). Ces résultats permettent de fournir une nouvelle interprétation du cycle du Hg en région amazonienne.

L'ORIGINE DU MERCURE DANS LES SOLS AMAZONIENS

LE MERCURE DES ROCHES MÈRES

La première source de Hg dans les sols est le Hg des minéraux constituant la roche mère. Ces minéraux, en plus de leurs éléments constitutifs majeurs, contiennent sous forme d'impuretés dans leurs structures cristallines des éléments traces comme le Hg (ANDERSSON, 1979). Au cours des processus de formation et d'évolution des sols, ces structures cristallines sont altérées et les éléments mineurs, en l'occurrence le Hg, sont libérés et deviennent disponibles pour participer à divers processus géochimiques et biologiques au sein des sols.

Dans certaines régions, on trouve des minéraux riches en Hg. Ce sont généralement des minéraux sulfureux. Mais le contenu en Hg des roches et des minéraux formant les sols est habituellement bas. Selon ANDERSSON (1979), des concentrations de 10 à 50 ng/g semblent correspondre à la normale pour la plupart des roches mères. Les sols à fortes teneurs en Hg sont souvent issus de roches mères riches en Hg, comme c'est le cas des ceintures mercurifères (JONASSON et BOYLE, 1972 ; ANDERSSON, 1979).

La région amazonienne se trouve en dehors de toute zone mercurifère (voir annexe 1). Le bassin amazonien est constitué de deux unités géotectoniques, à savoir deux socles constitués de roches cristallines précambriennes (boucliers guyanais et brésilien) et un bassin intercratonique depuis le cambrien. Jusqu'au miocène, les sédiments avaient pour origine les boucliers nord et sud seuls ; par la suite, les Andes du Nord ont constitué une source supplémentaire de sédiments. En périphérie du bassin (nord et sud), les roches en surface constituent les boucliers précambriens guyanais et brésilien. Elles sont prolongées, en allant vers l'Amazone, par des bandes de sédiments paléozoïques, tandis qu'au centre se trouvent les roches provenant des sédiments fluviatiles du crétacé-tertiaire (formation Alter-do-Chão). Cette formation est le produit de l'érosion des boucliers (PUTZER, 1984 ; IRION, 1984). Dans les surfaces périphériques des basses terres de l'ouest, ce sont des sédiments du tertiaire et en partie du crétacé d'origine terrestre et marine qui prédominent. Les surfaces les plus à l'ouest des basses terres centrales de l'Amazone sont couvertes par une fine couche de sédiments alluviaux (PUTZER, 1984) d'âge tertiaire et pléistocène.

Le contenu normal en Hg des roches et minéraux ignés de la planète semble être inférieur à 50 ng/g et dans la plupart des cas inférieur à 10 ng/g (ANDERSSON, 1979). Les seules mesures dont nous disposons en Amazonie sont celles de roches ignées du bouclier brésilien (granites, syénites et monzonites) prélevées sur les chutes de Teotônio et Santo Antônio dans le bassin du Madeira (Rondônia, Amazonie brésilienne) (SILVEIRA *et al.*, *à paraître*). Les valeurs obtenues sont comprises entre 3,3 et 7,2 ng/g (moyenne de 4,4 ng/g) et elles se situent parmi les plus faibles niveaux rencontrés dans ce type de roches.

En Guyane française, des sondages profonds (jusqu'à 3 m) ont été réalisés dans des sols développés sur le bouclier guyanais pour atteindre différents faciès d'altération. Ces sondages ont permis d'analyser des matériaux de

moins en moins altérés dans différents horizons minéraux des sols, et de s'approcher ainsi de la concentration de la roche mère qui n'est présente qu'à partir de 20 à 30 m de profondeur. GRIMALDI *et al.* (2000) observent que plus les saprolites (altérites) sont riches en minéraux primaires, plus les concentrations en Hg sont faibles, c'est-à-dire qu'elles sont d'autant plus faibles que l'altération est moins poussée. Des concentrations de 20 ng/g seulement sont mesurées à la base des profils dans la saprolite. Lors de l'altération, le départ des éléments majeurs plus mobiles (Si et les cations Ca, Mg, K, Na) aurait pour effet d'accroître la concentration en Hg du matériau altéré, avec l'hypothèse que le Hg est moins mobile que les éléments majeurs. Le Hg libéré par dissolution ou transformation des minéraux primaires se fixe vraisemblablement très vite sur la fraction argileuse néoformée constituée de kaolinite et d'oxyhydroxydes métalliques (GRIMALDI *et al.*, 2000).

Au-dessus des saprolites, les horizons les plus argileux sont sensiblement plus riches en Hg et la relation entre le Hg et l'argile change. GRIMALDI *et al.* (2000) avancent deux hypothèses pour expliquer ces observations : l'effet de concentration relative du Hg au cours de l'altération se poursuit et se manifeste encore plus nettement dans les horizons les plus argileux du sol que dans les saprolites, car l'altération y est plus poussée ; l'autre hypothèse, non exclusive de la première, fait intervenir des apports de Hg à la surface du sol par voie atmosphérique directe ou après interception par la végétation, apports qui se redistribuent en profondeur dans ces sols microagrégés et donc perméables.

LES DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES DE MERCURE À LA SURFACE DES SOLS AMAZONIENS

La seconde source de Hg dans les sols est le Hg atmosphérique retombant à leur surface sous forme de précipitations sèches et humides. Les études réalisées dans la zone tempérée de l'hémisphère Nord ont identifié les dépôts atmosphériques comme la principale source de Hg dans la plupart des écosystèmes terrestres (MASON *et al.*, 1994 ; WATRAS *et al.*, 1995). Les dépôts se réalisent principalement sous la forme Hg^{2+} dissous dans les précipitations humides mais la présence de Hg sous forme élémentaire ou divalente, et sous des phases différentes (dissous, particulaire ou gazeux) dans l'atmosphère,

détermine la qualité et la quantité de ces dépôts. La forme du Hg et l'intensité des dépôts atmosphériques de Hg dépendent aussi des conditions météorologiques et de la taille des aérosols, ainsi que des nombreux facteurs environnementaux qui contrôlent la spéciation du Hg dans l'atmosphère (LINDBERG, 1986 ; PIRONNE *et al.*, 1995).

Dans l'atmosphère au-dessus de l'Amazonie, le mercure gazeux Hg^0 est supposé avoir un temps de séjour plus court que dans les milieux tempérés parce que les écosystèmes de la forêt tropicale émettent d'autres gaz réactifs et des aérosols en quantité importante et que les précipitations sont abondantes (MALM *et al.*, 1990 ; ARTAXO *et al.*, 1988). La conjugaison d'une oxydation rapide du Hg^0 en une forme plus soluble (Hg^{2+}) et de précipitations abondantes abrégerait son temps de séjour dans l'air, mais il n'y a pas d'étude étayant ces hypothèses. Plusieurs travaux ont cependant tenté d'évaluer les dépôts humides directs de Hg au sol en région amazonienne (tabl. I). Les dépôts humides directs correspondent aux flux de Hg vers le sol dans des conditions ouvertes sans canopée (surface déboisée, plan d'eau...). En Amazonie, les dépôts sont plus élevés près des zones d'orpaillage (moins de 10 km) que dans les zones éloignées (plus de 100 km) et sont supposés décroître rapidement avec la distance (LACERDA et SALOMONS, 1991 ; MALM *et al.*, 1991 ; PFEIFFER *et al.*, 1993). Les dépôts dans les milieux éloignés des zones d'orpaillage varient entre 18 et 25 $\mu g/m^2/an$. Ces valeurs sont très supérieures à ce qui est généralement observé (autour de 10 $\mu g/m^2/an$) dans les milieux éloignés des sources directes de pollution en milieu tempéré de l'hémisphère Nord (VANDAL *et al.*, 1991 ; CHAZIN *et al.*, 1995 ; POISSANT et PILOTE, 1998).

Ces mesures des dépôts ne permettent cependant pas de distinguer l'origine ou l'importance relative des différentes sources de Hg, anthropiques (orpaillage, feux de forêt, érosion éolienne des sols déboisés, industries...) et naturelles (recyclage par le milieu forestier, aérosols, volcans...). MASON *et al.* (1994) estiment la contribution moyenne des dépôts atmosphériques à 13 $\mu g/m^2/an$ pour la région comprise entre les latitudes 10° N et 10° S. Des calculs théoriques ont évalué la contribution des activités d'orpaillage en Amazonie brésilienne entre 7 et 17 $\mu g/m^2/an$ (ROULET *et al.*, 1999).

Les dépôts humides sur les sols sont en général plus importants sous forêt qu'en champ ouvert (HULTBERG *et al.*, 1995). Le dépôt supplémentaire induit par le lessivage des feuilles et des litières peut provenir en partie du recyclage

Tableau I. Les dépôts de mercure sur les surfaces terrestres en Amazonie.

Méthode	Région	Dépôts (µg/m²/an)	Remarques	Références
Dépôts atmosphériques humides directs				
	Pantanal, Brésil, 1-10 km des mines d'or	151	Mesures directes	VON TÜMPLING *et al.*, 1996
	Pantanal, Brésil, à plus de 110 km des mines d'or	25	Mesures directes pendant la saison des pluies et le début de la saison sèche (flux attribué à l'orpaillage)	VON TÜMPLING *et al.*, 1996
	Pantanal, Brésil, à plus de 110 km des mines d'or	40	Mesures directes pendant la saison sèche (flux attribué aux feux de biomasse végétale)	VON TÜMPLING *et al.*, 1996
	Amapá, Brésil, forêt non perturbée à plus de 200 km des mines d'or	18	Mesures directes loin des sites d'orpaillage	FOSTIER *et al.*, 1999 b
	Amazonas, Brésil, forêt non perturbée, Rio Negro	20	Mesures directes loin des sites d'orpaillage	FADINI et JARDIM, 1999
Estimations				
	Amazonie brésilienne, contribution de l'orpaillage aux dépôts à la surface des sols (plus de 50-100 km des mines)	7-17	Calculs théoriques fondés sur des estimations du Hg utilisé dans les activités d'orpaillage	ROULET *et al.*, 1998
	Continent entre 10° N et 10° S	13	Estimations à partir de mesures océaniques	MASON *et al.*, 1994

interne, mais l'assimilation par les racines et les tiges est généralement considérée comme négligeable (GODBOLD, 1994). Il résulte surtout des dépôts sous forme sèche à la surface de la végétation. Les dépôts secs ainsi lessivés peuvent provenir de l'adsorption de Hg^0 gazeux (MUNTHE *et al.*, 1995), de l'assimilation de Hg^0 par les stomates (LINDBERG *et al.*, 1992), de l'adsorption de Hg^{2+} dissous dans les pluies ou de l'adsorption de Hg sous forme particulaire associé aux aérosols (LINDBERG *et al.*, 1994). En milieu forestier, les dépôts sur la

canopée et le recyclage interne du Hg se reflètent directement dans la composition des pluviolessivats, c'est-à-dire des précipitations qui atteignent le sol après avoir traversé la canopée (LINDBERG *et al.*, 1994).

En Amazonie, les seuls travaux disponibles sur les dépôts de Hg en milieu forestier ont été réalisés par FOSTIER *et al.* (2000) dans le bassin de la rivière Pedra Preta (Amapá, Brésil). L'étude concerne un bassin d'une surface totale de 164 ha dont 30 ha ont été déboisés suite au développement d'une mine de manganèse, le plus proche centre d'orpaillage se trouvant à plus de 200 km. (FOSTIER *et al.*, 2000). Dans ce bassin versant, les activités minières, bien que limitées dans l'espace, ont pour principal effet d'augmenter les dépôts secs sous forme d'aérosols qui proviennent de l'érosion éolienne des sols mis à nu (« poussières de sols ») (FORTI *et al.*, 2000). Ce phénomène s'observe particulièrement durant la saison sèche. Dans la partie forestière du bassin versant, la moyenne des concentrations des précipitations humides directes (représentant les précipitations au-dessus de la canopée) est de 9,2 ng/l, alors que les pluviolessivats (les précipitations en dessous de la canopée) ont des teneurs plus élevées avec une moyenne de 47,9 ng/l. Ces apports représentent des flux de 18 µg/m^2/an et 42 µg/m^2/an respectivement (FOSTIER *et al.*, 2000). Les différences notées entre les deux flux sont attribuées au pluviolessivage des dépôts secs des poussières de sols. La figure 1 illustre le bilan de masse effectué à l'échelle du bassin.

Dans une autre forêt tropicale, située aux Caraïbes, les dépôts secs sont au contraire faibles (LINDBERG et HARRIS, 1985). Les auteurs démontrent que, à l'inverse des résultats obtenus par FOSTIER *et al.* (2000), les dépôts humides sont plus faibles sous la canopée qu'au-dessus, suggérant une absorption du Hg dissous dans les précipitations par la végétation au niveau de la canopée.

Dans les deux cas, les dépôts de Hg avec les litières n'ont pas été évalués. Si nous utilisons les données des concentrations en Hg dans les feuilles (100 ng/g) de ROULET *et al.* (1999) et les données des retombées moyennes de litière (entre 4 et 6 t/ha/an en forêt amazonienne), les flux de Hg *via* le dépôt des litières peuvent atteindre 40 à 60 µg/m^2/an. Ils doivent être additionnés aux dépôts humides sous forêt mesurés par FOSTIER *et al.* (2000) (fig. 1).

Il s'avère que le cycle biogéochimique du Hg en forêt amazonienne mérite des études plus approfondies afin de mieux évaluer les échanges entre les différents compartiments de l'environnement forestier.

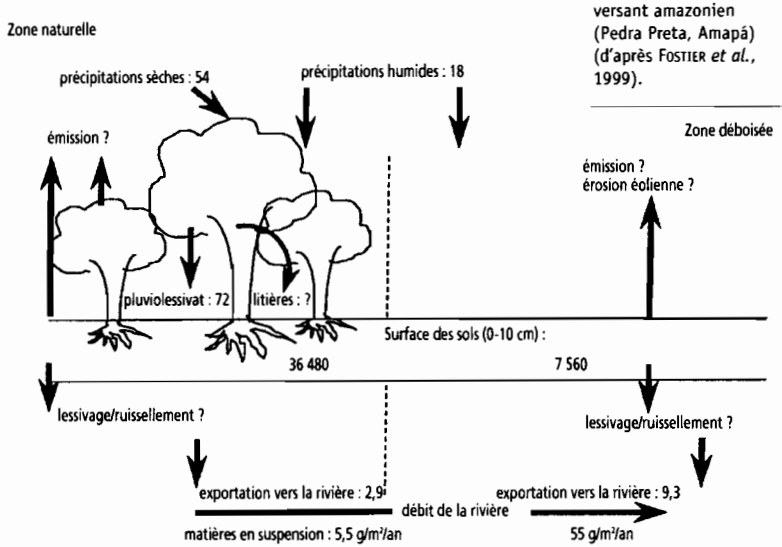


Figure 1
Bilan de masse du mercure dans un bassin versant amazonien (Pedra Preta, Amapá) (d'après FOSTIER *et al.*, 1999).

DISTRIBUTION ET ACCUMULATION DU MERCURE DANS LES SOLS AMAZONIENS

RÉTENTION DU HG DANS LES SOLS

Le Hg libéré dans la solution du sol par l'altération des minéraux ou déposé à la surface des sols peut être adsorbé sur des minéraux argileux, sur des oxyhydroxydes métalliques et sur la matière organique, qui possèdent de nombreux sites d'adsorption. La rétention du Hg peut être le résultat d'échanges ioniques avec les surfaces chargées négativement des minéraux argileux mais elle peut aussi provenir de liens plus énergétiques par des ponts hydroxyles avec les différents oxyhydroxydes (FORBES *et al.*, 1974). Des chélations et des complexations (notamment avec les groupes S^{2-}) ainsi que des

coprécipitations peuvent se réaliser entre le Hg et la matière organique des sols (ANDERSSON, 1979 ; SCHUSTER, 1991). La capacité de chacun des constituants à fixer le Hg dépend des conditions pédogéochimiques dans les différents types de sols mais aussi dans les différents horizons d'un même sol. ANDERSSON (1970) démontre que le seul adsorbant effectif du Hg dans les sols acides (pH < 4,5-5) est la matière organique, alors que dans les sols plus neutres (pH > 5,5-6) ce sont les oxyhydroxydes et les minéraux argileux qui deviennent plus effectifs. Dans les horizons pauvres en matière organique, la mobilité du Hg augmente lorsque le pH décroît, rendant plus probable dans les sols acides la translocation dans les profils et/ou l'exportation (ANDERSSON, 1979).

Rétention par les surfaces minérales

On observe généralement une augmentation de l'adsorption des ions Hg^{2+} avec la réduction de la taille des particules des sols et donc l'augmentation de leur surface spécifique (DUDAS et PAWLUK, 1976 ; ANDERSSON, 1979). La texture des sols est un facteur clé déterminant des concentrations de Hg dans les sols d'Amazonie (ROULET *et al.*, 1998 ; GRIMALDI et GRIMALDI, 1999). Dans les oxisols et les ultisols de la vallée du Tapajós, la fraction fine (< 63 µm) est de deux à sept fois plus concentrée en Hg (170-360 ng/g) et en oxyhydroxydes de Fe (250-700 µmol/g) que les fractions plus grossières (Hg : 20-120 ng/g ; Fe_{cdb}[1] : 10-200 µmol/g) (fig. 2). La fraction fine correspond dans ces sols à la kaolinite associée aux oxyhydroxydes. Parmi les minéraux argileux, la kaolinite possède la plus faible capacité d'adsorption (kaolinite < montmorillonite < illite ; TROST et BISQUE, 1972 ; ANDERSSON, 1970). La kaolinite n'est de ce fait généralement pas impliquée dans l'adsorption du Hg dans les sols (FEICK *et al.*, 1972 ; TROSTE et BISQUE, 1972 ; SEMU *et al.*, 1986). Les oxyhydroxydes cristallisés associés aux minéraux argileux dans la fraction fine semblent plus importants dans le contrôle de l'adsorption du Hg (ROULET *et al.*, 1998).

Les oxyhydroxydes sont les principaux minéraux adsorbants des oxisols kaolinitiques et pauvres en matière organique qu'on trouve en Amazonie. Ils contrôlent l'adsorption des éléments nutritifs (BIGHAM *et al.*, 1978), des substances humiques (PARFITT *et al.*, 1977) et celle des métaux lourds (MCKENZIE, 1980). Les ions Hg^{2+} libres ou complexés par les anions OH^- et les substances

1 Le tampon cdb (citrate-dithionate-bicarbonate) permet d'extraire sélectivement les oxyhydroxydes de fer cristallisés et amorphes, l'aluminium substitué dans les oxyhydroxydes de fer cristallisés ainsi que les oxydes d'aluminium amorphes.

humiques peuvent s'adsorber à leur surface (XU et ALLARD, 1991 ; COLLINS *et al.*, 1999). Dans les sols de la vallée du Tapajós, tous développés sur la formation Alter-do-Chão, une très bonne relation de proportionnalité entre le Hg et l'Al_{cdb} est observée (fig. 3 a). La relation avec le Fe_{cdb} est moins bonne et montre de nombreuses déviations (fig. 3 b). En fait, l'adsorption du Hg semble être augmentée quand la substitution alumineuse des hydroxydes de Fe (ici la gœthite) croît, comme semble l'indiquer la relation obtenue entre les rapports Hg/Fe_{cdb} et $Al/(Fe + Al)_{cdb}$ (fig. 3 c).

Plusieurs formes d'oxyhydroxydes de Fe se rencontrent dans les sols. Leur surface spécifique augmente alors que leur cristallinité décroît et, en dépit de leur quantité limitée, les oxydes de Fe amorphes et peu cristallisés peuvent néanmoins fortement influencer les propriétés d'un sol (BORGAARD, 1982). La substitution alumineuse dans les oxyhydroxydes cristallisés réduit la taille des cristaux : les surfaces spécifiques et donc la capacité d'adsorption en sont augmentées d'autant. L'hématite (oxyde de fer, Fe_2O_3) est souvent moins substituée en Al dans sa structure cristalline que la gœthite (hydroxyde de fer, FeO_2H), sa surface spécifique est inférieure à celle de la gœthite. Ainsi, même si, pour chaque profil pris individuellement, dans les oxisols et les ultisols amazoniens, la corrélation entre les concentrations de Hg et les concentra-

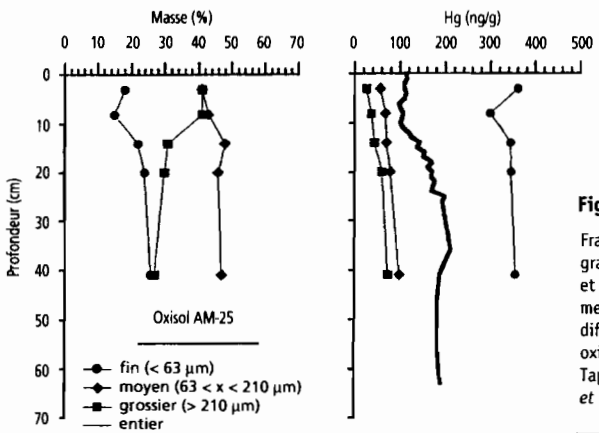


Figure 2

Fractions granulométriques et concentrations de mercure dans les différentes fractions d'un oxisol de la vallée du Tapajós (d'après ROULET *et al.*, 1998).

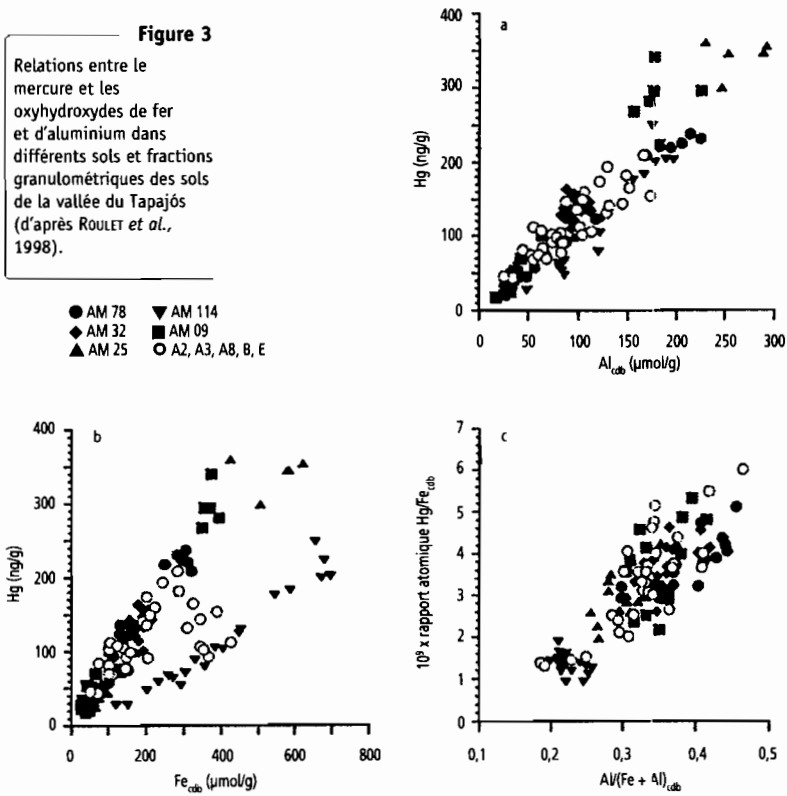
tions en oxyhydroxydes de Fe (Fe_{cdb}) montre que la rétention du Hg est principalement contrôlée par ces oxyhydroxydes, une relation de proportionnalité entre ces teneurs n'est pas toujours observée entre les différents sols.

Rétention par la matière organique

Dans les sols amazoniens, dans le bassin du Rio Negro et du Rio Tapajós au Brésil, ainsi qu'en Guyane dans le bassin de la Comté, aucune relation entre les concentrations de Hg et les quantités de matière organique n'a pu

Figure 3

Relations entre le mercure et les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium dans différents sols et fractions granulométriques des sols de la vallée du Tapajós (d'après ROULET *et al.*, 1998).



être montrée. La figure 4 illustre les différentes relations obtenues dans les horizons des sols de la vallée du Tapajós (ROULET *et al.*, 1998). L'absence de relation quantitative n'exclut cependant pas un rôle non négligeable de la matière organique dans ces sols. En raison de la très forte affinité du Hg pour la matière organique par rapport à la matière minérale, la dynamique des différents composés organiques est très importante pour le comportement du Hg dans les sols (SCHUSTER, 1991). Cela explique généralement les niveaux élevés observés dans les horizons organiques des sols tempérés et boréaux (GRIGAL *et*

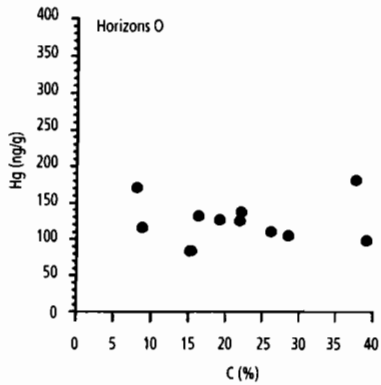
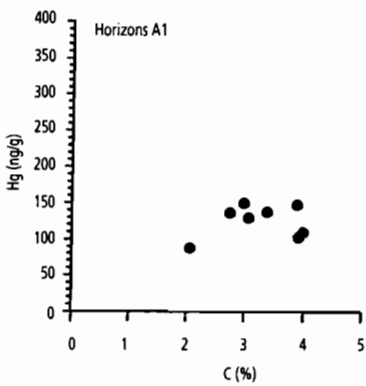


Figure 4

Relations entre le mercure et la matière organique dans les différents horizons des sols de la vallée du Tapajós (d'après ROULET *et al.*, 1998).



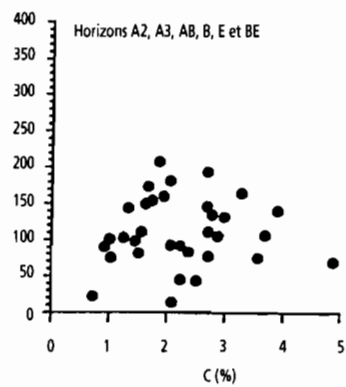
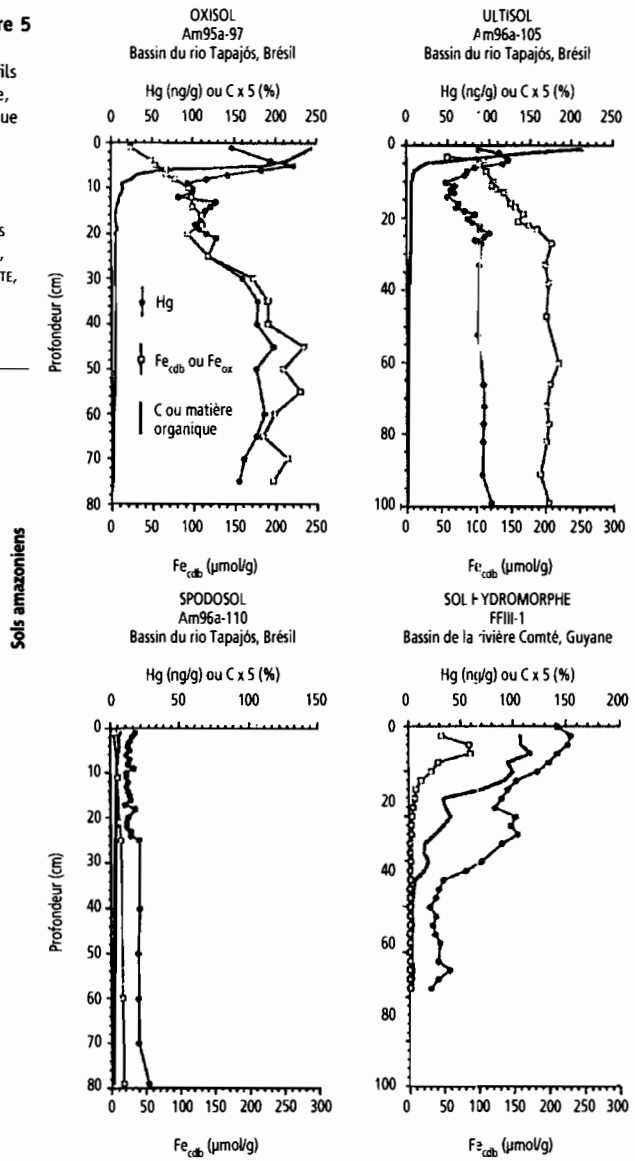
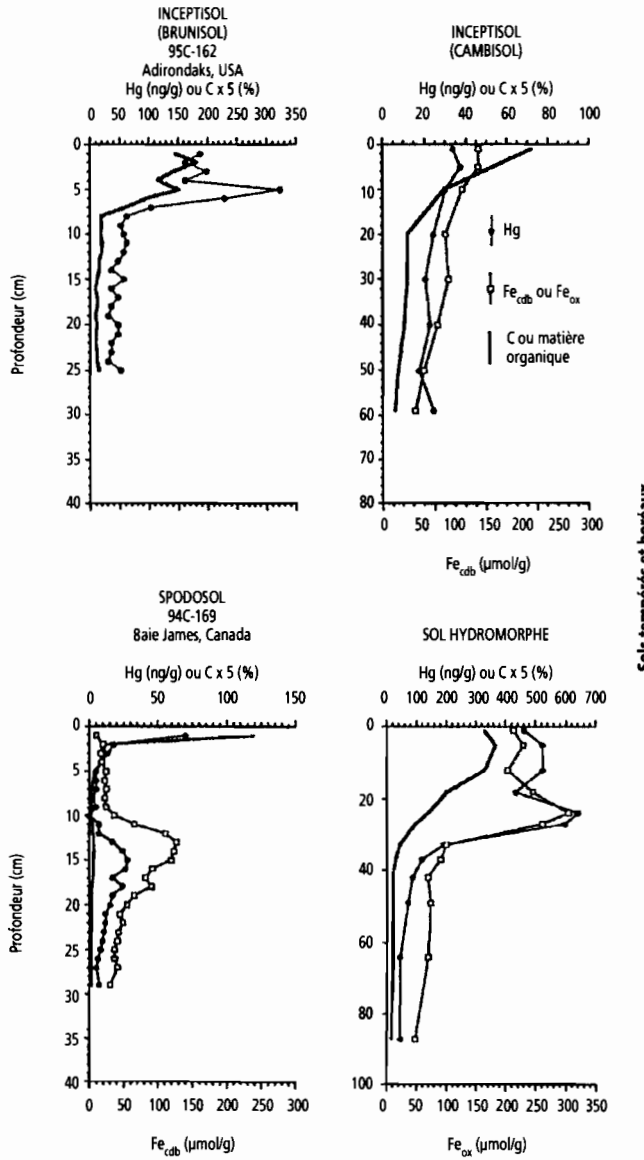


Figure 5

Comparaison des profils de surface du mercure, de la matière organique et des oxyhydroxydes de fer en fonction de la profondeur dans différents sols amazoniens, tempérés et boréaux (ANDERSSON, 1979 ; ROULET et LUCOTTE, 1995 ; CARON, 1997 ; ROULET *et al.*, 1998).




INCEPTISOL
(BRUNISOL)
95C-162
Adirondaks, USA
Hg (ng/g) ou C x 5 (%)
0 50 100 150 200 250 300 350
Profondeur (cm)
INCEPTISOL
(CAMBISOL)
Hg (ng/g) ou C x 5 (%)
0 20 40 60 80 100
Hg
Fe$_{cdb}$ ou Fe$_{ox}$
C ou matière organique
Fe$_{cdb}$ (µmol/g)
SPODOSOL
94C-169
Baie James, Canada
Hg (ng/g) ou C x 5 (%)
0 50 100 150
Profondeur (cm)
Fe$_{cdb}$ (µmol/g)
SOL HYDROMORPHE
Hg (ng/g) ou C x 5 (%)
0 100 200 300 400 500 600 700
Fe$_{ox}$ (µmol/g)
Sols tempérés et boréaux

al., 1994 ; GRONDIN *et al.*, 1995). Dans les sols amazoniens, lorsque l'horizon organique est suffisamment développé, une accumulation de Hg est également observée (fig. 5) sous la litière dans l'horizon le plus riche en humus brut (ROULET *et al.*, 1998). Cependant, les conditions pédoclimatiques (température, humidité) dans les sols tropicaux sont généralement favorables à une activité biologique élevée en permanence. Les litières forestières sont alors rapidement minéralisées (1 à 2 ans) et les horizons organiques généralement peu développés, ce qui limite l'accumulation du Hg en surface des sols.

Pour des oxisols de Guyane française, ROULET et LUCOTTE (1995) suggèrent que la pénétration du Hg en profondeur est en partie contrôlée par la mobilité des complexes du Hg avec les substances humiques provenant de la minéralisation de la matière organique des sols. En solution, le Hg a une plus grande affinité pour les acides humiques et fulviques que pour les ions inorganiques Cl^- et OH^-. Sous certaines conditions, ces substances humiques montrent une forte affinité pour les surfaces des oxyhydroxydes (TIPPING, 1981 ; XU et ALLARD, 1991 ; SCHUSTER, 1991). Ainsi, les complexes organiques solubles du Hg qui pénètrent les sols peuvent être réadsorbés par les oxyhydroxydes de Fe plus abondants en profondeur.

La matière organique semble jouer un double rôle dans le comportement du Hg dans les sols. Le Hg complexé par les composés organiques peut être retenu dans le sol aussi longtemps que la matière organique reste dans un état floculé, précipité ou adsorbé. Si les conditions changent, les composés organiques, y compris ceux complexant le Hg, peuvent passer en solution dans le sol et reprécipiter dans des horizons plus profonds où les conditions physico-chimiques favorisent cette précipitation, ou encore ils peuvent être lessivés à la surface des sols par les eaux de drainage. Les molécules organiques dissoutes augmentent la solubilité et la mobilité du Hg (TROST et BISQUE, 1972 ; MACLEAN, 1974). Cela est particulièrement vrai dans les environnements acides où les acides organiques des solutions percolantes peuvent ainsi littéralement lessiver le Hg qui est adsorbé sur les surfaces minérales. Seulement dans certaines conditions (surtout des horizons pauvres en matière organique ou des sols alcalins), l'adsorption du Hg est principalement contrôlée par l'interaction directe des surfaces inorganiques (SCHUSTER, 1991). Comme cela a été mentionné pour les oxyhydroxydes, ce n'est pas seulement la quantité mais aussi la qualité de la matière organique qui détermine sa capacité à retenir le Hg dans les sols.

Dans les sols amazoniens, la dynamique du Hg est dominée par les processus de complexation par les surfaces des oxyhydroxydes. S'il existe une relation avec la matière organique, elle n'est pas apparente en raison de la grande diversité des formes de matière organique mais aussi parce que le Hg semble à la fois adsorbé à la surface des oxyhydroxydes et à la surface de la matière organique, ces deux adsorbants pouvant être aussi liés eux-mêmes par complexation.

DISTRIBUTION DU HG DANS LES SOLS

Les conditions physico-chimiques varient fortement entre les différents types de sols et entre les différents horizons d'un même sol. La distribution du Hg est affectée par ces variations, et des patrons de distribution différents sont attendus entre les différents types de sols et horizons. Dans la plupart des sols, les concentrations de Hg varient avec la profondeur. En conséquence, la profondeur d'échantillonnage est de la plus haute importance, particulièrement pour les sols forestiers non remaniés. Dans le cas de comparaisons entre différents sols en conditions naturelles, les mêmes horizons mais aussi l'allure des patrons de distribution sont intéressants à comparer car, connaissant les processus de formation et d'évolution qui diffèrent d'un sol à l'autre, on peut comprendre aussi les différences de distribution du Hg. Des profils de distribution des concentrations de Hg en fonction de la profondeur dans les horizons de surface (< 1 m) de sols tropicaux d'Amazonie sont comparés à différents sols forestiers tempérés et boréaux dans la figure 5.

En surface des oxisols et des ultisols (fig. 5), la fraction argileuse disparaît car les conditions géochimiques (eaux diluées, acides organiques) y sont agressives et propices aux réactions de dissolution. Cet appauvrissement est compensé ici par la matière organique qui fixe le Hg en surface des profils. L'accumulation est maximale sous la litière (fig. 5). Cela n'est pas toujours aussi visible car cette adsorption dépend du développement de l'horizon organique et en particulier de l'épaisseur de l'humus brut (ROULET *et al.*, 1998). Dans les sols tropicaux, les horizons s'appauvrissent très vite en matière organique en profondeur. Les oxyhydroxydes métalliques prennent alors le relais de la matière organique pour la rétention du Hg, qui s'accumule en profondeur en suivant l'abondance de ces oxyhydroxydes. Dans les ultisols, sous l'influence du drainage latéral, l'appauvrissement en surface de la matrice argileuse, des oxyhydroxydes et du Hg s'accentue par rapport aux oxisols.

Les profils de distribution du Hg dans les oxisols et les ultisols se distinguent de ceux observés dans des sols argileux tempérés où la distribution du Hg semble dépendre de l'acidité (ANDERSSON, 1979). Dans les brunisols, inceptisols acides, le Hg s'accumule en surface dans l'horizon organique, avec une valeur maximale sous la surface au niveau de l'humus, puis décroît fortement en profondeur dans les horizons minéraux en accompagnant la décroissance de la matière organique. Dans les cambisols, inceptisols riches en argiles, calcaires, avec un pH autour de la neutralité (pH 6-8), la distribution verticale du Hg est plus régulière et suit davantage celle des oxyhydroxydes de Fe que celle de la matière organique. Les teneurs en Hg et en oxyhydroxydes de Fe dans les horizons minéraux de ces sols décroissent avec la profondeur et restent faibles en comparaison de celles mesurées dans les oxisols et les ultisols.

Dans les spodosols (podzols) tempérés et boréaux, avec un pH acide (pH 4-5), le Hg présente une première accumulation importante dans l'horizon organique de surface et une seconde accumulation en profondeur. La matière humique et le Hg associé sont lessivés dans l'horizon éluvié, et s'accumulent dans l'horizon spodique (ensemble des horizons illuviés B_h et B_{Fe}) où précipitent aussi les oxyhydroxydes de Fe. Dans les spodosols tropicaux, l'horizon spodique est souvent à plusieurs mètres en profondeur et parfois même absent (dans ce dernier cas, ce ne sont pas des spodosols au sens strict). L'exemple illustré dans la figure 5 correspond à un spodosol de la région de Santarém (bassin du Tapajós). L'horizon organique de surface y est quasi inexistant (région de savane arbustive), l'horizon éluvié très sableux est composé en grande partie de quartz résiduel et est fortement appauvri en oxyhydroxydes de Fe et en matière organique susceptibles d'adsorber le Hg, et l'horizon spodique n'est pas atteint à 1 m de profondeur.

Lorsque l'hydromorphie atteint les sols en surface, on observe généralement une accumulation de matière organique à cause de l'anaérobiose qui ralentit sa décomposition. L'anaérobiose entraîne également des conditions réductrices pour lesquelles les oxyhydroxydes de Fe sont instables. La plupart du Fe libéré reprécipite rapidement sous la surface. Dans les sols hydromorphes tempérés (pH 5,5-6) et amazoniens (pH 4,5-6,5), cette reprécipitation s'accompagne d'une accumulation de Hg. Le Fe et le Hg sont probablement transportés avec les eaux du sol à ce niveau, puis en partie adsorbés par l'abondante matière organique. Il y a précipitation des oxyhydroxydes de Fe dans un horizon distinct dans lequel le Hg s'accumule aussi.

L'horizon minéral est complètement éluvié et contient bien moins de Hg et de Fe que l'horizon organique.

Dans les profils de sols décrits précédemment, les horizons organiques accumulent tous plus ou moins du Hg. Ces profils illustrent le fait que l'horizon organique de la plupart des sols, quand il est suffisamment développé, joue le rôle d'un filtre adsorbant pour le Hg provenant des dépôts humides et de la chute des litières en surface. Cependant, les teneurs en Hg des horizons organiques ne peuvent en aucun cas être comparées directement avec celles des horizons minéraux (BRINGMARK, 1997), du fait de la densité très différente

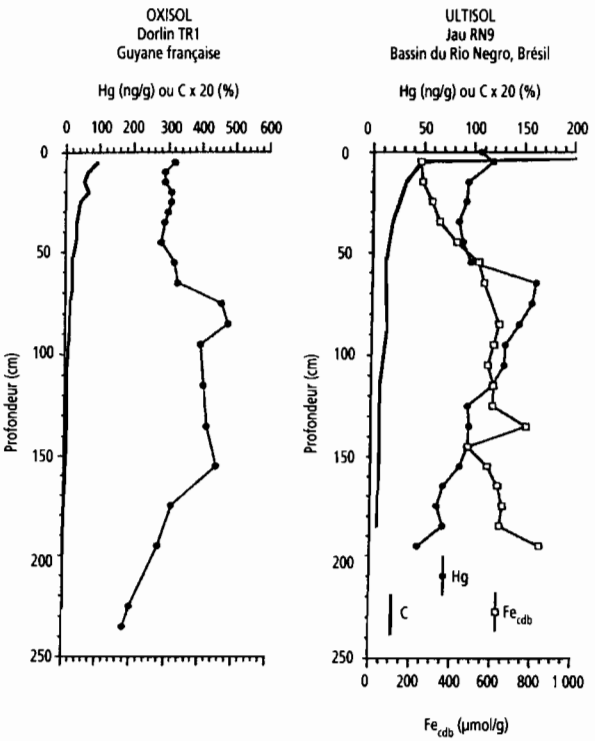


Figure 6
Profils du mercure et de la matière organique en fonction de la profondeur (ZEIDEMANN, 1998 ; GRIMALDI et GRIMALDI, 1999).

des deux types de matériaux. La densité du sol étant différente, on peut avoir des teneurs très élevées par gramme de sol organique mais un stock de Hg finalement pas si élevé au total dans ces horizons (voir ci-après).

Les profils d'accumulation du Hg des sols très appauvris en argiles, par des processus de podzolisation ou de réduction (spodosols et sols hydromorphes), présentent les mêmes caractéristiques en milieu tempéré et tropical. En revanche, d'importantes différences entre les deux milieux sont notées dans le cas des sols plus argileux. Les oxisols et les ultisols amazoniens se distinguent nettement des inceptisols tempérés et boréaux par une accumulation importante d'oxyhydroxydes métalliques qui retiennent le Hg jusqu'en profondeur. Dans des sondages profonds (jusqu'à 2,5-3 m) en Guyane française et dans le bassin du Rio Negro (fig. 6), les teneurs en Hg atteignent des valeurs maximales entre 0,7 m et 1,5 m dans les horizons très argileux, les plus riches en oxyhydroxydes de Fe (GRIMALDI et GRIMALDI, 1999 ; GRIMALDI *et al.*, 2000). Les teneurs en Hg décroissent ensuite jusqu'à la saprolite où les valeurs sont minimales (GRIMALDI *et al.*, 2000). Les sols amazoniens sont beaucoup plus épais que les sols tempérés et boréaux, qui ne dépassent guère 2 m de profondeur au-dessus de la roche mère. Les oxisols des plateaux d'Amazonie centrale peuvent avoir une vingtaine de mètres de profondeur (LUCAS *et al.*, 1996). Pour ces sols, les bilans de matière montrent qu'il a fallu au moins 40 à 60 m de sédiments (formation sédimentaire Alter-do-Chão) pour former les profils actuels (LUCAS *et al.*, 1996). Ce sont des sols qui ont entre 15 et 30 millions d'années, ils sont donc très vieux en comparaison des sols qui se sont formés en milieu boréal après la dernière glaciation, il y a 5 000 à 8 000 ans.

CONCENTRATIONS ET CHARGES DE HG DANS LES SOLS

Dans le but de comparer les concentrations et les stocks de Hg des sols d'Amazonie entre eux et avec les sols tempérés et boréaux, différents horizons de sols forestiers non perturbés situés en dehors des ceintures mercurifères ont été regroupés dans le tableau II.

Dans les horizons organiques (O), les concentrations observées en Amazonie (60-220 ng/g) sont du même ordre de grandeur que celles rencontrées généralement en milieu tempéré et boréal (40-325 ng/g). Dans les horizons minéraux (C < 10 % ; horizons A et B), les concentrations de Hg

Tableau II. Concentrations et charges de mercure dans les sols amazoniens, tempérés et boréaux.

Type de sol	Région	Concentration de Hg (ng/g, poids sec)			∑ QHg (mg/m²)		Références
		O	A	B	0-20	0-100 cm[5]	
Sols tempérés et boréaux							
Luvisol	Canada		5-34	23-66			GRACEY et STEWART, 1974 ; DUDAS et PAWLUCK, 1976 ; MCKEAGUE et KLOSTERMAN, 1974
Chernozen (gris foncé)	Canada		1-25	5-30			DUDAS et PAWLUCK, 1976 ; MCKEAGUE et KLOSTERMAN, 1974
Chernozen (noir et brun foncé)	Canada		19-35	13-71			DUDAS et PAWLUCK, 1976 ; MCKEAGUE et KLOSTERMAN, 1974
Brunisol (inceptisol)	Canada, USA	80-325	26-80	20-60			MCKEAGUE et KLOSTERMAN, 1974 ; CARON, 1997
Sols	Minnesota, USA	143	36	11	5,3	16	GRIGAL *et al.*, 1994
Spodosol	Canada[1], Suède	40-330	10-50[2]	10-124[4]	3,2-6	10-34	AASTRUP *et al.*, 1991 ; MCKEAGUE et KLOSTERMAN, 1974; CARON, 1997 ; LEE *et al.*, 1997 ; GRONDIN *et al.*, 1995
Histosol	Québec	50-250	10-30[2]				GRONDIN *et al.*, 1995

Tableau II (suite). Concentrations et charges de mercure dans les sols amazoniens, tempérés et boréaux.

Type de sol	Région	Concentration de Hg (ng/g, poids sec)			∑ QHg (mg/m²)		Références
		O	A	B	0-20	0-100 cm*	
Sols tropicaux d'Amazonie							
Oxisol (Haplorthox)	Bassin de la Comté, Guyane française	180-219	240-320		63-69	320-350	ROULET et LUCOTTE, 1995
Oxisol	Dorlin, Guyane française		250-300	300-500			GRIMALDI et GRIMALDI, 1998
Oxisol (Acrorthox)	Bassin du Tapajós, Pará, Brésil	93-180	106-194	102-209	19-34	140-330	ROULET *et al.*, 1998 a
Oxisol (Haplorthox)	Bassin du Negro, Amazonas, Brésil	68-75	50-95	110-160		110	ZEIDEMANN, 1998
Oxisol	Bassin du Madeira, Amazonas, Brésil		232-439				LECHLER *et al.*, 1997
Oxisol/ultisol	Bassin du Pedra Preta, Amapá, Brésil		100-430	150-300	39-73	170-390	FOSTIER *et al.*, 1999
Ultisol	Bassin du Tocantins, Pará, Brésil	71	94	130	24	143	AULA *et al.*, 1994
Ultisol (Tropudult, Paleudult)	Bassin du Tapajós, Pará, Brésil	84-111	44-103	99-112	10-26	72-179	ROULET *et al.*, 1998 a
Ultisol (Paleudult, Plinthudult)	Bassin du Negro, Amazonas, Brésil	65-201	66-193	100-188		90-145	ZEIDEMANN, 1998
Ultisol	Bassin du Jau/Negro, Amazonas, Brésil	106-109	46-118	9-170		85-270	ZEIDEMANN, 1998
Spodosol (Tropohumod)	Bassin du Tapajós, Pará, Brésil		14[2]	23[3]	4	35	ROULET *et al.*, 1998 a

Tableau II (suite). Concentrations et charges de mercure dans les sols amazoniens, tempérés et boréaux.

Type de sol	Région	Concentration de Hg (ng/g, poids sec)			∑ QHg (mg/m²)		Références
		O	A	B	0-20	0-100 cm*	
Sols hydromorphes	Bassin de la Comté, Guyane française	60	67[2]		13		ROULET et LUCOTTE, 1995
Sols hydromorphes	Dorlin, Guyane française		150-240				GRIMALDI et GRIMALDI, 1998
Sols alluviaux (Fluvent)	Bassin du Tapajós, Pará, Brésil	109-224	81-194**		11-26	57-119	ROULET *et al.*, 2001

[1] Sont exclus les sols atypiques comme définis par l'auteur.
[2] Horizons E.
[3] Horizons BE.
** Sont inclus les horizons Bh.
* Extrapolé à 1 m si nécessaire.

mesurées dans les oxisols et les ultisols d'Amazonie sont en revanche relativement élevées (40-500 ng/g) en comparaison des valeurs normalement trouvées dans ces horizons des sols tempérés et boréaux (10-80 ng/g). Les concentrations sont plus fortes dans les oxisols que dans les ultisols moins riches en oxyhydroxydes métalliques (ROULET *et al.*, 1998). Les valeurs maximales, de 300 à 500 ng/g, sont obtenues dans les horizons minéraux argileux d'oxisols microagrégés de la Guyane française, situés vers 1,5 m de profondeur (GRIMALDI et GRIMALDI, 1999). Des valeurs minimales sont enregistrées dans les horizons éluviés des spodosols (E), qu'ils soient tropicaux (10-20 ng/g) ou boréaux (10-50 ng/g).

Dans tous les horizons organiques, les stocks de Hg par centimètre d'épaisseur (50-300 µg/m²) sont similaires entre les différents types de sols, qu'ils soient tropicaux, tempérés ou boréaux (ROULET *et al.*, 1998). Les horizons

organiques ne sont généralement pas très développés dans les sols tropicaux (1-3 cm) et le stock de Hg y est par conséquent généralement négligeable en comparaison du stock dans les horizons minéraux sous-jacents, d'autant plus que la densité des horizons organiques est faible en comparaison de celle des horizons minéraux. Ces derniers représentent des quantités considérables de Hg par unité de surface, dans les oxisols et les ultisols, où le premier mètre sous l'horizon organique contient de 70 à 400 mg de Hg par mètre carré, soit jusqu'à dix fois plus que les charges cumulées sur la même profondeur dans les sols tempérés et boréaux ($\sum$ QHg ; tabl. II).

INFLUENCE DES DÉPÔTS ATMOSPHÉRIQUES MODERNES SUR LES STOCKS DE HG

Dans un bassin versant non perturbé d'Amapá (Amazonie brésilienne), FOSTIER *et al.* (2000) observent que la majeure partie du Hg déposé sur les surfaces terrestres est retenue dans les sols. Ce Hg est déposé sur les horizons organiques où il peut s'accumuler plus ou moins temporairement en fonction du temps de séjour de la matière organique. Sa pénétration dans les sols est contrôlée par la dynamique de la matière organique (humification, minéralisation, solubilisation, lessivage...) (ROULET et LUCOTTE, 1995). En région amazonienne, la dégradation rapide de la matière organique en surface limite son accumulation. Dans les oxisols amazoniens, la majeure partie de la matière organique pénètre le sol sur 20 cm pour une période de 10 à 15 ans (TRUMBORE, 1993).

Dans les régions éloignées des sources directes de Hg, les dépôts actuels sur les surfaces terrestres, incluant la contribution des émissions de l'orpaillage et de la combustion de la biomasse forestière (déforestation) ainsi que toutes les autres sources régionales ou globales, sont annuellement de l'ordre de 10-25 µg/m² (tabl. I). Avec des dépôts au sol de cet ordre de grandeur, la charge cumulée sur les trente dernières années représente 300 à 750 µg/m². Si nous considérons la dernière ruée vers l'or et la déforestation récente (période 1970-2000), responsables toutes deux de la totalité des dépôts atmosphériques modernes, ces deux activités représentent au plus 5 % du Hg accumulé dans les vingt premiers centimètres de la surface des oxisols forestiers (20 à 70 mg/m² ; tabl. II). Ce qui semble démontrer que la plupart du Hg rencontré dans les sols en région amazonienne est d'origine naturelle.

Plusieurs raisons peuvent expliquer la richesse relative des sols amazoniens en Hg dans une région où les roches ne sont pas particulièrement riches en ce métal. Les sols anciens de cette région ont pu accumuler du Hg provenant de l'atmosphère pendant plusieurs millions d'années en comparaison des sols relativement jeunes des régions tempérées et boréales (moins de 10 000 ans). Ce sont aussi des sols très riches en oxyhydroxydes métalliques où le Hg est adsorbé de manière très efficace. Enfin, ce sont des sols très altérés où le Hg peut être concentré relativement, par départ préférentiel des éléments plus solubles.

Un bilan de masse à l'échelle du bassin versant de Pedra Preta démontre que plus de 80 % du Hg déposé par les précipitations est accumulé dans les sols forestiers, le reste étant exporté par le drainage (FOSTIER *et al.*, 2000). Ce qui correspond aux observations faites en milieu tempéré et boréal où les sols retiennent généralement jusqu'à 90 % du Hg qui se dépose sur le milieu terrestre (AASTRUP *et al.*, 1991 ; MIERLE et INGRAM, 1991). Mais cette proportion de Hg apporté par les précipitations et se fixant dans le sol dépend aussi du fonctionnement hydrodynamique du sol, lui-même fonction du climat. Sur le bouclier guyanais, le ruissellement sous forêt est très variable, entre 4 et 26 % de la pluie par exemple sur les bassins versants du dispositif ECEREX (ROCHE, 1990), faisant varier en conséquence la part de l'eau qui s'infiltre dans le sol.

EFFET DES POINTS SOURCES D'ÉMISSION SUR LES CHARGES ET LES CONCENTRATIONS DE HG DANS LES SOLS

Il est suggéré que les vapeurs de Hg^0 émises par le brûlage des amalgames devraient être facilement oxydées en Hg^{2+}, puis dissoutes ou adsorbées et finalement déposées par les précipitations sèches et humides dans les forêts environnantes (MALM *et al.*, 1990). À partir de travaux sur l'atmosphère et les sols autour des commerces d'or de la ville de Pocone (MARINS *et al.*, 1991) et de Porto Velho (MALM *et al.*, 1991 ; PFEIFFER *et al.*, 1991), il semble que la majeure partie du Hg émis par la purification de l'or est déposée près des sources (PFEIFFER *et al.*, 1993), à l'exemple de la dispersion des vapeurs de Hg à partir de leurs sources industrielles (LINDQVIST et RHODE, 1985 ; FERRARA *et al.*, 1982). ROULET *et al.* (1999) ont observé que, de 50 à 350 km en aval des zones d'orpaillage, aucun gradient de concentration de Hg ne peut être mesuré dans les feuilles, les litières et les horizons organiques des forêts le long de la val-

lée du Tapajós. La plupart du Hg anthropique émis dans l'atmosphère par les activités d'orpaillage est déposée très près des sources (moins de 50 km) où de très fortes concentrations peuvent être trouvées dans les sols. Près des sites où les amalgames sont brûlés, en ville ou dans les camps d'orpailleurs, des valeurs aussi élevées que 500 à 65 000 ng/g peuvent être mesurées à la surface des sols (MALM *et al.*, 1991).

En Guyane française, près du camp de Dorlin, GRIMALDI *et al.* (2000) observent des concentrations allant jusqu'à 500 ng/g dans les soixante premiers centimètres d'un sol développé sur des alluvions des berges de la rivière Petit Inini. Ce sol alluvial, situé à l'aval d'une zone très « orpaillée », est caractérisé par des apports récents de sédiments. Dans le cas des sols alluviaux, les apports aquatiques peuvent être une source importante de Hg pendant les hautes eaux.

DEVENIR DU Hg ACCUMULÉ DANS LES SOLS AMAZONIENS

EVOLUTION PÉDOGÉOCHIMIQUE DES COUVERTURES FERRALLITIQUES

Deux études de cas, en Amazonie centrale sur formation sédimentaire (ROULET *et al.*, 1998) et en Guyane française sur le bouclier (GRIMALDI *et al.*, 2000), permettent de préciser le comportement du Hg du sol en fonction de l'évolution géochimique des couvertures pédologiques.

Distribution spatiale du Hg dans les sols d'Amazonie centrale : sols de la vallée du Tapajós

Dans cette étude, la distribution spatiale du Hg dans les sols est étudiée le long de la vallée du Tapajós (ROULET *et al.*, 1998), où on retrouve à l'échelle du paysage la même succession de sols que celle décrite le long de toposéquences sur la formation Alter-do-Chão par LUCAS *et al.* (1987). Les sols des plateaux sont formés d'épais horizons microagrégés constitués essentiellement de kaolinite. Ce sont des oxisols. Les sols deviennent de plus en plus sableux le long de la pente et rajeunis par le lessivage de surface (ultisols). Dans le bas des pentes assez longues, les sols sont constitués d'un épais horizon de quartz blanc, surmontant une saprolite quartzo-kaolinitique. La

matière organique s'accumule en profondeur dans un horizon spodique noir au niveau de la transition entre l'horizon de sable blanc et la saprolite. Les sols ainsi formés sont des spodosols (podzols).

Les oxisols du plateau sont formés en place par la dissolution des minéraux primaires et la néoformation de kaolinite, de gœthite et de gibbsite (IRION, 1984 ; LUCAS *et al*, 1987, 1996 ; fig. 7). Les minéraux secondaires sont en équilibre géochimique entre la dissolution et la précipitation. Ces processus sont principalement contrôlés par l'activité biologique de la forêt tropicale et par la dynamique de l'eau dans le sol (EYROLLE *et al.*, 1993 ; LUCAS *et al.*, 1993, 1996). L'activité de la forêt intervient à travers le recyclage de la silice en particulier (LUCAS *et al.*, 1993) et l'acidité organique ou minérale qu'elle produit (GRIMALDI et PEDRO, 1996). La dynamique de l'eau influence les conditions géochimiques qui contrôlent les équilibres minéraux. Quand la solution s'infiltre lentement en profondeur dans le sol, le Si est en grande partie lessivé alors que l'Al est piégé sous forme de kaolinite ou de gibbsite, et le Fe sous forme d'oxyhydroxydes, le bilan étant donc une perte nette de Si (fig. 7). Les oxisols sont des sols microagrégés où la percolation de la solution du sol est principalement verticale à travers tout le profil jusqu'à la nappe phréa-

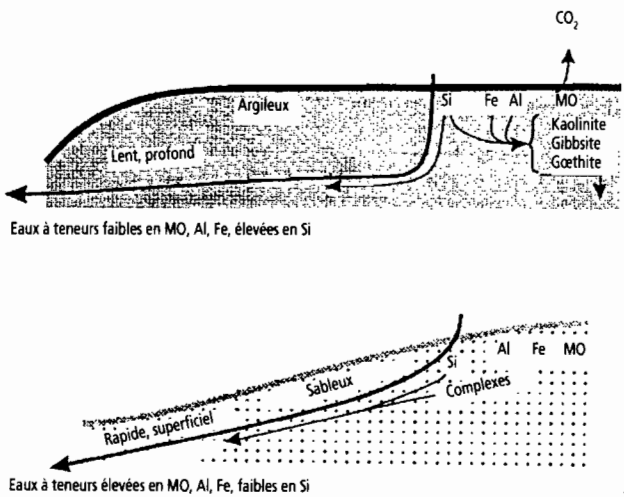


Figure 7
Fonctionnement biogéochimique des oxisols et des spodosols (d'après Lucas *et al.*, 1996).

tique en profondeur (20-30 m) (LUCAS *et al.*, 1996). L'eau provenant de la nappe alimente des cours d'eau dite claire. Elle est riche en Si, pauvre en Al et Fe et en matière organique dissoute (fig. 7).

Sur les versants, les flux d'eau latéraux, plus rapides et chargés en composés organiques, exportent le Si, l'Al et le Fe sous forme de composés organométalliques et de microparticules (fig. 7) (EYROLLE *et al.*, 1993 ; LUCAS *et al.*, 1996). Il en résulte une érosion sélective (chimique ou particulaire) des argiles, conduisant à une arénisation du sol, c'est-à-dire une perte nette d'Al et un enrichissement relatif en Si sous la forme de quartz résiduel. À partir du bord du plateau et le long de la pente, les sols deviennent de plus en plus sableux.

La podzolisation se développe en bas de la pente. L'horizon spodique peu perméable retient temporairement une nappe perchée à quelques mètres en profondeur. Cette nappe, indépendante de la nappe phréatique, alimente des cours d'eau dite noire à cause de sa forte charge en substances humiques dissoutes (voir annexe 3).

La dissolution de la kaolinite et des oxyhydroxydes de Fe est un processus clé qui explique la transformation progressive des oxisols des plateaux en ultisols puis en spodosols le long des pentes, tous ces sols étant formés à partir de la même roche mère (fig. 8). La cause de cette transformation est interne au système et liée à la circulation latérale des eaux de nappe dans la pente. À la surface des oxisols, le Hg est efficacement retenu par les oxyhydroxydes

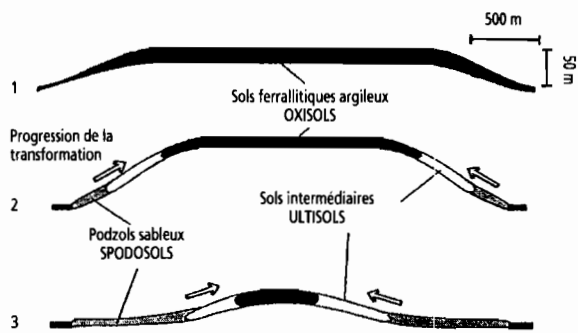
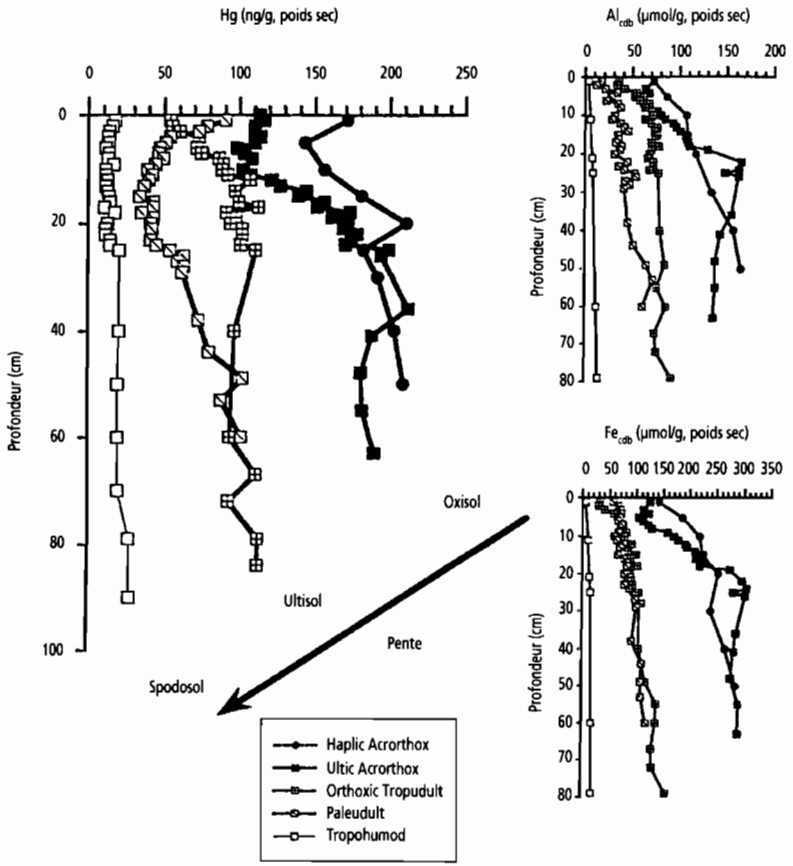


Figure 8

Stades d'évolution des systèmes transformants oxisols-ultisols-spodosols du bassin de l'Amazone. 1. Plateau argileux, vallées peu incisées. 2. Développement de sols sablonneux au bas des versants. 3. Plaines sableuses à buttes témoins argileuses. D'après LUCAS *et al.*, 1996.

de Fe (gœthite plus ou moins substituée en Al) de la matrice argileuse (ROULET *et al.*, 1998). L'exportation du Fe et de l'Al le long des pentes s'accompagne d'une diminution progressive des teneurs en oxyhydroxydes métalliques dans les sols et par conséquent de la rétention du Hg (fig. 9). Des expériences *in situ* ont démontré que cette exportation était un

Figure 9
Profils du mercure et des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium en fonction de la profondeur dans les différents sols le long des versants de la vallée du Tapajós (d'après ROULET *et al.*, 1998).



processus actuellement actif, en particulier durant la saison des pluies (RIGHI *et al.*, 1990). Il y a donc actuellement aussi exportation progressive le long des pentes vers les axes de drainage du Hg initialement accumulé dans les oxisols (fig. 9).

Distribution spatiale du Hg dans les sols sur le bouclier guyanais : étude d'une toposéquence (bassin de la Sinnamary, Guyane française)

Dans cette étude, réalisée dans le cadre du programme « Mercure en Guyane » du CNRS-PEVS, la distribution spatiale du Hg est considérée le long d'une toposéquence (toposéquence de la crique Leblond), sur un granite Caraïbe, reliant un point haut du paysage à la rivière (GRIMALDI *et al.*, 2000). Cette toposéquence présente la diversité des sols observée sur le bouclier guyanais, qui est due à la transformation actuelle de la couverture pédologique par deux processus : rajeunissement par érosion (transformation des oxisols en ultisols) et hydromorphie (transformation des ultisols en sols hydromorphes) (FRITSCH *et al.*, 1986 ; BOULET *et al.*, 1993).

Le premier processus se développe le long des pentes, où l'érosion chimique et particulaire entraîne l'amincissement de l'horizon supérieur argileux, microagrégé et perméable, des oxisols, et le rapprochement de la surface, à moins d'un mètre de profondeur, d'un horizon d'altération de la roche (saprolite) peu perméable (BOULET *et al.*, 1993). Il se forme en conséquence, au-dessus de cet horizon, et au cours des averses, une nappe perchée (GUEHL, 1984 ; GRIMALDI et BOULET, 1990), qui s'écoule latéralement alors que le drainage est vertical, profond et rarement en conditions saturantes dans l'oxisol. L'amincissement de l'oxisol résulte des exportations de Si, Al et Fe, sous forme dissoute et particulaire, qui s'accentuent lorsque apparaissent les conditions favorables à l'écoulement latéral de la nappe (GRIMALDI *et al.*, 1992).

Le second processus se développe sur des replats sommitaux, dans des dépressions fermées où l'eau stagne durablement, ou bien à l'aval des versants en présence d'une nappe plus ou moins permanente. Dans les deux cas, la saturation en eau entraîne des conditions réductrices qui favorisent la dissolution de la fraction argileuse (oxyhydroxydes de fer et kaolinite). Sur les replats sommitaux, les produits de la dissolution se redistribuent en profondeur, tandis qu'à l'aval ils sont exportés par la nappe qui s'écoule vers les axes de drainage.

Ainsi, sur la toposéquence de la crique Leblond (GRIMALDI *et al.*, 2000), des sols argileux, finement structurés sur plusieurs mètres d'épaisseur et à drainage vertical profond (oxisols), coexistent avec des sols rajeunis (ultisols) où la saprolite apparaît à faible profondeur, induisant un drainage latéral superficiel. Les deux types de sols hydromorphes sont également représentés : sur un replat à mi-versant, un sol hydromorphe associé à des petites dépressions où l'eau s'accumule ; en bas de versant, un sol hydromorphe de bas-fond proche de la crique Leblond.

Les ultisols des versants, affectés par le processus d'érosion qui entraîne ou dissout la fraction argileuse (kaolinite et oxyhydroxydes de Fe), retiennent le Hg sur une moindre épaisseur que les oxisols. Il a été montré par ailleurs que ce processus d'érosion est toujours actif dans les conditions climatiques actuelles de la Guyane française. La nappe perchée qui se forme au cours des averses dans la couche superficielle du sol exporte les éléments mis en solution ou en suspension, donc aussi le Hg (GRIMALDI *et al.*, 2000).

Dans les sols hydromorphes des replats sommitaux, les conditions réductrices sont responsables de la dissolution des oxyhydroxydes de Fe et de la dégradation lente de la matière organique qui produit des molécules organiques très acides et complexantes. La fraction sableuse augmente relativement en surface du sol tandis que les complexes organométalliques migrent en profondeur, où ils précipitent à nouveau dans un horizon riche en Fe et en matière organique. Le Hg suit cette migration et s'accumule également en profondeur.

Les sols hydromorphes aval subissent ce même appauvrissement en argile (kaolinite et oxyhydroxydes de Fe) du fait de l'acidité et des conditions réductrices. Mais, dans ce cas, les éléments mis en solution sont exportés par la nappe qui s'écoule vers le réseau hydrographique. Les profils de sol sont donc également appauvris en Hg, y compris cette fois en profondeur. Les sols du bas-fond sont les moins concentrés en Hg de la séquence.

Les études sur différentes couvertures pédologiques d'Amazonie ont montré que l'évolution des sols sur les versants par le lessivage (érosion sélective), la podzolisation et l'hydromorphie conduit à une perte nette des constituants organiques et minéraux susceptibles de retenir le Hg (LUCAS *et al.*, 1984 ; CHAUVEL *et al.*, 1987 ; VEILLON, 1990 ; BOULET *et al.*, 1993 ; DUBROEUCQ et VOLKOFF, 1998). Ces processus sont responsables de la transformation d'oxisols en ultisols puis en podzols ou sols hydromorphes. Cette transformation

s'accompagne d'une exportation vers les axes de drainage du Hg initialement accumulé dans les oxisols. Le transport de Hg sous forme de matière dissoute, colloïdale et particulaire, provenant naturellement des sols, est à relier aux types d'eaux (claires et noires) rencontrés dans les bassins versants à travers le paysage amazonien (voir annexe 3).

ÉROSION D'ORIGINE ANTHROPIQUE

La principale conséquence de la déforestation est l'érosion des litières et des horizons organiques et minéraux les plus superficiels. Dans les oxisols et ultisols déboisés et cultivés de la vallée du Tapajós, le décapage de la surface organique et minérale des sols a lieu sous l'action des fortes pluies pendant la saison humide (ROULET *et al.*, 1998). Sur les fortes pentes, le ravinement peut représenter des pertes de 30 à 50 cm de la surface des sols. Dans les horizons qui restent en place, l'érosion sélective de la fraction argileuse est aussi favorisée par la déforestation le long des pentes. La figure 10 donne l'exemple d'un oxisol de haut de pente, déboisé et cultivé pendant six ans environ, comparé à un oxisol sous forêt sur le même site et dans la même position topographique (ROULET *et al.*, 1998). La perte des horizons de surface par érosion totale du sol et l'érosion sélective dans les horizons minéraux sous-jacents correspondent à un départ des oxyhydroxydes de Fe de la matrice argileuse et du Hg qui leur était associé.

BRAVARD et RIGHI (1988) ont observé dans le même type de sol que les argiles des horizons minéraux de surface A sont plus facilement dispersables par l'eau que celles des horizons minéraux B plus profonds. BOTSCHECK *et al.* (1996) notent que les sols en haut de pente sont plus sensibles à l'érosion que les sols plus ou moins podzolisés du bas de la pente. En fait, la mise en culture des sols augmente l'érosion sélective de la matrice argileuse et du Hg de l'horizon A qui avait lieu naturellement le long des pentes, sous l'influence de la percolation latérale (système de transformation des oxisols en ultisols). Les oxisols des plateaux sont moins affectés par ce type d'érosion mais une érosion totale du Hg de la surface est observée (ROULET *et al.*, 1998).

L'érosion des sols cultivés peut conduire à une exportation de quantités considérables de Hg des sols vers les axes de drainage. Les données de ROULET *et al.* (1998, 1999) montrent que l'érosion totale de surface peut remobiliser

de 200 à 4 600 µg de Hg par mètre carré. L'érosion sélective devrait mobiliser en moyenne 500 µg/m² par centimètre d'épaisseur de sol ainsi érodé. Le ravinement des horizons minéraux dans les fortes pentes correspond à des pertes de 500 à 3 000 µg/m².

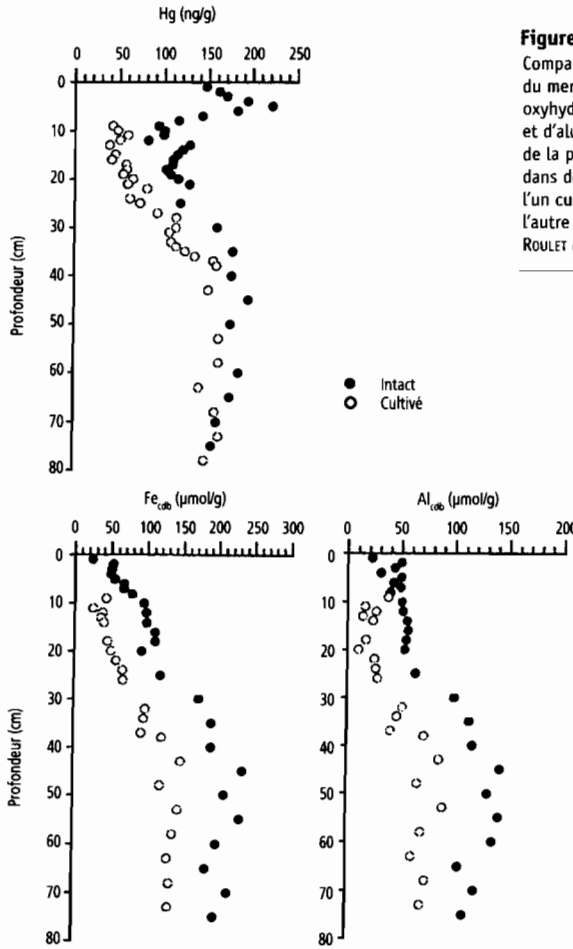


Figure 10
Comparaison des profils du mercure et des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium en fonction de la profondeur dans deux oxisols, l'un cultivé, l'autre intact (d'après ROULET *et al.*, 1998).

Les activités minières elles-mêmes sont responsables d'une forte érosion des sols quand les sous-sols sont exploités pour l'or ou d'autres métaux (Cu, Mn, Al, Fe...). Les effets d'une mine de manganèse à ciel ouvert sont suivis dans le bassin versant de l'Amapá, étudié par FOSTIER *et al.* (2000). Les dépôts de Hg atmosphérique (*input*) représentent 80 % du Hg exporté (*output*) pour l'ensemble du bassin versant, et seulement 51 % à l'échelle du sous-bassin versant en partie déboisé et exploité par la mine. Les activités minières aurifères dans les sols d'Amazonie ont les mêmes effets importants sur l'érosion, observés en particulier dans les sédiments des lacs de la plaine d'inondation du bassin de la rivière Tartarugalzinho, en Amapá, par GUIMARÃES *et al.* (1999).

Bien que les transformations naturelles des couvertures pédologiques d'Amazonie soient lentes à l'échelle humaine, ces études montrent que les couvertures pédologiques sont fragiles et peuvent rapidement se dégrader lorsqu'elles sont exploitées sans tenir compte de leurs particularités (TRICART, 1975 ; FRITSCH et SARRAILH, 1986 ; CHAUVEL *et al.*, 1987). La forêt est la seule protection des surfaces des couvertures pédologiques contre les forts ruissellements dus aux précipitations en région amazonienne (TRICART, 1975). La déforestation, en mettant les sols à nu, cause une altération inévitable des horizons de surface des sols les plus fragiles et est responsable de l'érosion du Hg accumulé dans les couvertures pédologiques. Pour conclure, toute activité anthropique qui accroît l'érosion des couvertures pédologiques en Amazonie (routes, mines, agriculture...) est susceptible d'augmenter considérablement l'exportation vers les axes de drainage du Hg accumulé dans les sols.

INONDATIONS

Lorsqu'on considère les effets de l'inondation des sols en Amazonie, il est nécessaire de distinguer les inondations naturelles et saisonnières des sols alluviaux dans les vallées et les inondations permanentes des sols de terre ferme par la mise en eau des réservoirs. Dans les deux cas, cependant, l'inondation modifie les conditions physico-chimiques du milieu, avec en particulier la mise en place de conditions réductrices favorisées par la biodégradation de la matière organique fraîchement inondée.

Réduction

Dans la plaine d'inondation du Tapajós, malgré la mise en place de conditions réductrices (– 150 mV < Eh < – 180 mV), les profils du Fe_{cdb} et du Hg des sols des forêts d'*igapó* (sols alluviaux argilo-sableux) ne semblent pas varier entre les zones exondées et inondées (ROULET *et al.*, 2001 ; fig. 11). Le Fe_{cdb} ne suit pas non plus le gradient d'oxydoréduction (ROULET *et al.*, 2001). En fait, ces sols contiennent au départ relativement peu d'oxyhydroxydes de Fe et de Hg car ce sont des sols d'environnement semi-aquatique réduit presque six mois par an. Le Hg tend à s'accumuler préférentiellement en surface, au niveau des horizons organiques. Les concentrations y sont élevées mais ne représentent pas des stocks élevés (ROULET *et al.*, 2001).

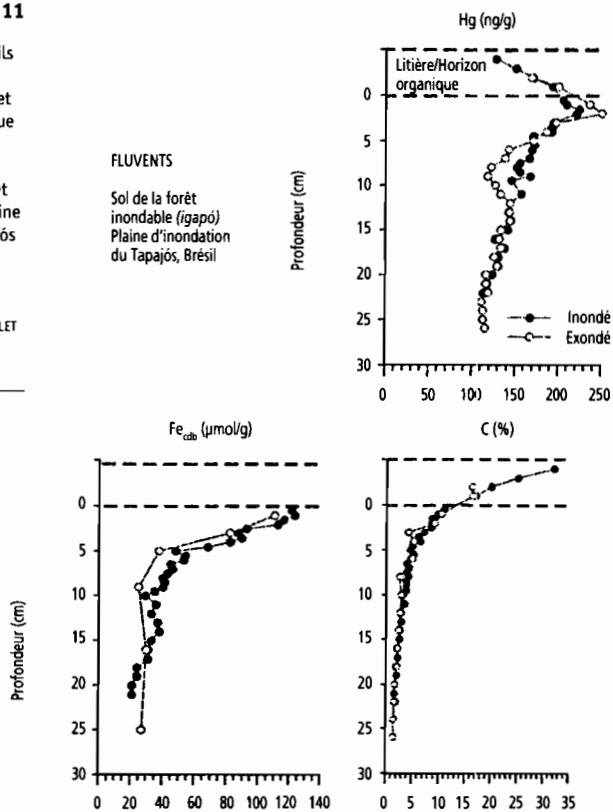
Dans le petit réservoir de la SAOR, en Guyane française, outre les sols réduits hydromorphes des bas-fonds, des sols normalement oxydés (oxisols et ultisols), relativement riches en oxyhydroxydes de Fe, ont été inondés à la suite de la mise en eau. La mise en place de conditions réductrices a entraîné une dissolution des oxyhydroxydes de Fe de la surface de ces sols (ROULET et LUCOTTE, 1995). Après huit ans d'inondation, les oxisols de terre ferme ont perdu 20 % environ de leur Hg du fait de la dissolution de 25 à 40 % des oxyhydroxydes de Fe et de la migration hors des sols de substances humiques mobiles (fig. 11) (ROULET et LUCOTTE, 1995). Les horizons organiques contiennent peu de Hg par rapport aux horizons minéraux. Le relargage de Hg dû à la décomposition de la matière organique est négligeable au regard du relargage dû à la destruction des oxyhydroxydes par réduction dans les horizons minéraux riches en Hg. De tels processus sont probablement aussi actifs au fond des réservoirs de Tucurui en Amazonie brésilienne et de Petit-Saut en Guyane française (DUMESTRE *et al.*, 1997).

Transformation en méthylmercure

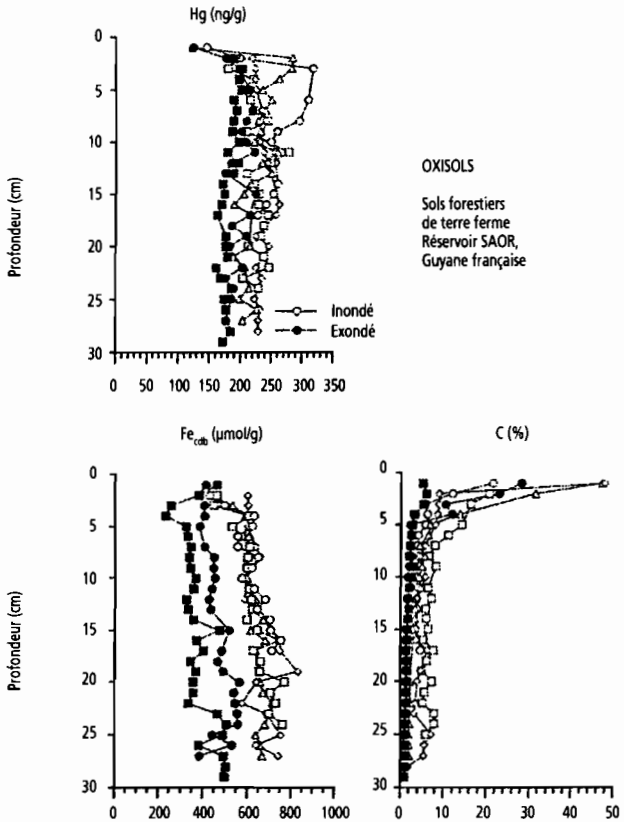
Plusieurs travaux ont montré que des bactéries (BECKERT *et al.*, 1974), des champignons (FISCHER *et al.*, 1995) et même les acides humiques et fulviques (ROGERS, 1977) des sols forestiers étaient capables de méthyler le Hg (voir annexe 5). Dans les forêts tempérées, la concentration en MeHg atteint un maximum au niveau de l'humus, sous les litières en surface des sols (inceptisols et spodosols). Ce MeHg peut provenir du dépôt des litières ou de la méthylation dans le sol lors de la décomposition des litières. Les niveaux de

Figure 11

Comparaison des profils du mercure, des oxyhydroxides de fer et de la matière organique en fonction de la profondeur, en conditions inondées et exondées, dans la plaine d'inondation du Tapajós (d'après ROULET *et al.*, 2001) et dans un réservoir en Guyane française (d'après ROULET et LUCOTTE, 1995).



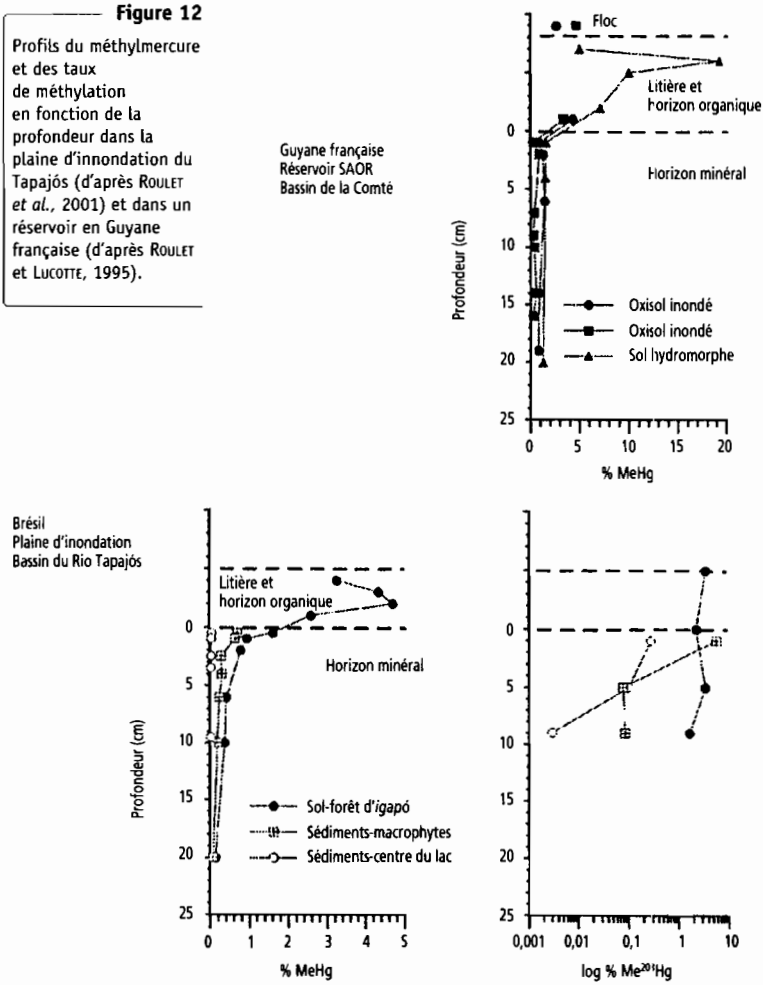
MeHg restent cependant faibles (< 1 ng/g). Le MeHg stocké au niveau des humus forestiers de type mor représente généralement moins de 1 % du Hg total (LEE *et al.*, 1994 ; SCHWESIG *et al.*, 1999). En revanche, dans les sols de bas-fond couverts de tourbières (histosols) près des ruisseaux, on trouve de plus fortes concentrations et quantités de MeHg accumulées. Ces exemples illustrent le fait que la méthylation du Hg dans les sols prend normalement place lorsque les conditions en oxygène sont faibles et semble favorisée par la



présence de bactéries sulfatoréductrices (GILMOUR *et al.*, 1992 ; KERRY *et al.*, 1991). Plusieurs études récentes montrent l'importance de la formation du MeHg, particulièrement au niveau des horizons organiques des zones ripariennes (LEE *et al.*, 1994 ; ST. LOUIS *et al.*, 1994 ; BISHOP *et al.*, 1995). Les processus de décomposition de la matière organique inondée et le relargage des sous-produits de cette décomposition (éléments nutritifs, par exemple) semblent promouvoir la méthylation du Hg (BODALY *et al.*, 1997). Les taux de

Figure 12

Profils du méthylmercure et des taux de méthylation en fonction de la profondeur dans la plaine d'innondation du Tapajós (d'après ROULET *et al.*, 2001) et dans un réservoir en Guyane française (d'après ROULET et LUCOTTE, 1995).



méthylation sont aussi beaucoup plus rapides en milieu anaérobie que dans les environnements aérobies, l'oxygène étant consommé lors de la décomposition de la matière organique de la surface des sols inondés.

Dans la plaine d'inondation du Tapajós, l'inondation stimule la méthylation nette du Hg (GUIMARÃES *et al.*, 2000) et l'accumulation du MeHg (Roulet *et al.*, 2001) à la surface des sols d'*igapó* (forêt inondable). L'inondation saisonnière a pour effet de tripler les concentrations de MeHg mesurées en surface des sols. Les litières et les horizons organiques inondés contiennent 10 à 20 fois plus de MeHg que les sédiments au centre des lacs, les taux nets de méthylation y étant également plus importants (fig. 12). La décomposition de matière organique fraîche et labile, en conditions d'anaérobie, à la surface des sols d'*igapó* après l'inondation saisonnière semble être le principal facteur conduisant à la production de MeHg (ROULET *et al.*, 2001).

La même accumulation de MeHg est observée dans les oxisols inondés depuis huit ans du réservoir de la SAOR (fig. 12). La plus forte accumulation de MeHg (5-20 % du Hg total) est enregistrée à la surface des sols hydromorphes inondés qui présentent aussi une plus importante accumulation de matière organique (ROULET et LUCOTTE, 1995).

VOLATILISATION

Comme la surface des plans d'eau, les sols et la végétation sont des sources de Hg^0 dans l'atmosphère. Des travaux récents ont montré que la température, la lumière, les mouvements d'air étaient des paramètres importants pour les échanges gazeux entre les surfaces terrestres et l'atmosphère (POISSANT et CASIMIR, 1998). Les conditions météorologiques jouent donc un rôle majeur dans la volatilisation du Hg^0.

Les résultats obtenus par AMOUROUX *et al.* (1999) en Guyane française indiquent que ces facteurs jouent un rôle similaire en forêt tropicale. Dans cette étude, des échantillons d'air ont été collectés au camp d'orpailleurs de Dorlin, en hauteur, au-dessus d'une surface déforestée et ouverte, et sous forêt en aval du camp sur les berges de la rivière Petit Inini. Les mesures de Hg^0 indiquent que le Hg peut non seulement provenir des sources locales anthropiques (orpaillage) mais aussi de sources naturelles. Le Hg^0 peut être émis par la végétation et la surface de la rivière, comme le mentionnent ces auteurs, mais aussi probablement par la surface des sols. Les échantillons collectés en hauteur et en milieu déboisé représentent la couche bien mélangée qu'on retrouve au-dessus de la canopée de la forêt et qui peut être considérée comme le

niveau de base des concentrations en Hg^0 dans le bassin pour la période étudiée (AMOUROUX *et al.*, 1999). D'un autre côté, les plus fortes concentrations observées au-dessus du sol dans la forêt peuvent être le résultat d'une sorte d'effet de serre retenant le Hg^0 sous la canopée.

Il apparaît que le cycle atmosphérique dans la forêt tropicale est probablement plus dynamique que dans les environnements tempérés déjà bien étudiés, et qu'il nécessite des études plus approfondies (AMOUROUX *et al.*, 1999). Finalement, la part des émissions des sols, comparée aux dépôts de Hg, ainsi que leur rôle dans le cycle interne sous forêt du Hg^0 doivent être quantifiés afin de développer des bilans de masse plus précis du Hg dans les bassins versants forestiers (LINDBERG *et al.*, 1992).

CONCLUSION

Les sols amazoniens sont relativement riches en Hg par rapport aux sols des régions tempérées et boréales. Il y est en majeure partie retenu par les oxyhydroxydes de Fe, soit directement, soit indirectement par l'intermédiaire des substances humiques complexantes adsorbées sur les surfaces minérales. Le Hg présent dans les sols d'Amazonie est essentiellement d'origine naturelle, sauf très localement à proximité de sources anthropiques modernes (mines ou orpaillage). Les sols constituent donc un réservoir majeur de Hg d'origine naturelle en région amazonienne, susceptible d'être remobilisé par différents processus.

L'évolution pédogéochimique des surfaces terrestres d'Amazonie conduit à une exportation du Hg initialement présent dans les sols vers les axes de drainage. Les systèmes transformants oxisols-ultisols-spodosols et oxisols-ultisols-sols hydromorphes, caractéristiques de nombreuses formations en Amazonie, sont en effet responsables de l'exportation lente du Hg accumulé naturellement sur plusieurs milliers, voire plusieurs millions, d'années dans les sols. L'érosion de ces derniers, suite à la déforestation et à leur exploitation agricole ou minière, conduit en revanche à une forte augmentation de l'exportation du Hg sous forme particulaire vers les axes de drainage. L'inondation des sols, après la mise en place d'un réservoir, peut augmenter la production et l'accumulation du MeHg dans les horizons organiques. Elle peut aussi per-

mettre le relargage du Hg vers la colonne d'eau du fait de la réduction et de la dissolution des oxyhydroxydes de Fe.

Enfin, il faut noter que la volatilisation et le cycle sol-atmosphère-végétation du Hg sous forêt sont complètement inconnus, ce qui empêche une interprétation complète du cycle du Hg en milieu terrestre amazonien.

[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.

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.

ANDERSSON A., 1970. On the geochemical of mercury. *Grundförbättring*, 20 : 95-105.

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.

AULA I., BRAUNSCHWEILER H., LAINO T., MALIN I., PORVARI P., HATANAKA T., LODENIUS M., JURAS A., 1994. « Levels of mercury in the Tucurui Reservoir and its surrounding area in Pará, Brazil ». *In* WATRAS C.J., HUCKABEE J.W. (éd.) : 21-40.

BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.), 1999. *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a global pollutant (May 23-27 1999, Rio de Janeiro, Brasil), Book of abstracts*, Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia Mineral, 592 p.

BECKERT 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.

BIGHAM J.M., GOLDEN D.C., BUOL S.W., WEED S.B., BOWEN L.H., 1978. Iron oxide mineralogy of well-drained Ultisols and Oxisols. II. Influence on color, surface area, and phosphate retention. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42 : 825-830.

BISHOP K., LEE Y.H., PETTERSEN C., ALLARD B., 1995. Methylmercury in runoff from the Svartberget Catchment in Northern Sweden during a stormflow episode. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 221-224.

BODALY R.A., ST. LOUIS V.L., PATERSON M.J., FUDGE R.J.P., HALL B.D., ROSENBERG D.M., RUDD J.W.M., 1997. « Bioaccumulation of mercury in the aquatic food chain in newly flooded areas ». *In* SIGEL A.,

SIGEL H. (éd.) : *Metal ions in biological systems*, New York, Marcel Dekker : 259-287.

BORGAARD O.K., 1982. The influence of iron oxides on the surface areas of soils. *J. Soil Sci.*, 33 : 443-449.

BOTSCHEK J., FERRAZ J., JAHNEL M., SKOWRONEK A., 1996. Soil chemical properties of a toposequence under primary rain forest in the Itacoatiara vicinity (Amazonas, Brasil). *Geoderma*, 72 : 119-132.

BOULET R., LUCAS Y., FRITSCH E., PAQUET H., 1993. « Géochimie des paysages : le rôle des couvertures pédologiques ». *In : Sédimentologie et géochimie de la surface*, à la mémoire de Georges Millot, Paris, Académie des sciences : 55-76.

BRAVARD S., RIGHI D., 1988. Characteristics of clays in an oxisol-spodosol toposequence in Amazonia (Brazil). *Clay Miner.*, 23 : 279-289.

BRINGMARK L., 1997. « Accumulation of mercury in soil and effects on soil biota ». *In* SIGEL A., SIGEL H. (éd.) : *Metals ions in biological systems. Vol. 34 : Mercury and its effects on environment and biology*, New York, Marcel Dekker : 161-184.

CARON B., 1997. Origine, ampleur et devenir des dépôts atmosphériques de mercure et de plomb du Moyen-Nord québécois, M.Sc. dissertation, univ. Québec, Montréal.

CHAUVEL A., LUCAS Y., BOULET R., 1987. On the genesis of soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Experientia*, 43 : 234-241.

CHAZIN J.D., ALLEN M.K., RODGER B.C., 1995. Measurement of mercury deposition using passive samplers based swedish (IVL)-design. *Atmos. Environ.*, 29 : 1201-1209.

COLLINS C.R., SHERMAN D.M., RAGNARSDOTTIR K.V., 1999. Surface complexation of Hg^{2+} on goethite : mechanism from EXAFS spectroscopy and density functional calculations. *J. Colloid Interface Sci.*, 219 : 345-350.

DUBROEUCQ D., VOLKOFF B., 1998. From oxisols to spodosols and histosols : evolution of the soil mantles in the Rio Negro basin. *Catena*, 32 : 245-280.

DUDAS M.J., PAWLUK S., 1976. The nature of mercury in Chernozemic and Luvisolic soils in Alberta. *Can. J. Soil Sci.*, 56 : 413-423.

DUMESTRE J.F., LABROUE L., GALY-LACAUX C., REYNOUARD C., RICHARD S., 1997. Biomasse et activités bactériennes dans la retenue et à l'aval du barrage de Petit-Saut (Guyane) : influence sur les émissions de méthane et la consommation d'oxygène. *Hydroécol. Appl.*, 9 : 139-167.

EYROLLLE F., FÉVRIER D., BENAIM J.-Y., 1993. Etude par DPASV de l'aptitude de la matière organique colloïdale à fixer et à transporter les métaux : exemples de bassins versants en zone tropicale. *Environ. Technol.*, 14 : 701-717.

FADINI P.S., JARDIM W.F., 1999. « Levels of mercury in Negro River basin in Amazon, Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 160.

FEICK G., JOHANSON E.E., YEAPLE D.S., 1972. *Control of mercury contamination in fresh water sediments*. Washington, Office of Research and Monitoring, Environ. Prot. Technol Ser. EPA-R2-72-077.

FELLER C., FRANCOIS C., VILLEMIN G., PORTAL J.-M., TOUTAIN F., MOREL J.-L., 1991. Nature des matières organiques asso-

ciées aux fractions argileuses d'un sol ferrallitique. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 312 : 1491-1497.

FERRARA F., PETRODINO A., MASERTI E., SERITTI A., BARGHIGIANI C., 1982. The biogeochemical cycle of mercury in the Mediterranean. Part II. Mercury in the atmosphere, aerosol and in rain of a northern Tyrrhenian area. *Environ. Technol. Lett.*, 3 : 449-456.

FISCHER R.G., RAPSOMANIKIS S., ANDRAE M.O., 1995. Bioaccumulation of methylmercury and transformation of inorganic mercury by macrofungi. *Environ. Sci. Technol.*, 29 : 993-999.

FORBES E.A., POSNER A.M., QUIRK J.P., 1974. The specific adsorption of inorganic Hg(II) species and Co(III) complex ions on goethite. *J. Colloid Interface Sci.*, 49 : 403-409.

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., OLIVEIRA S.M.B, GUIMARÃES J.R.D., FORTI M.C., MELFI A.J., BOULET R., FAVARO D.I.T., KRUG J.F., 1999. « Mercury accumulation in natural forested Amazonian soils ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 557.

FOSTIER A.-H., FORTI M.C., GUIMARÃES J.R.D., MELFI A.J., BOULET R., ESPÍRITO 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.

FRITSCH E., BOULET R., BOCQUIER G., DOSSO M., HUMBEL F.X., 1986. Les systèmes transformants d'une formation supergène de Guyane française et leurs modes de représentation. *Cah. Orstom, sér. Pédol.*, 22 : 361-395.

FRITSCH J.-M., SARRAILH J.-M., 1986. Les transports solides dans l'écosystème forestier tropical humide guyanais : effet du défrichement et de l'aménagement de pâturage. *Cah. Orstom, sér. Pédol.*, 22 : 209-222.

GILMOUR C.C., HENTY E.A., MITCHELL R., 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 26 : 2281-2287.

GRACEY H.I., STEWART J.W.B., 1974. Distribution of mercury in Saskatchewan soils and crops. *Can. J. Soil Sci.*, 54 : 105-108.

GRIGAL D.F., NATER E.A., HOMANN P.S., 1994. « Spatial distribution patterns of mercury in an East-Central Minnesota landscape ». *In* WATRAS C.J., HUCKABEE J.W. (éd.) : 305-312.

GRIMALDI M., BOULET R., 1990. Relation entre l'espace poral et le fonctionnement hydrodynamique d'une couverture pédologique sur socle en Guyane française. *Cah. Orstom, sér. Pédol.*, 25 : 263-275.

GRIMALDI C., GRIMALDI M., BOULET R., 1992. « Etude d'un système de transformation sur schiste en Guyane française. Approches morphologique, géochimique et hydrodynamique ». *In : Organisation et fonctionnement des altérites et des sols (Bondy, France, 5-9 février 1990)*, Paris, Orstom : 81-98.

GRIMALDI C., FRITSCH E., BOULET R., 1994. Composition chimique des eaux de nappe et évolution d'un matériau ferrallitique en présence du système muscovite-kaolinite-quartz. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 319, sér. IIa : 1383-1389.

GRIMALDI C., PEDRO G., 1996. Importance de l'hydrolyse acide dans les systèmes pédologiques des régions tropicales humides. Rôle de la forêt et conséquences sur la genèse des sables blancs tropicaux. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 323, sér. IIa : 483-492.

GRIMALDI C., GRIMALDI M., 1999. *Programme Mercure en Guyane du CNRS-PEVS, volet Sols. Distribution spatiale du mercure dans les sols. Rapport de mission de juin 1998 à Dorlin.* Paris, CNRS-PEVS.

GRIMALDI M., GRIMALDI C., DUTIN G., 2000. *Programme Mercure en Guyane du CNRS-PEVS, volet Sols. Distribution spatiale du mercure dans les sols. Rapport de mission de juin 1999 à Petit-Saut.* Paris, CNRS-PEVS.

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.

GUEHL J.-M., 1984. Dynamique de l'eau dans le sol en forêt tropicale humide guyanaise. Influence de la couverture pédologique. *Ann. Sci. For.*, 41 : 195-236.

GUIMARÃES J.R.D., FOSTIER A.H., FORTI M.C., MELFI J.A., KEHRIG H., MAURO J.B.N., MALM O., KRUG J.F., 1999. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. *Ambio*, 28 : 296-301.

GUIMARÃES J.R.D., ROULET M., LUCOTTE M., MERGLER D., 2000. Mercury methylation potentials along a lake-forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon : seasonal and vertical variations. *Sci. Total Environ.*, 261 (1-3) : 91-98.

HULTBERG H., MUNTHE J., IVERFELDT Å., 1995. Cycling of methyl mercury and mercury. Responses in the forest roof catchment to three years of decreased atmospheric deposition. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 415-424.

IRION G., 1984. Sedimentation and sediments of Amazonian rivers and evolution of the Amazonian landscape since Pliocene times. *In* STOLI H. (éd.) : *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*, Dordrecht, W. Junk Publishers.

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.

KERRY A., WELBOURN P.M., PRUCHA B., MIERLE G., 1991. Mercury methylation by sulphate-reducing bacteria from sediments of an acid stressed lake. *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 565-575.

LACERDA L.D., SALOMONS W., 1991. *Mercury in the Amazon. A chemical time bomb ?* Harem, Dutch Ministry of Housing, Physical Planning and the Environment, 46 p.

LECHLER P.J., MILLER J.R., LACERDA L.D., VINSON D., BONZONGO J.-C., LYONS W.B., WARWICK J.J., 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon : a function of natural enrichments ? *Sci. Total Environ.*, 260 : 87-96.

LEE Y.-H., BORG G.C., IVERFELDT Å., HULTBERG H., 1994. « Fluxes and turnover of methylmercury : mercury pools in forest soils ». *In* WATRAS C.J., HUCKABEE J.W. (éd.) : 329-341.

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 and Sons : 535-560.

LINDBERG S.E., HARRIS R.C., 1985. « Mercury in rain and throughfall in a tropical rain forest ». *In : Proceedings of the Fifth International Conference on Heavy metals in the environment*, Edinburg, CEP Consultants Publishers, I : 527-529.

LINDBERG S.E., MEYERS T.P., TAYLOR G.E., TURNER R.R., SCHROEDER W.H., 1992. Atmosphere-surface exchange of mercury in a forest : results of modeling and gradient approaches. *J. Geophys. Res.*, 97 : 2519-2528.

LINDQVIST O., RHODES H., 1985. Atmospheric mercury. A review. *Tellus*, 37B : 136-159.

LUCAS Y., CHAUVEL A., BOULET R., RANZANI G., SCATOLINI F., 1984. Transição Latossolos-podzóis sobre a formação barreiras na região de Manaus, Amazônia. *R. Brasil. Ci. Solo*, 8 : 325-335.

LUCAS Y., BOULET R., CHAUVEL A., VEILLON L., 1987. « Systèmes sols ferrallitiques-podzols en région amazonienne ». *In* RIGHI D., CHAUVEL A. (éd.) : *Podzols et podzolization*, AFES/INRA : 53-65.

LUCAS Y., CHAUVEL A., 1992. « Soil formation in tropically weathered terrains ». *In* BUTT C.R.M., ZEEGERS H. (éd.) : *Handbook of exploration of tropically weathered terrain. Soil, laterite, and saprolite geochemistry in mineral exploration of tropically weathered terrains*, Amsterdam, Elsevier : 57-76.

LUCAS Y., LUIZÃO F.J., CHAUVEL A., ROUILLER J., NAHON D., 1993. The relation between biological activity of the rain forest and mineral composition of soils. *Science*, 260 : 521-523.

LUCAS Y., NAHON D., CORNU S., EYROLLE F., 1996. Genèse et fonctionnement des sols en milieu équatorial. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 322 : 1-16.

MACLEAN A.J., 1974. Mercury in plants and retention of mercury by soils in relation to properties and added sulfur. *Can. J. Soil Sci.*, 54 : 287-292.

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*, Edinburg, CEP Consultants Publishers, I : 515-518.

MARINS R.V., IMBASSAY J.A., PFEIFFER W.C., BASTOS W.R., 1991. « Contaminação atmosférica de mercúrio em area produtora de ouro no distrito de Poconé, MT ». *In : Proceedings of the First International Symposium on Environmental Studies, Tropical Humid Forests*, 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.

MCKEAGUE J.A., KLOSTERMAN B., 1974. Mercury in horizons of some soil profiles in Canada. *Can. J. Soil Sci.*, 54 : 503-507.

MCKENZIE R.M., 1980. The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Austr. J. Soil Res.*, 18 : 61-73.

MIERLE G., INGRAM R., 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 349-357.

MUNTHE J., HULTBERG H., IVERFELDT Å., 1995. Mechanisms of deposition of mercury and methylmercury to coniferous forest. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 363-371.

PARFITT R.L., FRASER A.R., FARMER V.C., 1977. Adsorption on hydrous oxides. III. Fulvic acid and humic acid on goethite, gibbsite and imogolite. *J. Soil Sci.*, 28 : 289-296.

PFEIFFER W.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. Rev.*, 1 : 26-37.

PIRONNE N., GLINSORN G., KEELER G.J., 1995. Ambient levels and dry deposition fluxes of mercury to lakes Huron, Erie and St. Clair. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 179-188.

POISSANT L., CASIMIR A., 1998. Water-air and soil-air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites. *Atmos. Environ.*, 32 : 883-893.

POISSANT L., PILOTE M., 1998. Mercury concentrations in single event precipitation in Southern Quebec. *Sci. Total Environ.*, 213 : 65-72.

PUTZER H., 1984. « The geological evolution of the Amazon basin and its mineral resources ». *In* SIOLI H. (éd.) : *The Amazon. Limnology and lanscape ecology of a mighty tropical river and its basin*, Dordrecht, W. Junk Publishers : 15-46.

RIGHI D., BRAVARD S., CHAUVEL A., RANGER J., ROBERT M., 1990. In situ study of soil processes in an oxisol-spodosol sequence of Amazonia (Brazil). *Soil Sci.*, 150 : 438-445.

ROCHE M.A., 1990. « Hydrologie et érosion de l'écosystème forestier guyanais ». *In* SARRAILH J.-M. (éd.) : *Mise en valeur de l'écosystème forestier guyanais*, INRA/CTFT : 47-64.

ROGERS R.D., 1977. Abiological methylation of mercury in soil. *J. Environ. Qual.*, 6 : 463-467.

ROULET M., LUCOTTE M., 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 1079-1088.

ROULET M., LUCOTTE M., SAINT-AUBIN A., TRAN S., RHÉAULT I., FARELLA N., DE JESUS DA SILVA E., DEZENCOURT J., SOUSA PASSOS C.J., SANTOS SOARES G., GUIMARÃES J.R.D., MERGLER D., AMORIM M., 1998. The geochemistry of Hg in Central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará state, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 223 : 1-24.

ROULET M., LUCOTTE M., FARELLA 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.

ROULET M., GUIMARÃES J.R.D., LUCOTTE M., 2001. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain. Effects of seasonal inundation. *Water Air Soil Pollut.*, 128 (1-2) : 41-60.

SCHUSTER E., 1991. The behavior of mercury in the soil with special emphasis on complexation and adsorption pro-

cesses. A review of the literature. *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 667-680.

SCHWESIG D., ILGEN G., MATZNER E., 1999. Mercury and methylmercury in upland and wetland acid forest soils of a watershed in NE-Bavaria, Germany. *Water Air Soil Pollut.*, 113 : 141-154.

SEMU E.B., SINGH R., SELMER-OLSEN A.R., 1986. Adsorption of mercury compounds by tropical soils. I. Adsorption in soil profiles in relation to their physical, chemical, and mineralogical properties. *Water Air Soil Pollut.*, 27 : 19-27.

SILVEIRA E.G., BASTOS W.R., MALM O., BONOTTO D.M., *à paraître*. Characterization of mercury in bottom sediments and rocks in Madeira river, Brazil, between Teotônio and Santo Antônio waterfalls. *Environ. Res.*

ST. LOUIS V.L., RUDD J.W.M., KELLY C.A., BEATY K.G., BLOOM N.S., FLETT R.J., 1994. Importance of wetlands as sources of methyl mercury to boreal forest ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 1065-1076.

TIPPING E., 1981. The adsorption of aquatic humic substances by iron oxides. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45 : 191-199.

TRICART J., 1975. Influence des oscillations climatiques récentes sur le modelé en Amazonie orientale (Région de Santarém) d'après les images de radar latéral. *Z. Geomorph. N. F.*, 19 : 140-163.

TROST P.B., BISQUE R.E., 1972. « Distribution of mercury in residual soils ». *In* HARTUNG R., DINMAN D.B. (éd.) : *Environmental mercury contamination*, Ann Arbor Sci. Publ. Inc. : 178-196.

TRUMBORE S.E., 1993. Comparison of carbon dynamics in tropical and temperate soil using radiocarbon measurements. *Global Biogeochem. Cycles*, 7 : 275-290.

TÜMPLING W.V., WILKEN R.D., EINAX J., 1996. « Mercury deposition resulting from the setting on fire grasslands. Estimation of the annual mercury deposition of the tropical northern Pantanal Region, Central Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 478.

VANDAL G.M., MASON R.P., FITZGERALD F., 1991. Cycling of volatile mercury in temperate lakes. *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 791-803.

VEILLON L., 1990. *Sols ferrallitiques et podzols en Guyane septentrionale. Relations entre systèmes de transformations pédologiques et évolution historique d'un milieu tropical humide et forestier.* Thèse, univ. Paris-VI, 195 p.

WATRAS C.J., HUCKABEE J.W. (éd.), 1994. *Mercury pollution : integration and synthesis.* Boca Raton, Lewis Publishers, 727 p.

WATRAS C.J., MORRISON K.A., HOSTE J.S., 1995. Concentration of mercury species in relationship to other site-specific factors in the surface waters of northern Wisconsin lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 40 : 556-565.

XU H., ALLARD B., 1991. Effects of a fulvic acid on the speciation and the mobility of mercury in aqueous solutions. *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 709-717.

ZEIDEMANN V.K., 1998. *A geoquímica de mercúrio em solos da bacia do rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio.* Dissertação de Mestre em Ciências Biológicas, INPA-UA, Manaus, 75 p.

Laurence MAURICE-BOURGOIN

Le mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien

Transfert du mercure des sols aux milieux aquatiques, spéciation, transport et sédimentation dans les rivières et plaines d'inondation

L'entrée du mercure (Hg) dans la biosphère se fait :

■ par voie naturelle dans des zones de fragilité de la croûte terrestre (siège de tremblements de terre et d'activités volcaniques), sous forme de vapeurs de Hg émises à partir du manteau terrestre, ainsi que par la solubilisation de certaines roches comme les schistes carbonatés formés dans des environnements anoxiques et riches en sulfures ;

■ par voie anthropique en des lieux plus ponctuels de rejets de mercure provenant d'activités industrielles, artisanales et domestiques, sous diverses formes organiques et inorganiques, à l'état solide, liquide ou gazeux, selon le cas.

La répartition du Hg à la surface de la planète n'est pas pour autant étroitement dépendante des sources, qu'elles soient zonales ou ponctuelles. Sa volatilité élevée le prédispose à des transports atmosphériques, tandis que ses propriétés chimiques de complexation aux matériaux colloïdaux (matière organique et argiles) favorisent son transport par voie fluviale.

Si on se réfère au bilan établi pour le milieu océanique par COSSA *et al.* (1996), les fleuves représentent la principale voie de transport du mercure à la surface de la planète. En effet, les océans recevraient environ 4,7 x 10^6 moles de Hg par an par voie fluviale, contre à peine 2 x 10^6 moles par an par voie atmosphérique. D'où l'importance qu'il faut accorder aux transports fluviaux dans la dissémination du Hg à la surface de la terre.

De même faut-il souligner la part prise par les activités anthropiques dans les entrées de Hg dans la biosphère. Les travaux de MASON *et al.* (1994) ont montré que les concentrations de Hg dans les océans et dans l'atmosphère ont triplé au cours de ce dernier siècle. Les émissions anthropiques de vapeurs de

Hg seraient responsables de cette augmentation. La moitié du Hg émis retomberait non loin de la source, tandis que l'autre moitié entrerait dans le cycle atmosphérique global.

En milieu amazonien, les études sur le transfert du Hg des sols aux milieux aquatiques ainsi que sur son transport et sa sédimentation dans les rivières et les plaines d'inondation ont été retardées en raison des difficultés que posaient l'échantillonnage, la conservation et la mesure du Hg dissous dans les eaux. L'application d'un protocole rigoureux portant sur le mode de prélèvement (technique « ultrapropre » de AHLERS *et al.*, 1990), la conservation des échantillons, leur traitement et leur analyse (technique hautement sensible de fluorescence atomique ; COSSA *et al.*, 1995) ont permis ces dernières années d'obtenir des résultats fiables concernant le mercure total dans les eaux de surface du bassin amazonien (VINSON *et al.*, 1997 ; MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1997, 1999 a et b ; ROULET *et al.*, 1998 et *à paraître*) et ainsi de corriger les très fortes valeurs publiées jusque-là (compilées par LACERDA et SALOMONS dans PFEIFFER *et al.*, 1989, 1991). Les concentrations en mercure total dans les eaux de surface du bassin amazonien sont généralement comprises entre 1 et 30 ng/l ; des valeurs supérieures peuvent être mesurées dans des cas particuliers tels que les eaux sortant d'une mine (TELMER *et al.*, 1999) ou les eaux de début de crue des tributaires andins, lorsqu'ils sont fortement chargés en matériel en suspension (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 b).

Les transports hydriques ne jouent pas qu'un rôle neutre de redistribution du Hg à partir de ses diverses sources. Le Hg est susceptible d'être véhiculé vers des sites où il est transformé en méthylmercure (MeHg), point de départ de la contamination mercurielle des humains *via* la chaîne trophique. D'où la nécessité de présenter un bilan de nos connaissances sur les processus de transfert du milieu terrestre vers le milieu aquatique ainsi que de transport et de sédimentation du Hg en milieu fluvial et lacustre.

GÉNÉRALITÉS SUR LE CONCEPT D'HYDROSYSTÈME FLUVIAL : LE CAS DU BASSIN AMAZONIEN

Le bassin amazonien, qui occupe une superficie de 6,11 millions de kilomètres carrés, est le plus grand bassin hydrographique continental. Situé en

zone intertropicale, sa pluviosité annuelle moyenne est de 2 460 mm et le débit moyen de l'Amazone est estimé à 209 000 m^3/s à l'embouchure de l'océan Atlantique (MOLINIER *et al.*, 1997). Une des particularités de ce fleuve réside dans sa partie montagneuse, à l'ouest de son bassin, à savoir la chaîne andine de Bolivie, du Pérou et de l'Equateur qui représente un peu plus de 10 % de la superficie totale du bassin (fig. 1). Cette chaîne constitue une barrière orographique sur laquelle viennent buter les masses d'air chaudes et humides d'origine atlantique, les maximums pluviométriques du bassin amazonien étant enregistrés sur les premiers reliefs du bassin du Rio Negro et à proximité des piémonts andins (SALATI et MARQUES, 1984 ; Roche *et al.*, 1990).

Depuis les travaux de SCHUMM (1977), le bassin versant est décomposé schématiquement en une *zone de production* constituée par les reliefs, une *zone de sédimentation* constituée par les plaines alluviales, deltas et estuaires et, entre les deux, une *zone de transfert*. Chaque zone, comme son qualificatif l'indique, se caractérise par une fonction dominante. Mais cela n'exclut pas que des phénomènes de sédimentation puissent être observés dans les zones

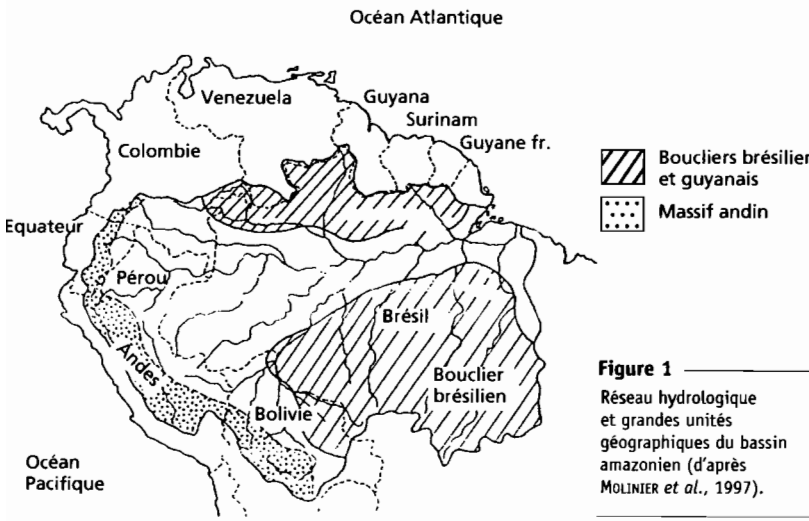


Figure 1
Réseau hydrologique et grandes unités géographiques du bassin amazonien (d'après MOLINIER *et al.*, 1997).

de production et de transfert, et inversement que des phénomènes érosifs soient fréquemment notés dans les zones de transfert et de sédimentation (érosion des berges, par exemple).

Dans le cas des grands bassins fluviaux tels que le bassin amazonien, la zone de production est généralement d'extension géographique limitée (reliefs de chaîne active en bordure et à l'amont du bassin), et les zones de transfert et de sédimentation, fréquemment confondues et largement imbriquées entre elles, apparaissent sur de vastes bassins sédimentaires. Au cours du cycle hydrologique annuel, une dynamique transversale s'installe entre le fleuve et les zones d'inondation interconnectées à celui-ci (flux bidirectionnels), qui va contrôler l'équilibre spatial et temporel des processus de transfert et de sédimentation (AMOROS et PETTS, 1993). Dans le bassin amazonien, ces zones humides – les *várzeas* – s'étendent sur plus de 300 000 km^2 et sont le lieu d'une forte productivité biologique (JUNK *et al.*, 1989).

Le relief et le climat sont donc les deux moteurs de la dynamique de transfert de matière à la surface de la terre, et les plus forts taux d'érosion sont ainsi observés dans les bassins des chaînes de montagnes actives de la ceinture tropicale. Le taux d'érosion moyen de la chaîne andine a été estimé à 3 200 tonnes par kilomètre carré et par an, soit 1,3 mm par an (GUYOT, 1993). Bien que de très fortes hétérogénéités spatiales existent, dues aux régimes locaux des précipitations et à la nature lithologique des bassins versants, il est intéressant de constater que ce taux moyen d'érosion correspond au double du taux de surrection de la chaîne andine, calculé sur de plus longues périodes par trace de fission (BENJAMIN *et al.*, 1987). La production sédimentaire issue des Andes est transportée par les tributaires du bassin amazonien vers l'océan Atlantique. A la sortie des Andes, en raison du brutal changement de gradient topographique, la capacité de transport des cours d'eau chute rapidement (GUYOT *et al.*, 1999), entraînant une abondante sédimentation dans les piémonts andins où la subsidence est très active (BABY *et al.*, 1997). Dans le bassin du Rio Madeira, seulement 40 % du matériel érodé dans les Andes parvient ainsi à l'Amazone (GUYOT, 1993).

Le transfert sédimentaire (transport/sédimentation) dans les plaines d'inondation des grands bassins fluviaux est également conditionné par les mouvements structuraux récents (MERTES *et al.*, 1996 ; DUNNE *et al.*, 1998) et la dynamique hydrologique actuelle (MEADE *et al.*, 1985 ; OLIVRY *et al.*, 1995).

Les grandes régions hydrologiques du bassin amazonien apparaissent dans la figure 1. Elles rendent compte de la diversité des caractéristiques lithographiques, géomorphologiques, météorologiques et hydrologiques des divers sous-bassins. Cette diversité est à l'origine des trois grandes classes d'eaux, distinguées par SIOLI dès 1975.

Les eaux *blanches*, originaires des Andes et fortement chargées en sédiments (jusqu'à plusieurs grammes de matériaux particulaires par litre, en crue), de couleur ocre, sont fortement minéralisées et présentent de très faibles concentrations en carbone organique et un pH neutre ; c'est le cas du Rio Madeira, du Rio Madre de Dios et du Rio Solimões. Le Rio Branco, comme son nom l'indique, est aussi classé parmi les eaux blanches mais provient du bouclier guyanais.

Les eaux *claires*, issues des boucliers brésilien et guyanais, sont pauvres en matières en suspension. Limpides et de couleur vert-jaune à vert olive, elles sont le siège de blooms phytoplanctoniques réguliers mais présentent de grandes hétérogénéités dans leur contenu en ions majeurs ; c'est le cas du Rio Itenez-Guapore, du Rio Xingu et du Rio Tapajós, ainsi que de leurs tributaires, les rios Juruena et São Manoel. En Guyane française, les principaux fleuves sont tous de ce type.

Les eaux *noires*, ou « Coca-Cola Rivers », drainent généralement des bassins forestiers et podzoliques, donc riches en matière organique dégradée de type acides humiques et fulviques, acidifiant très fortement leur pH. Ces eaux sont transparentes et de couleur brune, très faiblement minéralisées et très peu chargées en suspensions ; c'est le cas du fameux Rio Negro, du Rio Içana et du Rio Cururú.

TRANSFERTS DU MERCURE DES SOLS AUX RIVIÈRES

Sous certaines conditions environnementales, le Hg des sols est exporté vers les milieux aquatiques. L'intensité des processus d'érosion physique et chimique, à l'origine des transferts de matières et solutés des sols aux rivières, dépend de multiples facteurs liés :

- aux caractéristiques lithologiques et géomorphologiques du réseau de drainage ;

- aux régimes météorologique et hydrologique ;
- à la nature des couvertures pédologiques et des couvertures végétales ;
- à la richesse des sols en molécules organiques et minérales auxquelles le mercure est préférentiellement associé.

L'infiltration, la lixiviation, la dissolution et la précipitation, actives dans les horizons de surface, ainsi que le ruissellement sont les processus majeurs de transfert de solutés des sols vers les eaux de surface. Lorsque l'intensité des précipitations dépasse la capacité d'absorption du sol, il y a excès d'infiltration ; il en résulte un écoulement de surface. Dans des bassins de drainage boisés possédant de grandes capacités d'infiltration, des études réalisées à l'isotope ^{18}O ont montré qu'une eau ancienne stockée dans le sol peut contribuer pour 40 à 95 % à l'écoulement total (DEWALLE *et al.*, 1988). DUNNE (1978) a établi que le volume de ces écoulements subsuperficiels est de deux ordres de grandeur inférieur au volume des ruissellements de surface pour des bassins supérieurs à 0,02 km^2. D'autre part, il a été démontré que les réseaux de canaux éphémères au sein du sol contribuent, au début de l'hydrogramme de crue, à plus de 50 % de l'écoulement des averses (WWA, 1987). Cette observation est à relier aux fortes concentrations en mercure enregistrées dans les rivières au cours de la montée de crue (ROULET *et al.*, *à paraître* ; MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 b).

Le lessivage des sols par ruissellement superficiel et subsuperficiel entraîne donc le départ du mercure, principalement associé aux particules organominérales fines, vers les milieux aquatiques. Par exemple, de fortes concentrations en mercure dissous sont mesurées dans les rivières d'eaux noires, particulièrement riches en substances humiques donc en matière organique colloïdale (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b) pour laquelle le Hg présente une grande affinité. Il a été estimé que, dans le bassin du Tapajós, le ravinement et l'érosion sont responsables du transfert, par centimètre de sol érodé, de 500 à 3 000 µg de Hg par mètre carré vers l'environnement aquatique (ROULET *et al.*, 1999) ; le Hg transféré se trouvant essentiellement sous forme particulaire. Ces transferts de matière sont considérablement amplifiés sur les sols dénudés après déforestation et contribuent à l'augmentation des concentrations de mercure dans les eaux de surface de sous-bassins versants amazoniens non affectés par les activités d'orpaillage.

En milieu équatorial, la genèse et le fonctionnement des sols couplés à l'écoulement latéral permettent d'expliquer le transfert de certains solutés

dans les eaux de surface. L'activité biologique dans les horizons de surface minéralise la litière végétale et produit des composés organiques « agressifs », dissolvant localement les minéraux présents. L'aluminium et le fer, ainsi relâchés dans la solution du sol, se complexent en grande partie à la matière organique présente (EYROLLE *et al.*, 1993).

On distingue deux grands types de sols en milieu tropical : les sols ferrallitiques et les podzols.

Dans les *sols ferrallitiques*, la solution du sol s'infiltre lentement et régulièrement jusqu'à la nappe profonde dont l'écoulement latéral alimente ensuite les cours d'eau (LUCAS *et al.*, 1996). Les matières organiques complexantes restent bloquées par les surfaces minérales en sommet de profil et sont condensées ou minéralisées. Il en résulte que la majeure partie du Fe et de l'Al reste immobilisée dans le profil (sous forme de kaolinite, gibbsite et gœthite), et les eaux qui s'écoulent vers les eaux de surface sont alors pauvres en matière organique, Fe et Al, et riches en Si (fig. 2). La plupart des éléments sont transportés dans la phase dissoute, sauf environ 10 % de Si qui est transporté dans la phase particulaire et 50 % d'Al dans la phase colloïdale, probablement sous forme d'hydroxydes et de complexes organométalliques.

Par ailleurs, les sols ferrallitiques amazoniens, à la lumière de travaux récents effectués en Amazonie brésilienne et en Guyane française, apparaissent comme un immense réservoir de mercure (voir annexe 2). Ce dernier s'accumule dans les horizons minéraux en association étroite avec les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium. Les charges cumulées de Hg dans les vingt premiers centimètres varient entre 10 et 30 mg/m^2, dans la région du Tapajós, à 70 mg/m^2, dans les sols très argileux et riches en oxyhydroxydes de Guyane française (ROULET *et al.*, 1999). Ces chiffres sont jusqu'à dix fois supérieurs à ceux observés dans les sols des régions tempérées de l'hémisphère Nord.

En effet, le mercure contenu dans les sols ne provient pas uniquement des apports dus aux activités d'orpaillage menées dans tout le bassin amazonien depuis près d'un siècle mais en grande partie d'une accumulation sur plusieurs centaines d'années, résultant du cycle atmosphérique naturel du mercure et de la pédogenèse.

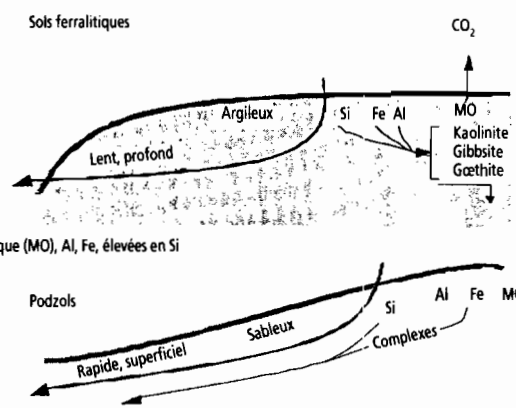
Dans les *podzols* et les *sols en voie de podzolisation*, comme ceux rencontrés dans le haut bassin du Rio Negro, les solutions circulent rapidement à travers des matériaux sableux très poreux dont les faibles surfaces d'échange

ne retiennent pas la matière organique. Les complexes organométalliques produits dans les horizons de surface migrent latéralement vers les axes de drainage, ce qui entraîne une exportation précoce de Fe et d'Al dans les eaux de surface (fig. 2 ; LUCAS *et al.*, 1996). La complexation du fer par la matière organique favorise la dissolution de la gœthite et des agrégats argileux, et donc leur migration vers les eaux de surface. Le Fe et probablement l'Al sont transportés sous forme de complexes organométalliques dans la phase colloïdale (EYROLLE *et al.*, 1993).

En région amazonienne, la remobilisation du Hg des sols ferrallitiques vers les milieux aquatiques peut donc résulter de l'évolution naturelle des couvertures pédologiques à travers des processus comme l'arénisation et la podzolisation (ROULET *et al.*, 1998 ; ZEIDEMANN *et al.*, 1999). Ces processus sont caractéristiques de l'évolution de nombreux systèmes de sols amazoniens. L'arénisation correspond à l'érosion sélective des argiles fines riches en oxyhydroxydes et donc en Hg, le long des pentes, sous l'influence du drainage oblique. La podzolisation, résultat de l'action conjointe des processus d'acidification et de lessivage, conduit à la destruction des matériaux argileux puis à la formation de complexes organométalliques et à leur exportation. Dans les horizons minéraux de sols du bassin du Rio Negro, les charges en mercure mesurées et intégrées sur une profondeur de 60 cm sont comprises entre 38 et

Figure 2

Schéma du fonctionnement biogéochimique des sols ferrallitiques et des podzols en milieu tropical (d'après LUCAS *et al.*, 1996).



77 mg/m^2 ; elles sont supérieures à celles enregistrées dans les horizons organiques, comprises entre 2 et 15 mg/m^2 (ZEIDEMANN, 1998). Ces résultats attestent le rôle majeur joué par les surfaces minérales dans l'accumulation du mercure dans les sols. Cependant, le principal processus qui influence fortement les concentrations en mercure dans les rivières d'eaux noires est celui de lixiviation latérale, favorisé par le drainage oblique (ZEIDEMANN, 1998). La mobilité du mercure est accrue par les conditions d'humidité permanente qui règnent dans les zones de podzols et de sols hydromorphes, favorisant le relargage du mercure dans le réseau hydrique ; le bassin du Rio Negro en est un exemple.

SPÉCIFICITÉ DES DIFFÉRENTES CLASSES GÉOCHIMIQUES D'EAUX ET CONSÉQUENCES SUR LA DISTRIBUTION DU MERCURE DANS LE BASSIN AMAZONIEN

Le transport, la spéciation et la transformation du mercure dans les eaux de surface sont largement contrôlés par le cycle de la matière organique ; cependant, dans les eaux pauvres en composés organiques, les oxyhydroxydes de Fe, d'Al et de Mn ainsi que les composés sulfureux et les minéraux argileux constituent d'excellents ligands pour les métaux lourds tels que le Hg.

La distribution du mercure dans la colonne d'eau, entre les phases dissoute et particulaire, est largement influencée par les caractéristiques géochimiques de chaque type d'eau et par la nature de ses liaisons avec la matière organique et les oxyhydroxydes. En Amazonie centrale, la matière organique colloïdale est à l'origine d'une part importante du transport du Fe et de l'Al ainsi que d'autres métaux dissous (EYROLLE *et al.*, 1996).

Plusieurs travaux récents (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b ; ROULET *et al.*, *à paraître*) semblent démontrer que les niveaux de concentration de Hg dans l'eau des rivières amazoniennes sont parfaitement en accord avec leur division en différents types d'eaux (tabl. I).

LES EAUX BLANCHES

Les fortes concentrations en Hg dans les eaux blanches sont dues essentiellement aux fortes charges de matériel en suspension provenant de l'érosion des sous-bassins andins.

Le Rio Madeira, l'un des principaux tributaires d'eaux blanches de l'Amazone, illustre bien ce type d'eau. Les suspensions proviennent en grande partie de l'intense érosion du massif andin durant la saison des pluies, qui dure de novembre à avril. Dans les rivières andines, la charge sédimentaire est très importante et la part des argiles représente 3 à 15 % de celles du Rio Beni au niveau du piémont andin (GUYOT, 1993).

Tableau I. Concentrations en mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien (campagnes essentiellement réalisées en basses eaux).

	Superficie du bassin de drainage (km^2)	Matières en suspension (mg/l)	Hg dissous (ng/l)	Hg particulaire (ng/g, poids sec)	Hg total (ng/l)	Références
Niveau moyen mondial					0,1-3,5	MASON *et al.*, 1994
Eaux blanches						
Tributaires andins exploités pour l'or alluvial						
Rio Tipuani	1 400	188-338	1,80-3,80	5-43	3,11-5,37	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a
Rio Mapiri et Rio K'aka	10 100 et 18 800	32-135	1,30-6,15	7-50	2,25-6,99	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a
Piémont des Andes						
Rio Beni (Rurrenabaque)	67 500	126-233	3,60-6,55	7-61	7,22-27,06	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a
Plaine amazonienne						
Rio Beni (Riberalta)	243 000	167-537	2,55-6,03	2-8	3,77-7,64	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a
Rio Madeira (de Porto Velho à Borba)	954 285 à 1 x 10^6	47-149	5,80-8,60	10-20	7,00-10,43	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a
Rio Madeira (transect)			10-17	19-33		NRIAGU *et al.*, 1992
Amazone et tributaires à leur confluence						
Rio Madeira (Foz Amazonas)	1 370 000	33-38	5,55-10,40	140-209	9,49-10,86	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a
Rio Solimões	2 147 740	48-66	5,26-6,90	45-140	7,17-13,91	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b
Amazone, amont de la confluence du Tapajós			1,0-2,8	105-184	7,5-32,5	ROULET *et al.*, *à paraître*
Amazone (+ Rio Madeira), à Itacoatiara	4 300 000	10	5,54	145	9,95	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b

Tableau I (suite). Concentrations en mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien (campagnes essentiellement réalisées en basses eaux).

	Superficie du bassin de drainage (km^2)	Matières en suspension (mg/l)	Hg dissous (ng/l)	Hg particulaire (ng/g, poids sec)	Hg total (ng/l)	Références
Eaux claires						
Rio Tapajós, 350 km de transect commençant à 50 km des mines			0,5-1,8	167-425	1,8-7,3	ROULET *et al.*, 1998 et *à paraître*
Tributaires du Rio Tapajós			0,5-2,8	154-355	0,8-13,6	ROULET *et al.*, 1998 et *à paraître*
Rio Xingu, de São Felix à Altamira		3-18	3,55-4,17	442-572	5,10-13,93	MAURICE-BOURGOIN, *non publié*
Eaux noires						
Rio Negro (transect + tributaires)*					2,3-6,7	FADINI ET JARDIM, 1999
Rio Negro en amont de Manaus	696 810	4,5-7,8	6,0-7,1	1 130-2 074	11,60-18,16	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b
Eaux glaciaires						
Rio Zongo, à la sortie du glacier	2	2,0-2,5	1,95-2,40	121 - 145	2,24-2,57	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a

* Prélèvements faits dans des bouteilles d'eau minérale (et non en Teflon, prédécontaminées).

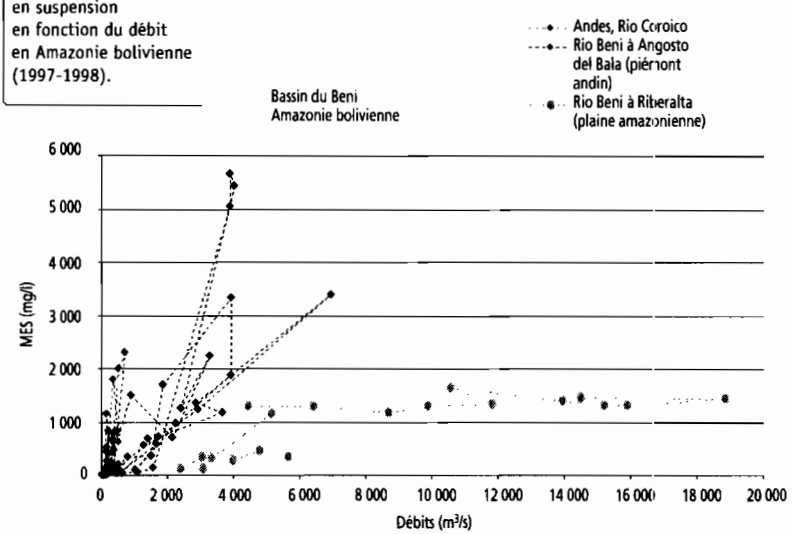
Jusqu'à la formation de la plaine d'inondation, les concentrations en matières en suspension sont proportionnelles au débit (fig. 3). Dans la plaine, au-delà d'un débit de 5 000 m^3/s, ces concentrations n'augmentent plus, indiquant une importante sédimentation (fig. 3). GUYOT (1993) montre que 43 % des matériaux en suspension que transporte le Rio Beni sédimentent dans la plaine d'inondation. Ce chiffre est de 81 % pour le Rio Mamoré, qui possède une plaine d'inondation beaucoup plus étendue (150 000 km^2) et une pente moins forte.

A sa formation, le Madeira reçoit annuellement un flux de matières particulaires de l'ordre de 230 millions de tonnes. Le Rio Beni contribue à ce transport à hauteur de 72 %, contre 28 % pour le Mamoré, alors que leurs participations au débit liquide sont respectivement de 52 % et 48 % (GUYOT, 1993).

Les concentrations en mercure dans les eaux du bassin du Rio Madeira varient, en saison sèche, de 2,24-2,57 ng/l dans les eaux glaciaires du Rio

Figure 3

Evolution des matières en suspension en fonction du débit en Amazonie bolivienne (1997-1998).



Zongo à 7,00 ng/l dans les eaux du Madeira à Porto Velho, pour atteindre 9,49-10,86 ng/l à sa confluence avec l'Amazone (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a). On observe une augmentation des concentrations en mercure total d'amont en aval du bassin (fig. 4).

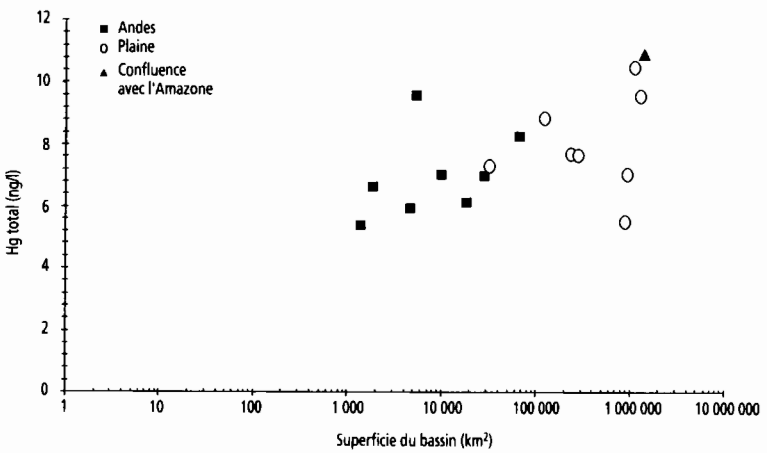
Des analyses réalisées en saison sèche dans les tributaires andins du Rio Madeira (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a), il ressort que les valeurs maximales de concentration et de flux de Hg n'ont pas été enregistrées dans les tributaires exploités pour leur or alluvial (2,25 à 6,99 ng/l et 1,07 à 8,67 mg/jour/km^2) mais 200 km en aval, au niveau du piémont andin (7,22 à 8,22 ng/l et 9,47 à 9,52 mg/jour/km^2).

Dans le Tapajós, tributaire d'eaux claires, des résultats similaires ont également été obtenus par ROULET *et al.* (1998), mettant en évidence l'importance du processus d'érosion dans la charge sédimentaire des eaux de surface.

Pour tous les types d'eaux, l'érosion a une incidence directe sur l'augmentation de la charge sédimentaire, mais, dans le cas des eaux blanches, l'érosion des massifs andins influence très fortement la géochimie des eaux et donc la distribution du Hg.

La faible quantité de mercure rejetée directement dans les rivières par les orpailleurs, le régime hydrologique de ce bassin et la dynamique sédimentaire permettent d'expliquer cette observation. En effet, la majeure partie du Hg émis au cours des activités d'orpaillage est rejetée dans l'atmosphère ; sous forme de vapeur, cet élément stable peut voyager sur plusieurs centaines de kilomètres avant de précipiter en atmosphère humide et retomber avec les pluies, pouvant contaminer les sols d'autres bassins que ceux d'émission. Dans le piémont andin, où des concentrations élevées en mercure ont été mesurées, on peut constater de fortes précipitations,

Figure 4
Evolution longitudinale en basses eaux des concentrations en mercure total dans les eaux de surface du bassin du Rio Madeira, depuis ses sources andines jusqu'à sa confluence avec l'Amazone ; campagne de basses eaux, septembre 1995 (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a).



une zone de subsidence favorisant le dépôt de la charge sédimentaire arrachée des massifs andins, enfin des bassins de drainage enrichis en oxyhydroxydes de fer (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a).

Dans l'Amazone, classée parmi les eaux blanches également, les concentrations en mercure varient, en amont de sa confluence avec le Rio Tapajós, de 7,5 à 32,5 ng/l entre les périodes d'étiage et de crue (ROULET *et al.*, *à paraître*) ; à l'aval de sa confluence avec le Rio Madeira, le Hg total atteint en basses eaux 9,08 ng/l dont 5,54 ng/l dans la fraction dissoute (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a).

A l'aval de sa confluence avec le Madeira, le Hg se comporte comme un élément conservatif (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b) puisque la différence entre la valeur théorique obtenue à l'aide d'un simple calcul de dilution et la valeur mesurée est du même ordre de grandeur que l'erreur analytique (2,8 %).

Les contenus en C et en Hg des particules des eaux blanches sont en général inférieurs à ceux analysés dans les eaux claires, mais les concentrations en Hg total sont plus élevées en raison de la forte charge sédimentaire.

LES EAUX CLAIRES

Les bassins de drainage des eaux claires sont en général très altérés et donc appauvris en sels et en matières en suspension.

Dans ces eaux, il apparaît que les concentrations en mercure dans la colonne d'eau sont également contrôlées par les concentrations en matières en suspension et particulièrement par la fraction fine (ROULET *et al.*, 1998 et *à paraître*). Dans les eaux du Tapajós, principal tributaire d'eaux claires de l'Amazone, les concentrations en mercure dissous varient de manière saisonnière de 0,5 à 1,8 ng/l et de 167 à 425 ng/g pour la fraction particulaire (ROULET *et al.*, *à paraître*). Ces auteurs ont observé des variations saisonnières significatives du mercure particulaire, avec des maximums en début de crue, contrairement au mercure dissous qui reste faible quel que soit l'épisode hydrologique du prélèvement. Les teneurs en mercure de la fraction particulaire fine (0,7 µm < FPM < 63 µm) représentent 40 à 90 % du mercure total, les maximums étant généralement observés en début de crue. Ces maximums sont associés aux fortes quantités de matières en suspension apportées avec

l'érosion des sols, accrue par les actions de déforestation qui sont répandues dans le bassin. La concentration en matériel fin tend à diminuer également au cours de la montée de crue, réduisant l'apport en mercure et son transport dans l'hydrosystème.

Dans les eaux de surface du Tapajós et de ses tributaires d'eaux claires, caractérisées par des épisodes réguliers de blooms phytoplanctoniques, le contenu en Hg, Fe et Al réactifs de ce phytoplancton est pauvre. La coagulation de la matière organique colloïdale sur la surface des particules pourrait expliquer les fortes valeurs de C et de Hg mesurées (ROULET *et al.*, *à paraître*).

Les particules en suspension, relativement à leur contenu en oxyhydroxydes, ne sont pas plus riches en Hg que les sols avoisinants (ROULET *et al.*, *à paraître*). Cette observation vient confirmer l'importance de l'érosion et du drainage pour la qualité géochimique des eaux de surface.

LES EAUX NOIRES

D'une façon générale, ce sont les eaux les plus riches en carbone organique particulaire et colloïdal qui présentent les concentrations les plus élevées en mercure. Cette corrélation vient de la forte capacité d'adsorption des métaux lourds sur la matière organique, principalement sous sa forme colloïdale.

Le Rio Negro en est l'exemple le plus représentatif. En effet, son faible pH (5 à 6) et sa faible conductivité (< 10 µS/cm) le classent parmi les eaux noires, particulièrement riches en carbone organique dissous (COD), lequel représente près ou plus de la moitié du carbone organique total (89 % d'après MOREIRA-TURCQ *et al.*, 1999 ; 45,2 % d'après PATEL *et al.*, 1999). Il est l'affluent de l'Amazone le plus riche en mercure (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b ; tabl. I), avec des concentrations en mercure dissous, mesurées en fin de décrue, de 7 ng/l en surface à 6 ng/l en profondeur, sous la couche euphotique. Les suspensions également sont particulièrement riches en mercure ; leurs teneurs sont dix fois supérieures à celles mesurées dans les autres tributaires. Elles atteignent leur maximum en surface (2 074 ng/g) puis diminuent en profondeur (1 130 ng/g à – 6 m). Ces fortes concentrations en mercure dissous et particulaire ainsi que leur diminution avec la profondeur sont à relier avec la diminution du pH et la richesse des eaux en carbone organique. Sachant

qu'une diminution du pH a pour effet de limiter la fixation du mercure sur la phase solide (SIGG *et al.*, 1992), il apparaît que le carbone organique joue un rôle prépondérant dans ce processus. En revanche, les caractéristiques physico-chimiques des eaux noires ne permettent pas le développement d'une biomasse phytoplanctonique appréciable ; il ne peut donc y avoir « production » de Hg^0 due à des micro-organismes phytoplanctoniques, comme cela avait pu être mesuré par MASON *et al.* (1995). Il peut y avoir cependant production de Hg^0 sous l'influence de processus photochimiques ; seulement, il apparaîtrait que ce processus est fortement réduit en présence de concentrations importantes en COD (AMYOT *et al.*, 1997).

La capacité d'adsorption élevée du Hg et la stabilité de ses liaisons avec le carbone font qu'il est essentiellement transporté sous forme particulaire dès que la teneur en matières en suspension est élevée. Les pics de concentration en mercure apparaissent en effet dans les eaux les plus riches en carbone organique particulaire et colloïdal. Il est donc indispensable de connaître la concentration du carbone organique dans la fraction colloïdale à laquelle le mercure est associé. Des études récentes (KÜCHLER *et al.*, 1994 ; PATEL *et al.*, 1999) ont montré que 30 à 50 % du COD dans le Rio Negro est sous forme colloïdale, dont la capacité complexante favorise l'adsorption de nombreux métaux traces et ainsi leur transport dans l'hydrosystème. Des mesures préliminaires réalisées dans l'estuaire de la Loire (COQUERY, 1994) sur la proportion de Hg associée aux colloïdes (compris entre 0,05 µm et 0,8 µm) ont montré que, au maximum de turbidité, 46 % du Hg dissous est associé à la fraction colloïdale. La fraction colloïdale du carbone organique analysée dans le Rio Negro est essentiellement composée d'acides humiques et fulviques (KÜCHLER *et al.*, 1994), auxquels s'associent préférentiellement les ions métalliques. Ces résultats sont en concordance avec ceux obtenus par LEENHER et SANTOS (1980), qui avaient observé que les acides humiques et fulviques représentaient 50 % du COD dans le Rio Negro.

Pour comprendre l'origine de ces très fortes concentrations en mercure dissous et surtout particulaire dans le Rio Negro, il faut s'intéresser au processus de ruissellement des eaux pluviales à l'intérieur du bassin versant associé au processus de spéciation du mercure dans les sols forestiers. En effet, dans les sols ferrallitiques, le comportement et l'accumulation du mercure sont liés à la pénétration des substances humiques complexantes et mobiles puis à leur adsorption sur les surfaces d'oxyhydroxydes de fer en profondeur (ROULET et

LUCOTTE, 1995). D'importantes teneurs en mercure, de 100 à 250 ng/g, ont été mesurées dans des sols brésiliens, de type podzols et latosols, au niveau de l'horizon d'accumulation des oxydes de fer et d'aluminium (ROULET *et al.*, 1998).

L'ennoiement des sols au cours d'une crue crée des conditions physico-chimiques favorables à la réduction d'une fraction des oxyhydroxydes de fer. La dissolution de ces oxyhydroxydes peut s'accompagner d'une désorption du mercure, probablement sous forme complexée, qui peut ainsi migrer vers la colonne d'eau. Cette hypothèse semble être confirmée par l'analyse du fer et de l'aluminium réalisée dans les eaux du Rio Negro par BENEDETTI *et al.* (1999) ; il apparaît que 80 à 90 % de ces éléments se trouvent sous forme colloïdale. Les fortes concentrations en fer analysées dans la fraction comprise entre 0,2 µm et 100 000 daltons[1] sont dues essentiellement à la présence d'oxyhydroxydes de Fe.

Les très fortes concentrations en acides humiques et fulviques analysées dans les eaux de surface du Rio Negro attestent un apport en matière organique d'origine allochtone très important. Le mercure apporté par le lessivage des sols peut alors coaguler avec les substances humiques colloïdales dans les eaux de surface du Negro, ce qui expliquerait les fortes teneurs en mercure particulaire. De quelques études sur les sols du Rio Negro (ZEIDEMANN, 1998), de type podzolique, il ressort que ces sols constituent de véritables réservoirs de mercure et que leur lessivage peut conduire à une contamination des eaux de surface, même dans des bassins versants non affectés par des activités d'orpaillage.

Pour conclure, dans les différents types d'eaux du bassin amazonien, un certain nombre de phénomènes méritent d'être soulignés :

- le Hg émis par les opérations d'exploitation aurifère dans les têtes de bassin ne contamine pas directement les grandes rivières exploitées ; en revanche, une contamination, d'origine naturelle et anthropique, peut être observée plus en aval ;
- la contamination de ces sous-bassins exploités pour leur or alluvial tient plus à la remise en suspension de milliers de tonnes de sédiments dans ces rivières au cours des opérations minières que du relargage du Hg lui-même ;
- le Hg est essentiellement relargué dans l'hydrosystème au cours des crues ;

[1] 1 dalton = 1 g/mol (unité de poids moléculaire).

■ la forte capacité d'adsorption du Hg sur les particules fines, et particulièrement sur les oxyhydroxydes associés aux argiles, ainsi que la stabilité de ses liaisons avec le carbone organique font qu'il est majoritairement transporté sous forme particulaire dans les eaux de surface.

SPÉCIATION, TRANSPORT ET SÉDIMENTATION DU MERCURE DANS LES RIVIÈRES

SPÉCIATION ET TRANSPORT DU MERCURE

La répartition des différentes formes chimiques du mercure dans la colonne d'eau, ou spéciation, est largement influencée par les spécificités géochimiques des différents types d'eaux (voir ci-dessus) en raison de l'affinité de cet élément pour la matière organique et les oxyhydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse particulièrement.

En Amazonie centrale, dans les rivières d'eaux claires (ROULET *et al.*, 1998 et *à paraître*) et d'eaux noires (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b), la matière organique colloïdale joue un rôle prépondérant dans le transport du fer, de l'aluminium et d'autres métaux dont le mercure.

Dans les eaux noires, l'acidité du pH a pour effet de limiter la fixation du mercure sur la phase solide (SIGG *et al.*, 1992) ; d'après les résultats obtenus pour le Rio Negro (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b), il apparaît que le carbone organique joue un rôle prépondérant dans ce processus. L'affinité de la matière organique pour les métaux et en particulier pour le mercure est due à sa capacité complexante avec le Hg(II). Sous leur forme dissoute, ces métaux, en présence de cations (Ca^{2+} et Mg^{2+}) et de substances humiques colloïdales, peuvent coaguler et donc en partie se retrouver dans la fraction particulaire (CHAUVEL *et al.*, 1996 ; MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b).

Dans les eaux claires, la spéciation du mercure semble plus liée au contenu des particules en fer et en aluminium qu'à leur richesse en matière organique (ROULET *et al.*, 1998 ; ROULET *et al.*, *à paraître*). Ce comportement s'explique par un modèle simple de complexation de surface du Hg avec la fraction minérale particulaire, essentiellement sur les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium (ROULET *et al.*, *à paraître*) mais aussi de manganèse (QUÉMERAIS *et*

al., 1998). En effet, ces oxyhydroxydes présentent une grande surface d'agglomération (*binding surface*) et une grande affinité pour de nombreux métaux traces, ce qui explique la corrélation de leur concentration avec celle du mercure. Un modèle de sorption du mercure sur les oxyhydroxydes de fer et de manganèse a même été avancé (QUÉMERAIS *et al.*, 1998).

Dans les rivières d'eaux blanches, le mercure semble préférentiellement associé à la fraction fine des matières en suspension apportées en grande quantité, principalement en saison des pluies. Cet élément se trouve donc majoritairement sous forme particulaire. La fraction fine est en effet généralement constituée d'argiles auxquelles sont associés les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium.

Ces observations permettent d'affirmer que, dans les zones de production et de transfert des hydrosystèmes, le mercure est majoritairement transporté sous forme particulaire dans les eaux de surface.

SÉDIMENTATION DU MERCURE

Dans l'hydrosystème fluvial, plus à l'aval des zones de production et de transfert, pour lesquelles nous venons de décrire les différents processus à l'origine des apports et du transport de mercure aux rivières, se forme une zone de stockage, constituée de larges plaines alluviales inondables (SCHUMM, 1977). Elles sont constituées par l'accumulation de sédiments transportés puis déposés par le cours d'eau. Ultérieurement, ces sédiments peuvent être repris par l'érosion et entraînés à nouveau par le fleuve. Les trajectoires de ces flux bidirectionnels ne se limitent pas à la dimension transversale, sur le plan horizontal de la surface de la plaine alluviale, mais concernent aussi la dimension verticale dans la mesure où les eaux peuvent s'infiltrer et circuler à travers les alluvions. Des événements brefs et aléatoires, tels que certaines crues, influent aussi bien sur la structure physique de l'hydrosystème que sur les écosystèmes associés. La qualité de l'eau peut également se modifier lors du mélange transversal des eaux fluviales et des eaux de la plaine alluviale, par précipitation de métaux lourds comme le mercure ou au contraire par relargage à partir des sédiments.

On peut distinguer, dans les zones de stockage du bassin amazonien, deux systèmes naturels dans lesquels la réduction des vitesses et l'élargissement du lit favorisent le dépôt des particules transportées par les rivières :

■ les lacs d'embouchure, ou *rias*, formés en amont de la confluence des grandes rivières d'eaux claires (Tapajós et Xingu) avec l'Amazone (effet longitudinal) ;

■ les plaines d'inondation, ou *várzeas*, des rivières d'eaux noires (Negro) ou d'eaux blanches telles que le Madeira et ses tributaires et l'Amazone (effet transversal).

Les lacs d'embouchure

Les *rias*, formés à leur embouchure avec l'Amazone, sont caractérisés par des largeurs plus importantes et des vitesses plus lentes que celles de la rivière en amont, favorisant ainsi la sédimentation des particules transportées (SIOLI, 1975). Dans la partie aval du Rio Tapajós, cette zone de sédimentation atteint une centaine de kilomètres de longueur et de 8 à 12 km de largeur. La qualité des matières en suspension varie du *rio* au *ria*, en passant d'un matériel détritique terrigène à un matériel autochtone essentiellement planctonique (ROULET *et al.*, 1998).

Le mercure étant essentiellement transporté adsorbé à la fraction fine des particules, une chute des concentrations en mercure a été observée dans le *ria*, liée à la sédimentation d'une partie de la charge particulaire (ROULET *et al.*, 1998). En saison sèche, ces mêmes auteurs ont constaté, dans les lacs d'inondation de faible profondeur, une augmentation des teneurs en mercure particulaire résultant de la remise en suspension des sédiments de fond sous l'action du vent.

Les plaines d'inondation

Les plaines d'inondation sont particulièrement nombreuses dans le bassin de l'Amazone, mais malheureusement encore très peu étudiées. Leur caractéristique majeure est la dynamique hydrologique engendrée par la variation du niveau des eaux du fleuve. En termes de bilans hydrologique et sédimentaire, les zones d'inondation remplissent deux fonctions : une fonction de stockage temporaire voire définitif des éléments dissous et du matériel particulaire, avec une variation du temps de stockage comprise entre quelques mois (eau et substances dissoutes) et quelques centaines d'années (sédiments), et une fonction de relargage des éléments dissous et des particules de la plaine vers le fleuve, lors des grandes inondations.

En ce qui concerne l'Amazone, les *várzeas* peuvent d'une part jouer un rôle de filtre sédimentaire, d'autre part favoriser la spéciation de métaux traces par

de nouvelles conditions physico-chimiques, et donc le dépôt ou au contraire le relargage de nouvelles espèces chimiques dans le cours de l'Amazone en sortie. Le volume d'eau stocké dans les plaines alluviales en amont d'Óbidos représenterait jusqu'à 20 % de l'écoulement total (RICHEY *et al.*, 1991).

Du point de vue géochimique, deux types de *várzeas* sont présents en Amazonie centrale : celles aux eaux blanches, riches en matériel dissous et en suspension, avec un pH proche de la neutralité, et celles aux eaux noires, pauvres en matériel particulaire et à pH acide, et contenant de fortes concentrations d'acides humiques et fulviques. Alors que les cours d'eau amazoniens sont considérés comme hétérotrophes, les *várzeas* présentent une production autotrophe considérable, ce qui aura une incidence sur la forme chimique et le bilan des espèces dissoutes, notamment pour les éléments qui présentent des formes méthylées (As, Pb, Se, Hg...). Le fonctionnement trophique des *várzeas* dépend des caractéristiques locales comme la morphologie, les précipitations, la biogéochimie du système, ainsi que des apports en nutriments. De plus, l'alternance, sur un cycle annuel, d'une période d'eaux noires et d'une période d'eaux blanches favorise les réactions d'oxydoréduction et les échanges entre phases dissoute et particulaire.

Une étude concernant les variations saisonnières des concentrations à Óbidos a montré que, pour des éléments tels que le fer, le manganèse ou l'arsenic, les maxima de concentrations dissoutes présentaient un décalage de plusieurs semaines par rapport au maximum hydrologique (SEYLER *et al.*, 1998). Ce déphasage a été interprété comme étant dû à l'influence de l'arrivée à Óbidos des eaux ayant séjourné dans les *várzeas* où des conditions biogéochimiques différentes ont permis une remobilisation des éléments associés à la phase particulaire. De plus, une grande partie de la matière organique « réactive » semble être produite et introduite dans le fleuve par les zones humides.

Dans les bassins versants où les activités humaines sur les surfaces terrestres sont intenses, les sédiments récents déposés au fond des lacs des plaines d'inondation présentent une augmentation des concentrations en Hg par rapport aux sédiments plus anciens. Cette augmentation est le résultat d'une sédimentation accrue de particules fines riches en oxydes et en Hg, provenant des sols des bassins versants.

Par ailleurs, les *várzeas*, nombreuses dans le bassin amazonien, offrent des conditions physico-chimiques propices à la méthylation du mercure et donc à

la contamination des écosystèmes dans des environnements aquatiques non affectés directement par les activités d'orpaillage (ROULET *et al.*, 2000). C'est en effet sous sa forme méthylée que le mercure devient un agent extrêmement toxique dans la chaîne alimentaire, et donc responsable de l'intoxication de communautés installées sur les berges de rivières contaminées, et fortes consommatrices de poisson (MALM *et al.*, 1990 ; LEBEL *et al.*, 1999 ; MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 a).

LES ZONES DE MÉLANGE

Mélange des eaux noires et des eaux blanches

D'après les premiers résultats obtenus pour l'Amazone en septembre 1997, dans la zone de mélange des eaux noires et des eaux blanches (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b), les eaux des rivières Negro et Solimões demandent entre 25 et 100 km pour se mélanger, selon les bilans isotopiques et les résultats hydrologiques. En phase de décrue, le Rio Solimões, avec un débit deux fois et demie supérieur à celui du Rio Negro, a creusé un canal près de deux fois plus profond que celui creusé par le Rio Negro, ce qui limite physiquement le mélange des eaux.

En ce qui concerne l'évolution des concentrations en mercure, on peut observer une nette diminution au point le plus proche de la confluence puisque les concentrations en mercure total chutent de 62 % en rive droite par rapport à celles du Rio Solimões et de 52 % en rive gauche par rapport à celles du Rio Negro. Un calcul simple de dilution permet d'avancer que, si le mercure était conservatif à l'aval de cette confluence, la concentration en mercure total de l'Amazone serait de 12,25 ng/l ; or les concentrations mesurées sont de 4 ng/l en rive droite et de 8,7 ng/l en rive gauche. Cette « perte » nette de mercure est attribuable à la chute brusque du mercure sous forme particulaire. En rive droite, la concentration de mercure particulaire est très faible alors qu'elle atteint 400 ng/g en rive gauche, soit cinq fois moins que dans les eaux de surface du Rio Negro. En termes de flux de Hg, les apports du Rio Negro et du Rio Solimões sont respectivement de 39 et 55 kg par jour alors que, 60 km à l'aval de cette confluence, ce flux n'est plus que de 73 kg, soit une perte de 5 kg par jour en mercure dissous et de 15 kg par jour en mercure particulaire.

Dans les eaux noires du Rio Negro, le mercure, comme d'autres métaux, est principalement complexé à la fraction colloïdale du carbone organique ; la réaction de cette fraction à la confluence des eaux noires et des eaux blanches, à la suite du brusque changement des conditions physico-chimiques de l'eau, est à relier avec le comportement du Hg. Cette perte de mercure est imputable à la perte de carbone organique également observée à l'aval de la confluence. Le mercure a très probablement floculé avec la fraction organique colloïdale et sédimenté dans la zone de mélange ; la sédimentation étant favorisée par une diminution importante des débits au cours de la campagne (perte journalière de 1 515 m^3/s).

Le mercure particulaire semble donc étroitement lié au carbone organique et non aux suspensions minérales car, dans la zone de mélange, l'évolution du Hg particulaire est inversement proportionnelle à celle des matières en suspension (fig. 5).

En l'absence d'apports anthropiques et en dehors des situations de crue, dans les zones de mélange, le comportement du mercure est principalement conditionné par le carbone organique colloïdal et particulaire (fig. 6).

Mélange des eaux blanches et des eaux claires

D'après l'étude réalisée par ROULET *et al.* (1998) à la confluence du Tapajós avec l'Amazone, il apparaît que les eaux claires sont à l'origine d'une dilution

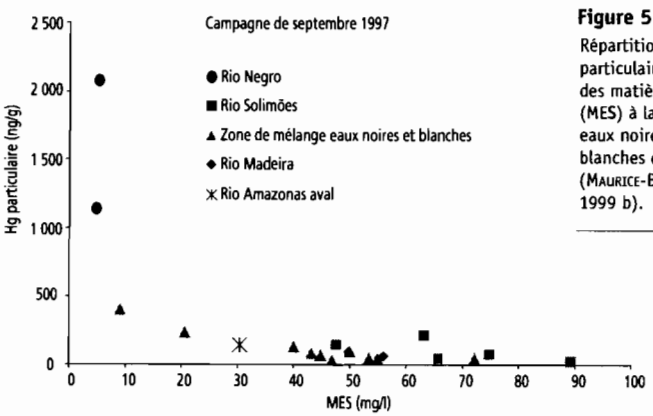


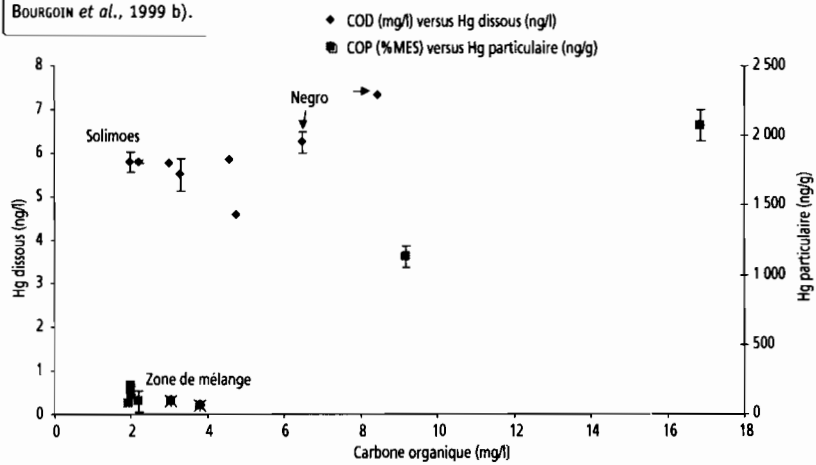
Figure 5
Répartition du mercure particulaire en fonction des matières en suspension (MES) à la confluence entre eaux noires et eaux blanches de l'Amazone (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b).

de l'importante charge sédimentaire apportée par l'Amazone, réduisant ainsi les concentrations en mercure particulaire relativement élevées mesurées dans le fleuve.

Mélange des eaux noires et des eaux claires

Très peu de documentation est publiée sur ce cas spécifique. WALKER (1992) a observé, comme dans la zone de mélange entre eaux noires et eaux blanches, qu'à l'interface des eaux noires et des eaux claires il pouvait y avoir floculation des argiles en suspension et par conséquent enrichissement des sédiments. On peut donc penser que le mercure, essentiellement transporté dans les eaux noires sous forme complexée à la matière organique colloïdale principalement, peut floculer et sédimenter dans la zone de mélange avec les eaux claires.

Figure 6
Distribution du mercure en fonction du carbone organique dissous (COD) et particulaire (COP) dans les eaux du Rio Negro, du Rio Solimões et de l'Amazone à leur confluence (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 1999 b).



L'AMPLIFICATION DE LA MOBILISATION DU MERCURE DU SOL PAR LES ACTIVITÉS ANTHROPIQUES

Selon le type de rivière, dans les eaux claires et les eaux blanches plus spécifiquement, les plus fortes concentrations de Hg dans l'eau sont observées dans les bassins versants où une perturbation d'origine anthropique augmente l'érosion et le transport des particules en suspension dans l'eau. La fragilité des sols amazoniens accentue les effets des diverses activités d'exploitation des surfaces terrestres. L'une de ces activités humaines majeures, à l'origine d'une accélération du processus d'érosion, est le déboisement.

LE DÉBOISEMENT

En Amazonie, le taux de déboisement est l'un des plus élevés du monde tropical. Il s'agit en effet du plus grand massif forestier tropical de la planète, qui s'étend sur environ 5,8 millions de kilomètres carrés, dont plus de 60 % se trouvent en territoire brésilien. Le déboisement est largement utilisé par les grands éleveurs (*fazendeiros*), les exploitants de bois, les orpailleurs et les petits agriculteurs qui pratiquent généralement la culture sur brûlis après déboisement. On estime que, en 1998, environ 15 % de la forêt amazonienne brésilienne ont été défrichés (LENA, 1999). En août 1996, les superficies défrichées atteignaient 517 069 km^2 (fig. 7).

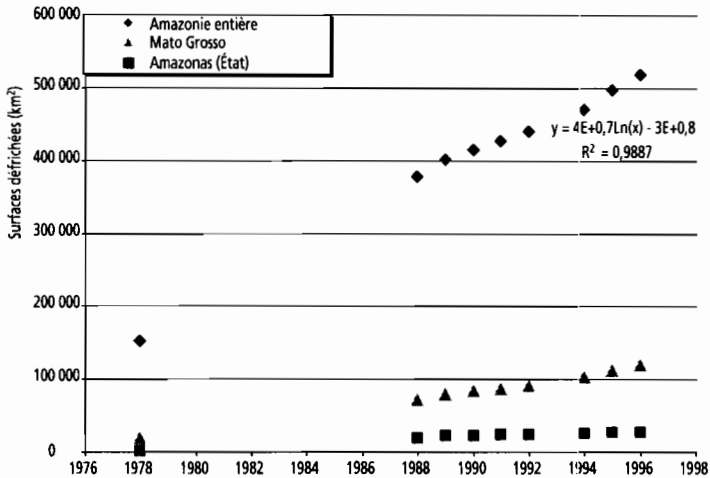
Si les actions de déforestation ont une influence négligeable sur l'augmentation des concentrations de mercure atmosphérique dans le bassin amazonien (LACERDA, 1995 ; ROULET *et al.*, 1999), en revanche, leur influence sur les processus de lessivage des sols est importante et peut contribuer à l'augmentation de ces concentrations dans les eaux de surface de sous-bassins versants amazoniens non affectés par les activités d'orpaillage.

L'impact des activités anthropiques se manifeste par de plus fortes concentrations de Hg dans l'eau ; ces dernières sont proportionnelles aux concentrations de matériel érodé et transporté sous forme de particules en suspension dans les rivières.

LE CAS PARTICULIER DE L'ORPAILLAGE

En aval des centres d'orpaillage, le Hg présent dans l'eau provient essentiellement des particules en suspension issues de l'érosion intense des sols et

Figure 7
Surfaces défrichées par année en Amazonie brésilienne (source : INPE-MCT/Ibama-MMA, 1998).



des sédiments du bassin versant plutôt que du Hg directement relargué par les activités d'orpaillage. Au cours de l'extraction de l'or alluvial, les mineurs détournent d'énormes quantités d'eau pour séparer la fraction fine de la fraction grossière. Ainsi, chaque jour, ils modifient les lits des cours d'eau, remettent en suspension des tonnes de sédiments, en particulier dans les petits bassins. Des études réalisées dans un tributaire du Tapajós, caractérisé par d'importantes activités d'orpaillage, montrent que le mercure associé aux particules dépasse de 200 à 600 fois les concentrations analysées dans la fraction dissoute dans des zones exemptes de toute action anthropique (TELMER *et al.*, 1999). Nos résultats, obtenus dans de petites rivières andines en Bolivie, situées au pied des glaciers mais utilisées pour le lavage des particules extraites de nombreuses mines aux alentours, montrent des teneurs en mercure particulaire atteignant des valeurs record – jusqu'à 150 µg/g, soit 1 000 fois

plus que la normale – et des concentrations en mercure total comprises entre 1 800 et 3 500 ng/l. Ces ruisseaux ont de faibles débits et leurs particules proviennent pour l'essentiel des activités d'orpaillage.

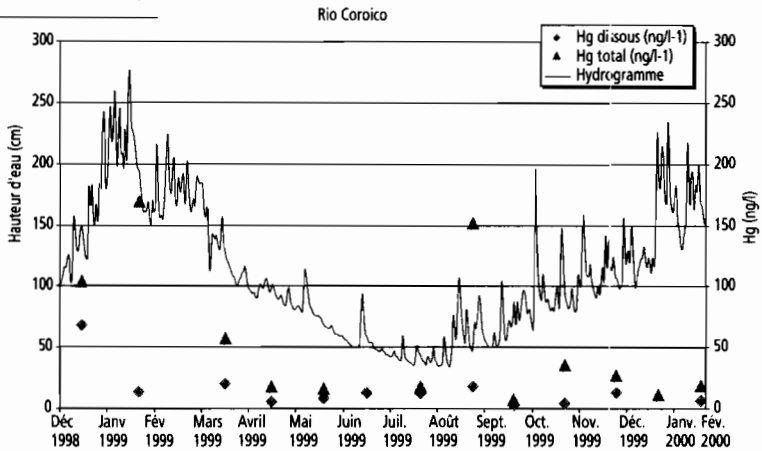
AUTRES ACTIONS ANTHROPIQUES FAVORISANT L'ÉROSION : CONSÉQUENCES SUR LE RELARGAGE DU MERCURE DANS LES RIVIÈRES

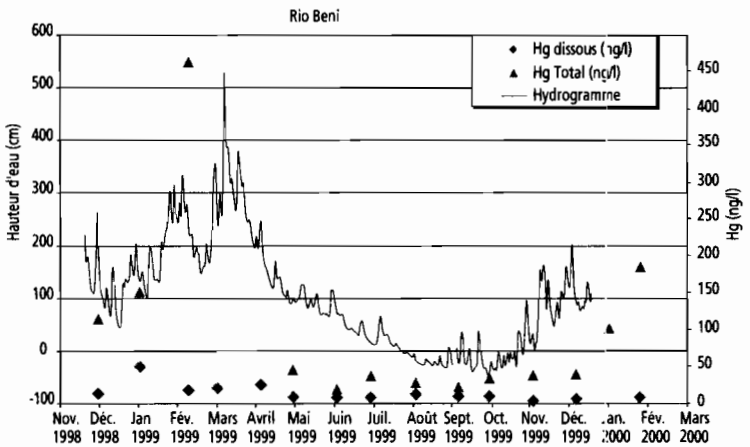
Pour mesurer l'influence de l'érosion sur le relargage du Hg dans les rivières, un suivi mensuel des matières en suspension, des éléments majeurs et du mercure a été réalisé par une équipe de l'IRD (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 b) dans deux tributaires andins du Rio Madeira : le Rio Coroico, une rivière andine d'eaux claires à l'origine, et le Rio Beni à sa formation, dans la zone de transition entre le piémont andin et la plaine amazonienne. Le bassin du Rio Coroico est perturbé par des actions anthropiques majeures : la construction d'une importante route de montagne et la pratique, de plus en plus répandue, de la culture sur brûlis sur les flancs andins. Dans ces deux rivières, on observe clairement un contrôle hydrologique dans la variation saisonnière des concentrations en mercure dissous et total (fig. 8). On enregistre les maximums de Hg dissous au cours des premières crues alors que les maximums de Hg total et particulaire coïncident avec le pic de crue. Ces pics de concentration en Hg dissous au cours de l'amorce de la phase de montée de crue peuvent correspondre au phénomène de « chasse » par l'onde de crue des eaux stockées en dehors du réseau de drainage dans les sols, nappes perchées ou laisses (écoulement de subsurface). Au maximum de la crue, les concentrations en Hg total mesurées dans le Rio Coroico et le Rio Beni sont respectivement huit à vingt fois supérieures à celles mesurées en saison sèche, avec des valeurs de plus de 100 ng/l.

Les particules arrachées aux massifs andins au cours des crues tendent à s'appauvrir en Hg avec l'augmentation de la charge turbide, et ce par dilution (fig. 9), même si, au cours de la crue, les concentrations en Hg total et particulaire (en ng/l) augmentent avec les matières en suspension.

Il apparaît clairement que le facteur principal de contrôle des concentrations en Hg dans les tributaires andins de l'Amazone est le processus d'érosion, favorisé naturellement par de très fortes pentes, et accéléré par certaines activités humaines telles que le déboisement avant culture, l'exploitation minière

Figure 8
Variations temporelles des concentrations en mercure dissous et total dans un tributaire d'eaux claires (Rio Coroico) et d'eaux blanches (Rio Beni) du Rio Madeira, Bolivie (d'après MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000 b).





ou la construction de routes. En conséquence, les concentrations de Hg observées dans les milieux aquatiques peuvent autant être le résultat de processus géochimiques naturels, essentiellement liés à la podzolisation et à l'érosion des sols, que de perturbations anthropiques accélérant ces processus. L'érosion des sols est en effet responsable d'un important relargage de Hg vers les milieux aquatiques ; cet élément étant essentiellement adsorbé sur les particules en suspension et naturellement accumulé dans les sols amazoniens.

CONCLUSION

Un des processus majeurs à l'origine des concentrations non négligeables de mercure mesurées dans les eaux de surface du bassin amazonien est l'érosion des sols.

Le mercure est essentiellement relargué dans l'hydrosystème au cours des crues et il est préférentiellement adsorbé et donc transporté sur la fraction fine des particules en suspension. L'influence des actions de déforestation sur les processus de lessivage des sols est primordiale et contribue à l'augmentation des concentrations de mercure dans les eaux de surface de sous-bassins versants amazoniens non affectés par les activités d'orpaillage.

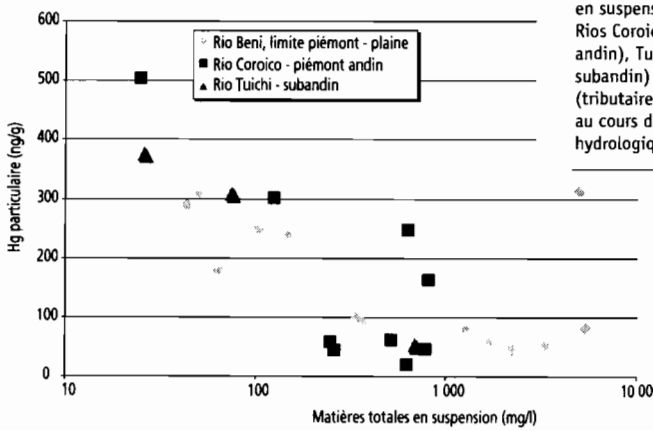


Figure 9
Distribution du Hg total en fonction des matières en suspension dans les Rios Coroico (tributaire andin), Tuichi (tributaire subandin) et Beni (tributaire du Madeira) au cours d'une année hydrologique (1999-2000).

Il apparaît que le mercure émis par les opérations d'exploitation aurifère dans les têtes de bassin ne contamine pas directement les grandes rivières concernées ; en revanche, cette contamination d'origine naturelle et anthropique est perceptible plus en aval. La contamination de ces sous-bassins exploités pour leur or alluvial tient plus à la remise en suspension de milliers de tonnes de sédiments dans les rivières au cours des opérations minières qu'au relargage du Hg lui-même.

La concentration et la distribution dans la colonne d'eau du mercure entre les phases dissoute et particulaire sont largement influencées par les caractéristiques géochimiques de chaque type d'eaux (noires, blanches ou claires) et par la nature de ses liaisons avec la matière organique et les oxyhydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse principalement.

Les zones d'inondation ou *várzeas*, nombreuses dans le bassin amazonien, présentent des conditions physico-chimiques propices à la méthylation du mercure et donc à la contamination des écosystèmes aquatiques. C'est en effet sous sa forme méthylée que le mercure devient un agent extrêmement toxique dans la chaîne alimentaire.

[Références bibliographiques]

ALHERS W.W., REID M.R., KIM J.P., HUNTER K.A., 1990. Contamination-free sample collection and handling protocols for trace elements in natural freshwaters. *Austr. J. Mar. Freshwater Res.*, 41 : 713-720.

AMOROS C., PETTS G.E., 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. Paris, Masson, 300 p.

AMYOT M., MIERLE G., LEAN D., MCQUEEN D., 1997. Effect of solar radiation on the formation of dissolved gaseous mercury in temperate lakes. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 61 (5) : 975-987.

BABY P., ROCHAT P., MASCLE G., HÉRAIL G., 1997. Neogene shortening contribution to crustal thickening in the back arc of the Central Andes. *Geology*, 25 (10) : 883-886.

BENEDETTI M., BOULÈGUE J., MOUNIER S., BENAIM J.Y., FILIZOLA N., SEYLER P., 1999. « Metal ions transport by colloids in the Amazon basin ». *In Guyot* J.-L. (éd.).

BENES P., HAVLIK B., 1979. « Speciation of mercury in natural waters ». *In* NRIAGU J.O. (éd.) : *The biogeochemistry of mercury in the environment*, Amsterdam, Elsevier/North-Holland Biomedical Press : 175-202.

BENJAMIN M.T., JOHNSON N.M., NAESER C.W., 1987. Recent rapid uplift in the

Bolivian Andes : evidence from fission-track dating. *Geology*, 15 : 680-683.

CHAUVEL A., WALKER J., LUCAS Y., 1996. Sedimentation and pedogenesis in a central Amazonian blackwater basin. *Biogeochemistry*, 33 : 77-95.

COQUERY M., 1994. *Biogéochimie du mercure en milieu estuarien et côtier*. Thèse doct., univ. Paris-VI, 212 p.

COSSA D., SANJUAN J., CLOUD J., STOCKWELL P.B., CORNS W., 1995. Automated technique for mercury determination at sub-nanogram per litre levels in natural waters. *J. Anal. At. Spectrom.*, 10 : 287-291.

COSSA D., COQUERY M., GOBEIL C., MARTIN J.-M., 1996. « Mercury fluxes at the ocean margins ». *In* BAYENS W. *et al.* (éd.) : Global and regional mercury cycles : sources, fluxes and mass balances, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers : 229-247.

DE BREM P., MAURICE-BOURGOIN L., 1997. Bolivie : les risques du mercure. *Eurêka*, 20 : 40-45.

DEWALLE D.R., SWISTOCK B.R., SHARPE W.E., 1988. Three component tracer model for stormflow on a small Appalachian forested catchment. *J. Hydrol.*, 104 : 301-310.

DUNNE T., 1978. « Field studies of hillslope flow processes ». *In* KIRBY M.J. (éd.) : *Hillslope hydrology*, Chichester, John Wiley and Sons.

DUNNE T., MERTES L.A.K., MEADE R.H., RICHEY J.E., FORSBERG B.R., 1998. Exchanges of sediment transport between the floodplain and channel of the Amazon river in Brazil. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 110 (4) : 450-467.

EYROLLE F., BENEDETTI M., BENAIM J.Y., FÉVRIER D., 1996. The distribution of colloidal and dissolved organic carbon, major elements and trace elements in small tropical catchments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 60 : 3643-3656.

EYROLLE F., FÉVRIER D., BENAIM J.Y., 1993. Etude par DPASV de l'aptitude de la matière organique colloïdale à fixer et transporter les métaux : exemples de bassins versants en zone tropicale. *Environ. Technol.*, 14 : 707-717.

FADINI P.S., JARDIM W.F., 1999. « Levels of mercury in Negro river basin in Amazon, Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a global pollutant (May 23-27 1999, Rio de Janeiro, Brasil), Book of abstracts*, Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia Mineral.

FITZGERALD W., 1995. Is mercury increasing in the atmosphere ? The need for an atmospheric mercury network (AMNET). *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 245-254.

GUYOT J.-L., 1993. *Hydrogéochimie des fleuves de l'Amazonie bolivienne*. Thèse doct., Orstom, 261 p.

GUYOT J.-L. (éd.), 1999. *Manaus' 99. Hydrological and geochemical processes in large scale river basins*. Manaus, HiBAm Project (CD-Rom).

GUYOT J.-L., JOUANNEAU J.-M., QUINTANILLA J., WASSON J.G., 1993. Les flux de matières dissoutes et particulaires exportés des Andes par le Rio Beni (Amazonie bolivienne) en période de crue. *Geodinamica Acta*, 6 (4) : 233-241.

GUYOT J.-L., CALLÈDE J., COCHONNEAU G., FILIZOLA N., GUIMARÃES V., KOSUTH P., MOLINIER M., DE OLIVEIRA E., SEYLER F., SEYLER P., 1999. « Caractéristiques hydrologiques du bassin amazonien ». *In* GUYOT J.-L. (éd.).

INPE-MCT/IBAMA-MMA, 1998. *Desflorestamento 1995-1997, Brasilia.*

JUNK W.J., BAYLEY P.B., SPARKS R.E., 1989. « The flood pulse concept in river floodplain systems ». *In* DODGE D.P. (éd.) : *International Large River Symposium, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106 : 110-127.

KÜCHLER I.L., MIEKELEY N., FORSBERG B.R., 1994. Molecular mass distributions of dissolved organic carbon and associated metals in waters from Rio Negro and Rio Solimões. *Sci. Total Environ.*, 156 : 207-216.

LACERDA D.L., 1995. Amazon mercury emissions. *Nature*, 374 : 20-21.

LACERDA D.L., PFEIFFER W.C., TEIXEIRA OTT A., DA SILVEIRA E.G., 1989. Mercury contamination in the Madeira River, Amazon. Hg inputs to the environment. *Biotropica*, 21 (1) : 91-93.

LANGSTON W.J., 1982. The distribution of mercury in British estuarine sediments and its availability to deposit-feeding bivalves. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 62 : 667-684.

LEBEL J., ROULET M., MERGLER D., LUCOTTE M., LARRIBE F., 1999. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 31-44.

LEENHEER J.A., SANTOS U.M., 1980. Considerações sobre os processos de sedimentação na agua preta acida do rio Negro (Amazônia Central). *Acta Amazonica*, 10 (2) : 343-355.

Lena P., 1999. « La forêt amazonienne : un enjeu politique et social contemporain ». In : La forêt-monde en question, Paris, Orstom, coll. Autrepart : 97-120.

LUCAS Y., NAHON D., CORNU S., EYROLLE F., 1996. Genèse et fonctionnement des sols en milieu équatorial. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 322, sér. IIa : 1-16.

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 (1) : 11-15.

MASON R.P., FITZGERALD W.F., MOREL F.F.M., 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury : Anthropogenic influences. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58 (15) : 3191-3198.

MASON R.P., MOREL F.M.M., HEMOND H.F., 1995. The role of microorganisms in elemental formation in natural waters. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 165-178.

MAURICE-BOURGOIN L., GUYOT J.-L., SEYLER P., COURAU P., FILIZOLA N., QUINTANILLA J., 1997. « Répartition des teneurs en mercure dans les eaux de surface du bassin du Madeira, des Andes à l'Amazone ». *In* WEBB B. (éd.) : *Freshwater contamination*, Wallingford, IAHS Press : 85-92.

MAURICE-BOURGOIN L., QUIROGA I., GUYOT J.-L., MALM O., 1999 a. Mercury pollution in the upper Beni River basin, Bolivia. *Ambio*, 28 (4) : 302-306.

MAURICE-BOURGOIN L., QUÉMERAIS B., GUYOT J.-L., SEYLER P., 1999 b. « Transport and behaviour of total mercury in the Amazon River at the confluence of black and white waters ». *In* GUYOT J.-L. (éd.).

MAURICE-BOURGOIN L., QUIROGA I., CHINCHERROS J., COURAU P., 2000 a. Mercury distribution in waters and fishes of the Upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *Sci. Total Environ.*, 260 : 73-86.

MAURICE-BOURGOIN L., FRAIZY P., ALANOCA L., SEYLER P., GUYOT J.-L., 2000 b. « Hydrological control on the temporal

variability of mercury in surface waters of the Upper Madeira basin, Bolivia ». *In* NRIAGU J. (éd.) : *25th International Conference on Heavy metals in the environment*, Ann Arbor, University of Michigan, School of Public Health, Contribution 1282 (CD-Rom).

MEADE R.H., DUNNE T., RICHEY J.E., SANTOS U.M., SALATI E., 1985. Storage and remobilization of suspended sediment in the lower Amazon River of Brazil. *Science*, 228 : 488-490.

MEILI 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.

MERTES L.A.K., DUNNE T., MARTINELLI L.A., 1996. Channel floodplain geomorphology along the Solimões-Amazon river, Brazil. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 108 (9) : 1089-1107.

MOLINIER M., GUYOT J.-L., CALLÈDE J., GUIMARÃES V., OLIVEIRA E., FILIZOLA N., 1997. « Hydrologie du bassin amazonien ». *In* THÉRY H. (éd.) : *Environnement et développement en Amazonie brésilienne*, Paris, Belin : 24-41.

MOREIRA-TURCQ P.F., SEYLER P., GUYOT J.-L., ETCHEBER H., 1999. « Characterisation of suspended particulate and dissolved adsorbed organic matter in Amazon River ». *In* GUYOT J.-L. (éd.).

NRIAGU, J.O., 1993. « Mercury pollution from silver mining in colonial South America ». *In* ABRÃO J.J., WASSERMAN J.C., SILVA-FILHO E.V. (éd.) : *Proceedings. Perspectives for environmental geochemistry in tropical countries*, Niteroi, Brazil : 365-368.

NRIAGU J.O., 1996. A history of global metal pollution. *Science*, 272 : 223-224.

NRIAGU J.O., PFEIFFER W.C., MALM O., DE SOUZA C.M.M., MIERLE G., 1992. Mercury pollution in Brazil. *Nature*, 356 : 389.

OLIVRY J.-C., BRICQUET J.-P., LARAQUE A., GUYOT J.-L., BOURGES J., ROCHE M.-A., 1995. « Flux liquides, dissous et particulaires de deux grands bassins intertropicaux : le Congo à Brazzaville et le Rio Madeira à Villabella ». *In* OLIVRY J.-C., BOULÈGUE J. (éd.) : *Grands bassins fluviaux périatlantiques*, Paris, Orstom, coll. Colloques et séminaires : 345-355.

PATEL N., MOUNIER S., GUYOT J.-L., BENAMOU C., BENAIM J.-Y., 1999. Fluxes of dissolved and colloidal organic carbon along the Purus and Amazonas rivers (Brazil). *Sci. Total Environ.*, 229 : 53-64.

PFEIFFER W.C., LACERDA L.D., MALM O., SOUSA C.M.M., SILVEIRA E.G., BASTOS W.R., 1989. Mercury concentrations in inland waters of Rondônia, Amazon, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 87-88 : 233-240.

PFEIFFER W.C., LACERDA L.D., MALM O., SOUSA C.M.M., SILVEIRA E.G., BASTOS W.R., 1991. Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondônia, Brazil. *For. Ecol. Management*, 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. Rev.*, 1 : 26-37.

QUÉMERAIS B., COSSA D., RONDEAU B., PHAM T.T., FORTIN B., 1998. Mercury distribution in relation to iron and manganese in the waters of the St. Lawrence River. *Sci. Total Environ.*, 213 : 193-201.

RAE J.E., ASTON S.R., 1982. The role of suspended solids in the estuarine geochemistry of mercury. *Water Res.*, 16 : 649-654.

RICHEY J.E., VICTORIA R.L., SALATI E., FORSBERG B.R., 1991. « The biogeochemistry of

a major river system : the Amazon case study ». *In* DEGENS E.T., KEMPE S., RICHEY J.E. (éd.) : *Biochemistry of major world rivers*, Chichester, SCOPE, John Wiley and Sons : 57-74.

ROCHE M.A., FERNANDEZ C., ABASTO N., 1990. *Mapa de precipitación anual de Bolivia, 1/5 000 000*. La Paz, PHICAB.

ROULET M., LUCOTTE M., 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a dense tropical forest in French Guyana. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 1079-1088.

ROULET M., LUCOTTE M., CANUEL R., RHÉAULT I., TRAN S., DE FREITOS GOG Y.G., FARELLA N., SOUZA DO VALE R., SOUSA PASSOS C.J., DE JESUS DA SILVA E., MERGLER D., AMORIM M., 1998. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós river basin, Brazilian Amazon. *Sci. Total Environ.*, 231 : 203-211.

ROULET M., LUCOTTE M., FARELLA N., SERIQUE G., COELHO H., SOUSA PASSOS C.J., DE JESUS DA SILVA E., SCAVONE DE ANDRADE P., MERGLER D., GUIMARÃES J.R.D., AMORIN M., 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air Soil Pollut.*, 112 : 297-313.

ROULET M., LUCOTTE M., GUIMARÃES J.R.D., RHÉAULT I., 2000. Methylmercury in water, seston and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós river, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 261 (1-3) : 43-59.

ROULET M., LUCOTTE M., CANUEL R., FARELLA N., DE FREITOS GOG Y.G., PACHECO PELEJA J.R., GUIMARÃES J.R.D., MERGLER D., AMORIM M., *à paraître*. Spatio-temporal geochemistry of mercury in water of the Tapajós and Amazon rivers, Brazil. *Limnol. Oceanogr.*

SALATI E., MARQUES J., 1984. « Climatology of the Amazon region ». *In* SIOLI H. (éd.) : *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*, Dordrecht, W. Junk : 85-126.

SCHUMM S.A., 1977. *The fluvial system*. New York, J. Wiley and Sons, 338 p.

SEYLER P., GUYOT J.-L., ELBAZ-POULICHET F., FILIZOLA N., BOAVENTURA G., 1998. « Hydrological control on the temporal variability of trace element concentration in the Amazon river ». *In* DUPRÉ B. (éd.) : *Chemical and physical weathering*, Goldschmidt Conference, Toulouse, septembre 1998.

SIGG L., STUMM W., BEHRA P., 1992. *Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. Paris, Masson, 391 p.

SIOLI H., 1975. « Amazon tributaries and drainage basins ». *In* HASLER A.D. (éd.) : *Coupling of land and water systems*, New York, Springer-Verlag : 199-213.

TELMER K., COSTA M., ARAUJO E.S., ANGELICA R.S., MAURICE Y., 1999. « Mercury in the Tapajós river basin. The significance of suspended sediments from alluvial gold-mining, Pará, Brazilian Amazon ». *In Guyot* J.-L. (éd.).

VANDAL G.M., FITZGERALD W.F., BOUTRON C.F., CANDELONE J.P., 1993. Variations in mercury deposition to Antarctica over the past 34,000 years. *Nature*, 362 : 621-623.

VINSON D.S., BONZONGO J.C., LYONS W.B., LECHLER P., MILLER J., LACERDA L.D., 1997. « Gold-mining and mercury pollution in the Amazon river system, Brazil : Hg level in surface waters of the Madeira rivers from Porto Velho to the confluence with the Amazon

river ». *In : American Geophysical Union, 1997 Fall meeting, EOS Transactions*, 78 (46) : F199.

VEIGA M.M., MEECH J.A., OPATE N., 1994. Mercury pollution from deforestation. *Nature*, 368 : 816-817.

WALKER I., 1992. The benthic litter habitat with its sediment load in the inundation forest of the Central Amazonian river Taruma Mirim. *Amazoniana : 143-153.*

ZEIDEMANN V.K., 1998. *A geoquímica de mercúrio em solos da bacia do rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio.* Dissertação de Mestre em Ciências Biológicas, INPA-UA, Manaus, 75 p.

ZEIDEMANN V.K., FORSBERG B.R., ROULET M., LUCOTTE M., JARDIM W.F., 1999. « The geochemistry of mercury in soils of the Negro river basin (Brazilian Amazon) and its role in the regional mercury cycle ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a global pollutant (May 23-27 1999, Rio de Janeiro, Brasil), Book of abstracts*, Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia Mineral : 561.

Marc ROULET *et Régine* MAURY-BRACHET

Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens

INTRODUCTION : GÉNÉRALITÉS SUR LE MERCURE DANS LES ORGANISMES AQUATIQUES

Les concentrations de Hg dans les différents organismes aquatiques sont très variables, allant de 50 à 500 ng/g (poids sec) dans le zooplancton et la plupart des macro-invertébrés jusqu'à 20 000 ng/g (poids sec[1]), soit 4 000 ng/g (poids frais), dans les poissons, toutes espèces et tailles confondues. Elles sont également très différentes d'un milieu aquatique à l'autre. Cette forte hétérogénéité des concentrations en mercure chez les poissons est fonction de la variabilité propre d'un grand nombre de facteurs écologiques et physiologiques, tels que le régime alimentaire selon l'espèce et la saison, la croissance, l'âge, le sexe ou encore le comportement migratoire (MEILI, 1991).

La plupart du Hg bioaccumulé dans les organismes aquatiques se trouve sous la forme organique de mono-méthylmercure (MeHg) (BLOOM, 1992). La fixation dans les êtres vivants du MeHg est dix fois plus rapide que celle du Hg inorganique, que ce dernier provienne de l'alimentation ou de l'eau (HUCKABEE *et al.*, 1979 ; MEILI, 1997). Le MeHg pénètre facilement au travers des barrières biologiques qui séparent les êtres vivants de leur milieu environnant, accédant ainsi aux différents compartiments tissulaires et intracellulaires. Le Hg inorganique, au contraire, s'accumule préférentiellement dans les tissus viscéraux (MEILI, 1997). La traversée des membranes cellulaires par le mercure repose principalement sur des mécanismes de transport par diffusion passive, mais la liposolubilité des deux formes chimiques du Hg n'explique pas les différences entre les capacités de bioaccumulation : en effet, les coefficients de partage octanol/eau (Kow) sont très dépendants des espèces chi-

1 Les concentrations de Hg dans les poissons étant généralement exprimées en poids frais, dans la suite du texte, elles seront toujours exprimées en ng/g de poids frais, sans que cela soit précisé.

miques du Hg inorganique et du MeHg et ils sont, dans tous les cas, relativement faibles ($HgCl_2$: 3,3 ; $Hg(OH)_2$: 0,05 ; HgOHCl : 1,2 ; CH_3HgCl : 1,7 ; CH_3HgOH : 0,07) (BOUDOU et RIBEYRE, 1997 a ; DELNOMDEDIEU *et al.*, 1989 ; GIRAULT *et al.*, 1997 ; MASON *et al.*, 1995 a). Pour plusieurs raisons biochimiques et physiologiques, le temps de séjour, ou rémanence, du MeHg dans les organismes est bien supérieur à celui du Hg inorganique (LOCKART *et al.*, 1972 ; GOTTOFREY et TJÄLVE, 1991 ; MEILI, 1991). Il en résulte que la proportion de MeHg par rapport au Hg total est comprise entre 80 et 100 % dans les muscles dorsaux des poissons et entre 50 et 80 % chez les invertébrés (BLOOM, 1992 ; GRIEB *et al.*, 1990 ; MEILI, 1991). Ce même rapport MeHg/Hg total ne dépasse généralement pas 10 % dans la colonne d'eau et les sédiments. Cette différence montre qu'il y a une bioaccumulation sélective du MeHg dans les organismes, sachant que la méthylation *in vivo* dans les poissons serait d'importance mineure (HUCKABEE *et al.*, 1979 ; MEILI, 1991).

Dans les organismes aquatiques, l'absorption du MeHg et du Hg inorganique peut se réaliser soit à partir de l'alimentation (absorption indirecte par assimilation), soit à partir de l'eau (absorption directe). L'absorption par la nourriture est prédominante dans la plupart des organismes (MEILI, 1991 ; CABANA *et al.*, 1994 ; HALL *et al.*, 1997 ; TREMBLAY, 1999 a ; SIMON et BOUDOU, *à paraître*). Les estimations de la part de la voie directe indiquent des valeurs comprises entre 1 et 20 % de la bioaccumulation totale dans le zooplancton et les invertébrés benthiques, et de 5 à 15 % dans les poissons (MEILI, 1991 ; HALL *et al.*, 1997). La barrière intestinale des poissons est particulièrement sélective par rapport aux capacités d'absorption des formes chimiques du Hg : ainsi, le MeHg est très efficacement transféré vers le compartiment sanguin (taux d'absorption compris entre 80 et 95 %) alors que moins de 10 % des teneurs de Hg inorganique ingérées traversent cette barrière (BOUDOU et RIBEYRE, 1997 a). Des valeurs similaires ont été établies chez plusieurs groupes de consommateurs aquatiques, et également chez les mammifères terrestres et chez l'homme (WHO, 1990). Selon les espèces étudiées, cette inégalité de transfert est directement liée aux propriétés physico-chimiques des deux dérivés mercuriels et/ou à la distribution du métal dans les proies (MASON *et al.*, 1995 b). Ainsi, les fortes concentrations mesurées dans les poissons carnivores résultent de la conjonction entre, d'une part, les transferts cumulatifs du MeHg entre les proies et les prédateurs, depuis la base des réseaux trophiques, et, d'autre part, le facteur temps, nécessaire à l'accroissement de la bioaccumulation chez

les consommateurs terminaux, lesquels possèdent généralement une longue durée de vie et des biomasses individuelles élevées (BOUDOU et RIBEYRE, 1997 b).

La bioaccumulation du Hg a principalement été étudiée en régions tempérées et boréales. Diverses observations ont montré que, pour de nombreuses espèces de poissons, les concentrations de Hg augmentent en fonction de la longueur standard, du poids corporel et de l'âge des individus, selon une loi linéaire ou curvilinéaire (LOCKART *et al.*, 1972 ; SCOTT, 1974 ; OLSON, 1976 ; MACCRIMMON *et al.*, 1983 ; MEILI 1991 ; RASK et METSÄLÄ, 1991 ; DOYON *et al.*, 1998). En revanche, mais plus rarement, pour certaines espèces de poissons, les concentrations en Hg peuvent décroître avec la longueur (SCOTT et ARMSTRONG, 1972 ; MEILI, 1991). Plusieurs travaux ont permis d'observer des variations saisonnières significatives des concentrations de Hg chez certaines espèces de poissons (MEILI et WILL, 1985 ; MEILI, 1991). Par exemple, les concentrations de Hg chez les femelles peuvent croître après la ponte (MEILI, 1991). Ces différents types de variation ne peuvent être ignorés lorsque les niveaux de contamination des poissons sont analysés à partir des valeurs de concentrations moyennes.

Les concentrations de Hg dans un organisme sont le résultat d'un quasi-équilibre dynamique entre les vitesses d'absorption, au travers des barrières biologiques (branchies, revêtement cutané, paroi du tractus digestif chez les poissons), et d'élimination (voies urinaire et fécale). Elles sont également fonction des variations de la biomasse, laquelle a un effet de dilution quand elle augmente et, plus rarement, un effet d'accroissement des concentrations, lors de phases d'amaigrissement (MEILI, 1997). Ce bilan dynamique dans les populations de poissons est davantage contrôlé par les taux d'incorporation que par ceux d'élimination du MeHg. Le terme de bioaccumulation fait référence à une augmentation des quantités de Hg dans un organisme avec le temps. Il fait parfois oublier que la concentration est régulée par les flux d'entrée et de sortie et peut rester constante, lorsque ces deux flux antagonistes s'équilibrent ; cette tendance « en plateau » a été retenue pour quantifier la bioaccumulation des produits chimiques par les organismes aquatiques lors des tests normalisés, permettant de définir les facteurs de bioconcentration (FBC = [Hg]organisme ou organe/[Hg]eau). Il est important de souligner que cette définition première de la bioaccumulation est prise à défaut quand la biomasse d'un organisme augmente plus vite que le taux d'absorption nette de mercure (dilution pondérale). La prise en compte du poids total des orga-

nismes et le calcul des teneurs ou quantités de Hg correspondantes permettent de s'affranchir de ces variations de concentration.

Les concentrations et les proportions de MeHg augmentent avec les niveaux trophiques (MEILI, 1991 ; TREMBLAY, 1999 a ; WATRAS *et al.*, 1998), *via* le processus de bioamplification ou biomagnification. Cet accroissement de la concentration du métal lors du passage d'un niveau trophique au niveau supérieur peut être exprimé par un facteur d'enrichissement ou encore de biomagnification (BMF), compris entre 2 et 5 pour le Hg inorganique ; pour le MeHg, il est d'un ordre de grandeur supérieur (MEILI, 1997).

En Amazonie, les études consacrées à la contamination de la composante biologique des hydrosystèmes continentaux par le Hg sont récentes. Les premières ont débuté il y a une dizaine d'années, au Brésil. Elles ont révélé des concentrations moyennes de Hg dans les poissons, dans plusieurs régions affectées ou non par les activités d'orpaillage. Ces données ne sont généralement pas normalisées en fonction de la taille ou de l'âge des différents spécimens, ou de la population étudiée. La variation saisonnière et celle liée au sexe n'ont été nullement abordées jusqu'à présent. Il n'existe pratiquement pas de données sur le Hg dans les invertébrés planctoniques ou benthiques en Amazonie[2]. L'essentiel de cette synthèse porte sur la bioaccumulation du Hg dans les poissons amazoniens. Les informations dont nous disposons sur la bioaccumulation du MeHg chez les poissons tropicaux sont beaucoup moins abondantes que celles concernant les milieux tempérés et boréaux, lesquelles sont collectées depuis près de trente ans. Les données relatives à la Guyane française proviennent quasi exclusivement des travaux réalisés au cours de la première phase du programme de recherche engagé en 1997 par le CNRS-PEVS (programme « Environnement, vie et sociétés ») ; des résultats complémentaires sont en cours d'acquisition, sur le site du barrage hydroélectrique de Petit-Saut, en amont de la retenue (site d'orpaillage de Saint-Élie et crique Leblond), dans le barrage et dans la zone aval (Sinnamary et zone estuarienne).

2 Parmi les recherches développées dans le cadre du programme « Mercure en Guyane » du CNRS, une approche des niveaux de contamination des principales composantes des réseaux trophiques (périphyton, macrophytes, phytoplancton, invertébrés benthiques et pélagiques, poissons) a été réalisée au sein de deux rivières – Courcibo et Leblond –, en amont du barrage hydroélectrique de Petit-Saut (laboratoires LEESA, université Bordeaux-I, et CESAC, université Toulouse-III) (BOUDOU *et al.*, 2000 ; DAUTA *et al.*, 2000).

Ces informations sont loin de porter sur l'ensemble des 300 à 700 espèces de poissons qui peuvent être collectées dans une seule rivière amazonienne, parmi lesquelles 40 à 60 espèces différentes peuvent être exploitées et consommées par les populations riveraines (JUNK, 1997). Dans de nombreuses études, cette biodiversité de l'ichtyofaune est source d'une grande confusion. Plusieurs travaux utilisent seulement les noms communs empruntés aux pêcheurs locaux ou encore seulement les noms de genre. Ces derniers peuvent inclure plusieurs espèces d'écologie différente. Enfin, de nombreuses espèces migrent le long des rivières ou d'une rivière à l'autre, au moment de leur reproduction ou pour des raisons alimentaires ; ces migrations sont complexes et très souvent peu ou mal connues.

Pour ces diverses raisons, les interprétations comparatives sur la contamination des poissons des différentes localités amazoniennes sont actuellement sujettes à caution, voire impossibles. Une estimation fiable d'un niveau de concentration de Hg « normal » ou de base (« bruit de fond naturel »), pour une espèce particulière et dans un environnement donné, est pour l'instant impossible à réaliser. Cela ne permet pas d'apprécier de façon sûre l'étendue des effets des diverses activités humaines sur la bioaccumulation du Hg dans l'ichtyofaune amazonienne, notamment les contaminations liées aux activités d'orpaillage anciennes et/ou récentes.

LE PROCESSUS DE BIOACCUMULATION ET BIOAMPLIFICATION DU MEHG DANS LES ORGANISMES AQUATIQUES D'AMAZONIE : BASSIN DU TAPAJÓS (BRÉSIL) ET GUYANE FRANÇAISE

BIODISPONIBILITÉ DU MEHG POUR LES POISSONS

La biodisponibilité du MeHg est tout d'abord déterminée et contrôlée par la nature, la diversité et l'abondance des différents ligands inorganiques et organiques au sein des phases dissoute et particulaire des milieux aquatiques (colonne d'eau et sédiments). Un moyen simple pour estimer la biodisponibilité est d'effectuer des mesures de MeHg dans les organismes planctoniques (MEILI et PARKMAN, 1988 ; MEILI, 1991) ou périphytiques (COPE et RADA, 1992 ;

LEBEAU, 1996 ; CLECKNER *et al.*, 1999), à court cycle de vie. Rappelons que le périphyton est un matériel très hétérogène, constitué d'algues, de bactéries, de débris organiques, de particules minérales et parfois d'invertébrés sessiles (CLECKNER *et al.*, 1999 ; JUNK, 1997), associé à un substrat naturel ou artificiel (souvent des macrophytes aquatiques).

La seule étude disponible sur les concentrations en MeHg du zooplancton et du périphyton en Amazonie brésilienne met en évidence une augmentation de la biodisponibilité du MeHg lors de l'inondation saisonnière de la rivière Tapajós (ROULET *et al.*, 2000). Dans le Tapajós, les concentrations de MeHg dans le zooplancton sont comprises entre 20 et 240 ng/g (poids sec). Elles augmentent du début à la fin de la saison des pluies, en fonction de la montée des eaux de la rivière (fig. 1). Cette augmentation des concentrations s'accompagne d'une plus forte proportion de MeHg par rapport aux teneurs du Hg total (50-70 % contre 15-40 %). Ces valeurs sont en accord avec celles provenant d'autres régions du monde, où le MeHg représente généralement 30 à 90 % du Hg total dans le zooplancton (VERTA, 1990 ; MEILI, 1991 ; WATRAS *et al.*, 1994 ; TREMBLAY, 1999 a). Le matériel périphytique collecté au niveau des racines des macrophytes aquatiques flottantes contient de 2 à 8,5 ng/g de MeHg ; la proportion de cette forme chimique du métal dans le périphyton, allant de 1,5 à 8,3 %, est corrélée positivement aux teneurs en matière organique. Dans les écosystèmes aquatiques amazoniens, les racines adventives des macrophytes comptent, avec les sols de la forêt inondée, parmi les sites à plus forte capacité de méthylation du Hg (GUIMARÃES *et al.*, 2000 ; ROULET *et al.*, 2000, 2001). Les concentrations et proportions de MeHg obtenues dans cette étude sont regroupées dans le tableau I.

Selon les recherches menées dans le bassin du Tapajós, les plaines adjacentes à la rivière, qui sont saisonnièrement inondées, semblent être le siège d'une importante production de MeHg, de sorte qu'elles contrôleraient en grande partie la biodisponibilité de cette forme chimique du métal, non seulement dans les zones marginales inondées (prairies de macrophytes et forêts inondées), mais aussi dans les zones pélagiques, telles que le centre des lacs et les *rias* (ROULET *et al.*, 2000). La méthylation est stimulée dans les horizons organiques de la forêt inondée et dans la zone racinaire des macrophytes aquatiques pendant l'inondation. Dans ces milieux, la production et l'accumulation du MeHg sont étroitement liées à l'inondation et à la biogéochimie de la matière organique. Lors de la montée des eaux, l'augmentation de la

surface de forêt inondée de même que celle de la surface de la rhizosphère dans la colonne d'eau, à la suite du développement des prairies de macrophytes flottantes, conduisent à la multiplication des sites de méthylation (GUIMARÃES *et al.*, 2000 ; ROULET *et al.*, 2000, 2001). Il apparaît fondamental

Figure 1
Variations saisonnières des concentrations de Hg et de MeHg dans le zooplancton de la rivière Tapajós et de sa plaine d'inondation, Brésil (d'après ROULET *et al.*, 2000).

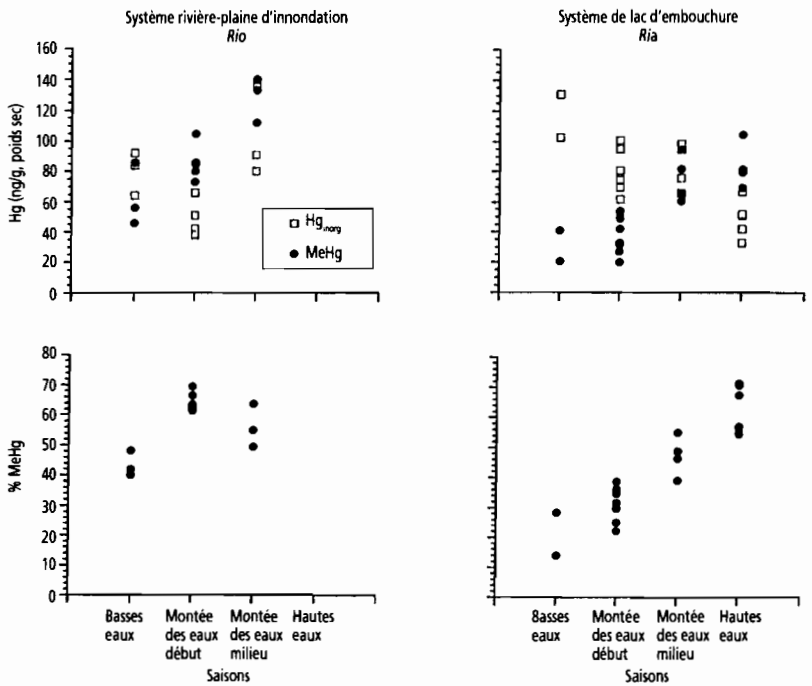


Tableau I. Concentrations moyennes de Hg et de MeHg dans différents compartiments de la rivière Tapajós et de sa plaine d'innondation, Brésil (d'après ROULET *et al.*, 2000 a et b).

	n	Hg total (ng/g) Moyenne	Hg total (ng/g) Intervalle	MeHg (ng/g) Moyenne	MeHg (ng/g) Intervalle	MeHg (%) Moyenne	MeHg (%) Intervalle	C (%) Moyenne
Zooplancton								
Système plaine d'inondation (*rio*)	11	162	110-268	91	46-140	56,5	40-69	42,6
Système lac d'embouchure (*ria*)	21	135	83-194	60	20-105	43,8	22-71	44,8
Phytoplancton								
Système lac d'embouchure (*ria*)	8	66	17-125	10	2-25	14,8	7-24	42,2
Matières en suspension								
Système plaine d'inondation (*rio*)	35	345	191-534	8	2-26	2,4	0,6-7,3	17,4
Epiphyton	17	158	100-254	5	2-8	3,5	1,5-6,1	11,7
Horizon organique inondé		139-160		5,9-6		3,7-4,4		23,5-25,8
Eaux filtrées		0,62-2,58*		< 0,02-0,24*		< 1,3-22,2		

* En ng/l.

d'associer la disponibilité du MeHg pour les différentes espèces aquatiques, composantes des chaînes trophiques, au développement et à la croissance des macrophytes lors des inondations. En effet, les inondations ont pour effet d'augmenter considérablement les surfaces des tiges et des racines adventives immergées et leur colonisation par le périphyton, c'est-à-dire les zones disponibles pour la méthylation et le transfert du MeHg dans la colonne d'eau. De nombreux invertébrés et poissons, en ingérant cette nourriture périphytique, se trouvent directement exposés au MeHg et peuvent ensuite, *via* les relations proies-prédateurs, contribuer à la contamination des espèces situées en fin de réseau trophique.

Les plaines d'inondation le long des grandes rivières occupent de vastes surfaces sous les tropiques, plus spécialement en Amazonie brésilienne où elles constituent une mosaïque de zones d'eau libre (lacs et chenaux), de forêts inondées et de prairies de macrophytes aquatiques à géométrie variable, en fonction des fluctuations saisonnières du niveau de l'eau (MELACK, 1984 ; MELACK et FISHER, 1990). Ces plaines d'inondation représentent un lieu de refuge et d'alimentation pour la majorité des espèces aquatiques pendant l'inondation (WELCOME, 1979 ; GOULDING, 1980). La présence d'un grand nombre d'espèces d'invertébrés et de poissons détritivores montre que les débris organiques de la forêt inondée et des macrophytes aquatiques jouent un rôle important dans les chaînes trophiques (FURCH et JUNK, 1997). De nombreuses espèces de characiformes se nourrissent de zooplancton à un stade donné de leur vie (ZARET, 1984). Des poissons commerciaux comme les jeunes de *Colossoma macroponum* et les adultes de *Hypophthalmus* sp. sont d'importants prédateurs du zooplancton. Les zones de macrophytes flottantes font fonction de « nurseries » pour de nombreuses espèces de poissons. Les alevins et les adultes se nourrissent de périphyton, d'insectes et de microcrustacés associés aux racines adventives des macrophytes flottantes (GOULDING, 1980 ; ARAUJO-LIMA *et al.*, 1986 ; ENGLE et MELACK, 1990 ; HAMILTON *et al.*, 1992). Le périphyton, par son importance biogéochimique dans la production et l'accumulation du MeHg, renforce ainsi la disponibilité du MeHg à l'égard des chaînes trophiques et de la bioamplification du métal (ROULET *et al.*, 1999).

LES FACTEURS RÉGISSANT LA BIOACCUMULATION DU MERCURE DANS LES POISSONS

De nombreuses études ont été consacrées à l'analyse des concentrations de Hg total et de MeHg dans les poissons d'Amazonie brésilienne (tabl. II). Elles démontrent que 70 à 100 % du métal se concentre sous la forme MeHg dans le tissu musculaire, les pourcentages étant relativement indépendants du régime alimentaire des espèces (herbivores, détritivores ou carnivores). Ces résultats confirment une fois de plus que le Hg accumulé dans les poissons se retrouve essentiellement sous la forme MeHg, cela indépendamment de la nature des sources de Hg inorganique, *via* la colonne d'eau et les aliments consommés (HUCKABEE *et al.*, 1979 ; BLOOM, 1992 ; SOUTHWORTH *et al.*, 1995). Les données obtenues en Guyane sont en accord avec ces pourcentages : pour

Tableau II. Concentrations moyennes et proportions de MeHg dans les muscles dorsaux des poissons amazoniens.

	Année	MeHg (ng/g) Moyenne	n	Intervalle	% MeHg Moyenne	Intervalle	Localisation	Références
PISCIVORES								
Cichlidés								
Cichla temensis	1997	473	5	330-651	91,3	67,3-104,5	Lac Duas Bocas, Tartarugalzinho, Amapá	GUIMARÃES *et al.*, 1999
Cichla temensis	1997	187	5	119-217	72,4	44,1-80,5	Lac Pracuúba, Tartarugalzinho, Amapá	GUIMARÃES *et al.*, 1999
Cichla sp.	1992	1 120	1		96,6		Rivière Tapajós, Brasilia Legal, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Cichla sp.		110	4		91		Mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Cynodontidés								
Raphiodon sp. ?	1992	1 600	1		100		Rivière Rato, bassin du Tapajós, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Clupeidés								
Pellona sp.	1992	510	3		88,9	85,2-94,9	Rivière Tapajós, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Erythrinidés								
Hoplias malabaricus		610	13		95		Mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Hoplias sp.	1992	830	1		84,4		Rivière Rato, bassin du Tapajós, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Pimélodidés								
Brachyplatystoma filamentosum	1992	2 227	3	950-3 290	88,9	85,6-95,0	Rivière Tapajós, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Brachyplatystoma flavicans	1992	570	1		95		Rivière Tapajós, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Pauliceia lutkeni	1992	615	4	360-820	90,1	79,6-95,1	Rivière Tapajós, Pará	AKAGI *et al.*, 1995

Tableau II (suite). Concentrations moyennes et proportions de MeHg dans les muscles dorsaux des poissons amazoniens.

	Année	MeHg (ng/g) Moyenne	n	Intervalle	% MeHg Moyenne	Intervalle	Localisation	Références
CARNIVORES								
Cichlidés								
Crenicichla sp.		210	8		94		Mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Scianidés								
Plagioscian sp.	1992	485	2		90,4	87,8-92,9	Rivière Tapajós, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Ostéoglossidés								
Osteoglossum sp.	1992	240	1		85,7		Rivière Rato, bassin du Tapajós, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Ageneiosidés								
Ageneiosus sp.	1992	570	2	540-600	104,5	101,9-107,1	Rivière Rato, bassin du Tapajós, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
OMNIVORES								
Cichlidés								
Acara	1992	150	1		88,2		Rivière Tapajós, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Geophagus sp.		30	2		90		Mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Pimélodidés								
Pimelodus blochii		180	6		98		Mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
HERBIVORES								
Serralsalmidés								
Pacu	1992	90	1		90		Rivière Tapajós, Brasilia Legal, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Myleus sp.		40	2		100		Mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995

l'espèce *Hoplias aimara*, par exemple, le MeHg représente 94 ± 4 % du Hg total accumulé dans le muscle squelettique dorsal (BOUDOU *et al.*, 2000).

Influence de l'âge et de la taille des poissons

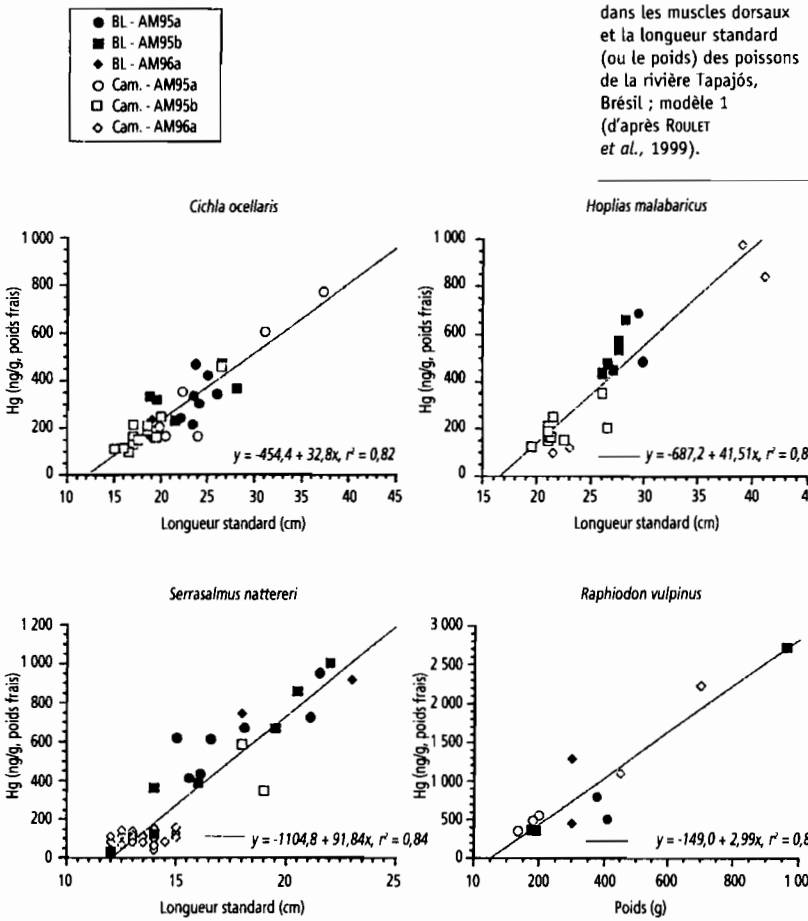
Il est rarement observé une relation linéaire ou curvilinéaire positive entre les concentrations de Hg et la longueur standard et/ou le poids corporel des poissons amazoniens (PORVARI, 1995 ; ROULET *et al.*, 1999 ; FRÉRY *et al.*, 2001). Dans une étude portant sur 73 espèces au sein de deux communautés de poissons de la vallée du Tapajós, cinq « relations types » entre les concentrations de Hg et la longueur standard ou le poids corporel ont été mises en évidence (ROULET *et al.*, 1999). Pour les espèces commerciales les plus communes en Amazonie, ces relations sont illustrées dans les figures 2 à 5, et résumées dans la figure 6.

Seules quatre espèces de poissons montrent clairement une relation linéaire des concentrations de Hg avec la taille ou le poids (modèle 1) : *Cichla ocellaris*, *Hoplias malabaricus*, *Serrasalmus nattereri* et *Raphiodon vulpinus* (fig. 2). Plusieurs espèces importantes ne montrent aucune variation avec la taille et le poids (modèle 2) : *Plagioscion squamosissimus*, *Curimata* sp., *Leporinus friderici*, *Cichlasoma severum*, *Hypophthalmus* sp., *Hypostomus* sp., ainsi que les jeunes *Brachyplatystoma filamentosum* (fig. 3). Deux autres groupes montrent des accumulations non linéaires positives (modèle 3), *Pellona* sp., *Hemiodus argenteus*, *Geophagus proximus* (fig. 4), et négatives (modèle 4), *Triportheus* sp., *Schizodon* sp., *Pseudoplatystoma fasciatus*, *Colosoma macroponum* (fig. 4). Les espèces du genre *Serrasalmus* autres que *S. nattereri* présentent une relation particulière entre les niveaux d'accumulation du Hg et la taille ou le poids (modèle 5 ; fig. 5). Dans le cas des modèles 3, 4 et 5, les auteurs suggèrent que le changement dans l'alimentation de ces espèces au cours de leur développement générerait une accumulation différentielle du Hg parmi les différents groupes de taille (âge) de la même espèce (ROULET *et al.*, 1999). En effet, les changements de régime alimentaire en période de croissance peuvent conduire à une augmentation ou à une baisse importante des concentrations de MeHg. Pour la plupart des characiformes ayant une bioaccumulation de type 3 ou 4, cette hypothèse semble vérifiée : la variation des concentrations de Hg apparaît pour des tailles correspondant à la maturité sexuelle, qui intervient à l'époque des migrations et des changements d'alimentation pour les jeunes adultes (JUNK, 1997 ; ROULET *et al.*, 1999).

Ces modèles ne sont pour l'instant que des exemples qui permettent d'illustrer les différents modes de bioaccumulation qu'on peut observer chez les nombreuses espèces de poissons amazoniens. Ils doivent être toutefois

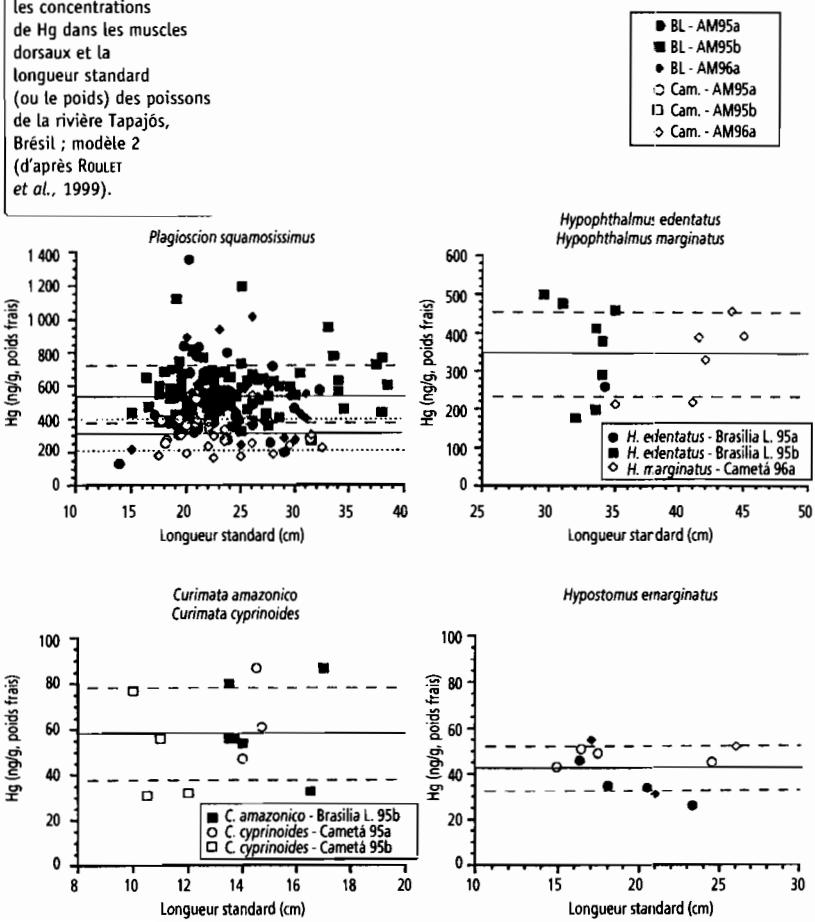
Figure 2

Relations entre les concentrations de Hg dans les muscles dorsaux et la longueur standard (ou le poids) des poissons de la rivière Tapajós, Brésil ; modèle 1 (d'après ROULET *et al.*, 1999).



confirmés et vérifiés par des études portant sur d'autres populations de ces mêmes espèces, avant d'être utilisés avec plus de sûreté. Dans les réservoirs de Tucurui et de Balbina, PORVARI (1995) et NAKAZONO *et al.* (1999) ont égale-

Figure 3–
Relations entre les concentrations de Hg dans les muscles dorsaux et la longueur standard (ou le poids) des poissons de la rivière Tapajós, Brésil ; modèle 2 (d'après ROULET *et al.*, 1999).



ment constaté un modèle de type 1 dans le cas de *Cichla temensis* et de *Cichla ocellaris*, mais des divergences apparaissent avec l'espèce *Plagioscion squamosissimus*. PORVARI (1995), dans son étude sur le Tucurui, interprète la bioaccumulation de cette espèce selon un modèle de type 1, alors que, dans le cas de l'étude sur le Tapajós menée par ROULET *et al.* (1999), il est plutôt observé un modèle de type 2. Il convient donc d'être pour l'instant très prudent quant à l'interprétation de ce genre de données en Amazonie.

Les modèles établis sont très dépendants des procédures d'échantillonnage utilisées, notamment des techniques de pêche et de leur complémentarité par rapport à la collecte des poissons d'une même espèce dans un même site. De nombreuses études ne disposent pas d'individus jeunes, les relations étant dans ce cas établies pour une gamme de poids/longueurs, et donc d'âges, incomplète. Par exemple, les résultats obtenus en Guyane sur l'espèce *Hoplias aimara*, à partir de 56 individus provenant des criques Courcibo/Leblond, en amont du barrage hydroélectrique de Petit-Saut (fig. 8), mettent en évidence une relation entre le poids frais total des poissons et la bioaccumulation du Hg dans le muscle, fortement influencée par les individus jeunes, une tendance en plateau étant révélée au-delà d'un poids moyen de 1 700 g (BOUDOU *et al.*, 2000). Lors des études réalisées en 1997 sur le haut Maroni, à proximité des villages amérindiens wayana, une absence de corrélation significative a été trouvée pour la majorité des espèces de poissons étudiées, dont l'effectif était supérieur à 10 individus (FRÉRY *et al.*, 2001).

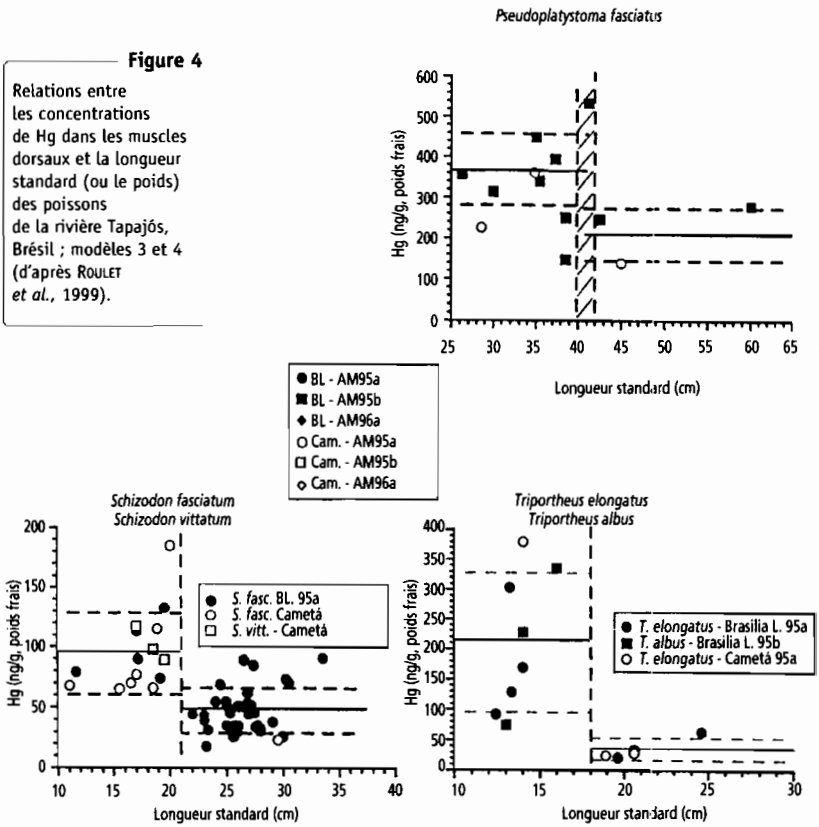
Influence des taux de croissance

En milieu tempéré et boréal, des comparaisons entre différents hydrosystèmes continentaux indiquent que le taux de croissance des poissons est un facteur peu influent sur la bioaccumulation du Hg, en comparaison avec l'alimentation ou la biodisponibilité du MeHg dans les niveaux trophiques inférieurs. La température du milieu extérieur, le métabolisme et les différences de croissance sont d'importance secondaire pour de nombreuses espèces de poissons. Les variations alimentaires représentent la cause majeure des différences observées entre les concentrations de MeHg chez des populations de poissons provenant de différents lacs (MEILI, 1991 ; HARRIS et BODALY, 1998). Toutefois, les différences de taux de croissance restent importantes à considérer lorsqu'on compare plusieurs individus au sein d'une même population.

En Amazonie, la croissance de l'ichtyofaune est fortement reliée à la variation du niveau de l'eau. En analysant les taux de croissance de onze espèces d'une plaine d'inondation amazonienne, BAYLEY (1982, dans JUNK, 1997) a montré que, durant la saison des hautes eaux, la croissance est en moyenne 60 % plus rapide que durant celle des basses eaux ; cette différence s'explique par la disponibilité de la nourriture. Notons qu'il n'y a aucune étude qui permette d'apprécier cet effet sur la bioaccumulation du Hg dans l'ichtyofaune d'Amazonie.

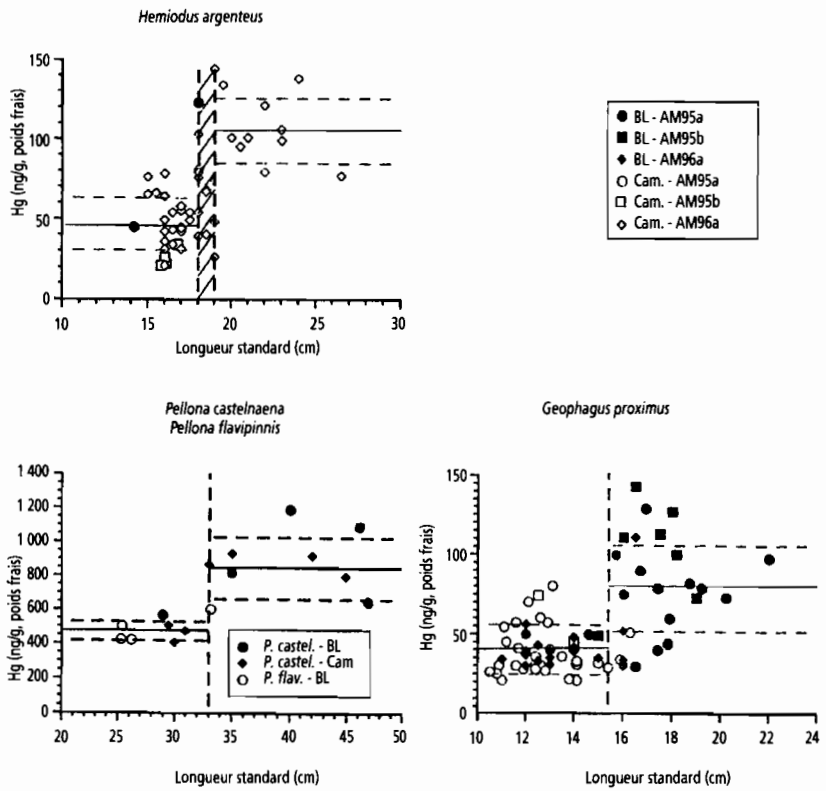
Figure 4

Relations entre les concentrations de Hg dans les muscles dorsaux et la longueur standard (ou le poids) des poissons de la rivière Tapajós, Brésil ; modèles 3 et 4 (d'après ROULET *et al.*, 1999).



Influence du sexe et de la saison

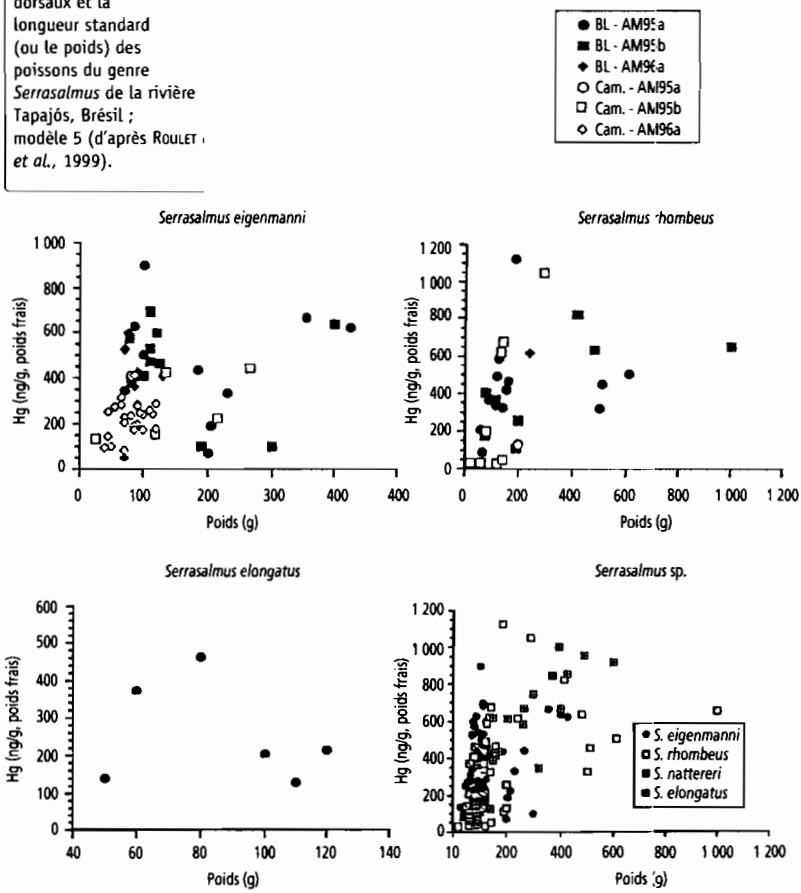
Dans les environnements boréaux, pour une taille donnée, les concentrations de Hg dans les poissons diffèrent généralement peu entre les deux sexes. Dans certains cas, les femelles ont tendance à avoir des concentrations en Hg plus faibles que les mâles, mais la différence n'est que de quelques pour cent, et elle peut être liée à des taux de croissance différents selon le sexe (MEILI, 1991). La période de fraie et la ponte ne conduisent pas à une baisse



significative de la charge corporelle en Hg, car les gamètes et les œufs ont généralement de très faibles teneurs en Hg ; la ponte conduit en revanche à une translocation et à une perte importante de biomasse, qui se traduit par

Figure 5

Relations entre les concentrations de Hg dans les muscles dorsaux et la longueur standard (ou le poids) des poissons du genre *Serrasalmus* de la rivière Tapajós, Brésil ; modèle 5 (d'après ROULET *et al.*, 1999).



un accroissement des concentrations de Hg dans le tissu musculaire. Ainsi peuvent être expliquées les variations observées dans les relations entre les concentrations en Hg et le poids corporel chez les femelles au cours de la période de l'année succédant à la ponte (MEILI, 1991). Il faut toutefois mentionner que les effets, sur les concentrations de Hg, des variations pondérales ou de celles relatives aux teneurs en graisse peuvent être masqués par les effets des changements alimentaires.

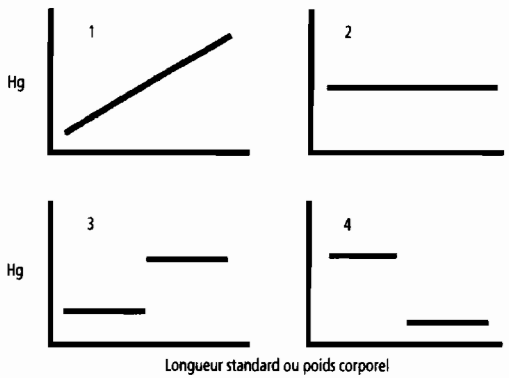


Figure 6

Différents modèles de relation entre la bioaccumulation du Hg dans le muscle (exprimée par la concentration) et la longueur standard ou le poids total des poissons (Tapajós, Brésil)

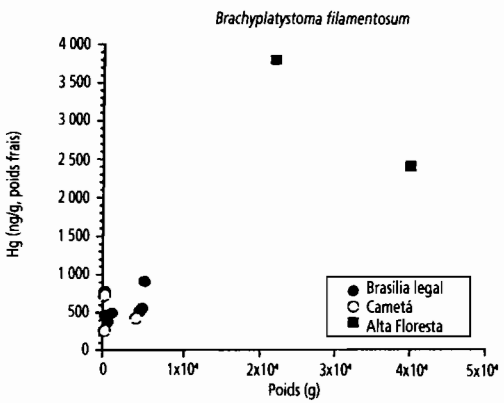


Figure 7

Relations entre les teneurs en Hg dans les muscles dorsaux et le poids corporel de *Brachyplatystoma filamentosum* dans le Tapajós, Brésil (d'après les données de MALM *et al.*, 1995 et de ROULET *et al.*, 1999)

En Amazonie, ces facteurs de variation ont été très peu étudiés. À notre connaissance, aucune approche n'a pris en compte l'influence du sexe des poissons sur la bioaccumulation du Hg. Des variations saisonnières n'ont pas été observées dans l'étude menée sur le Tapajós, probablement parce que les échantillons collectés et le protocole d'échantillonnage utilisé n'étaient pas suffisamment adaptés pour traiter cette question. Mentionnons que la maturité sexuelle et les migrations saisonnières introduisent d'importants changements dans l'écologie alimentaire de la plupart des espèces de poissons amazoniennes.

Les poissons migrants (characiformes : *Triportheus, Semaprochilodus, Prochilodus, Leporinus, Mylossoma* ; siluriformes : *Hypophthalmus, Pseudoplatystoma, Brachyplatystoma, Pimelodus*) présentent d'importantes accumulations de graisses dans le tissu musculaire et dans d'autres organes pendant la saison des hautes eaux, quand la nourriture est abondante (JUNK, 1985). Ces graisses permettent de fournir l'énergie nécessaire au développement des gonades et à la migration reproductive pendant la saison des basses eaux, quand la plaine est exondée et la nourriture considérablement réduite. Les espèces migrantes correspondent à de nombreuses espèces de poissons d'importance commerciale et elles constituent la majorité de la biomasse des plaines inondables en Amazonie centrale (JUNK, 1985). Aux variations saison-

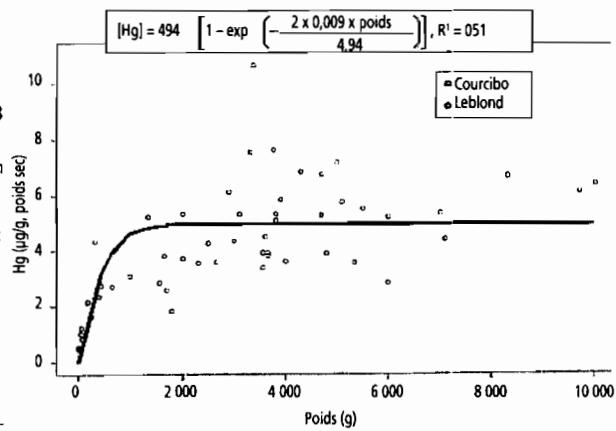


Figure 8

Relation entre les variables « concentration de Hg total dans le muscle » et « poids total » (poids frais) chez les poissons de l'espèce *Hoplias aimara* (n = 56) provenant des rivières Courcibo et Leblond, Guyane française (d'après BOUDOU et *al.*, 2000).

nières des sources de nourriture s'ajoutent les changements de régime alimentaire lors du passage du stade juvénile au stade adulte.

Les poissons non migrants (perciformes, cichlidés : *Cichla*, *Astronotus* ; scianidés : *Plagioscion*), qui ne pondent qu'un nombre limité d'œufs une ou plusieurs fois par an, montrent peu ou pas de variations saisonnières dans le stockage des graisses.

La maturité sexuelle et les migrations pourraient fortement influencer la bioaccumulation du Hg au cours de l'année et au cours du cycle de vie d'un individu et d'une population de poissons. Les migrations saisonnières introduisent des variations alimentaires non seulement dans le temps mais aussi dans l'espace, les milieux exploités aux différents stades de vie étant chez la plupart des espèces distincts (GOULDING, 1980).

Les variations saisonnières du poids corporel et de la teneur en graisse des muscles devraient être prises en compte dans le cas des poissons migrants d'Amazonie. Ces variations peuvent affecter plus ou moins fortement la relation entre les concentrations de Hg dans les muscles et le poids corporel. Il est de ce fait conseillé de rechercher les relations avec la taille et/ou l'âge des poissons, afin d'éviter le biais introduit par les migrations, la maturité sexuelle et la ponte. Des mesures des teneurs en eau et en graisse des muscles pourraient s'avérer utiles pour suivre ces processus (JUNK, 1985).

BIOMAGNIFICATION DU MEHG

Dans les tableaux III et IV, où plusieurs espèces importantes de poissons de la rivière Tapajós sont classées selon leur niveau trophique et leur comportement migratoire, l'effet de la biomagnification le long des chaînes trophiques est clairement observé. Les moyennes ($n > 3$) varient de 170 à 1 020 ng/g pour les piscivores, de 280 à 540 ng/g pour les carnivores, de 330 à 350 ng/g pour les planctonivores, de 40 à 300 ng/g pour les omnivores, de 20 à 80 ng/g pour les herbivores, de 30 à 90 ng/g pour les détritivores. Les niveaux d'accumulation du Hg dans le muscle des herbivores et des détritivores sont jusqu'à dix fois plus faibles que ceux relatifs aux piscivores et aux carnivores. La concentration du MeHg dissous dans l'eau du Tapajós varie de moins de 20 pg/l à 240 pg/l. Ainsi, par la combinaison des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification, la concentration du mercure chez les poissons piscivores est environ un million de fois plus élevée que dans l'eau.

Tableau III. Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux chez différentes guildes trophiques des espèces sédentaires de poissons de la rivière Tapajós, Brésil (d'après ROULET *et al.*, 1999).

Nom scientifique	Nom commun brésilien	Brasilia Legal Hg (ng/g)			Cametá Hg (ng/g)			Hg (ng/g)	Modèle
		Moyenne	Intervalle	n	Moyenne	Intervalle	n	Moyenne	
PISCIVORES									
Hoplias malabaricus	Traíra	530	438-690	9	283	101-978	15	376	1
Cynodon gibus	Saranha	1017	1004-1033	3	928		1	995	?
Raphiodon vulpinus	Peixe cachoro	935	366-2 729	7	948	356-2 232	5	940	1
Serrasalmus nattereri	Piranha cajú	594	34-1 000	17	128	41-585	32	290	1
Serrasalmus cf. eigenmanni	piranha branca	441	51-900	33	247	84-540	32	346	5
Cichla ocellaris	Tucunaré pitanga	299	153-474	16	250	97-774	18	273	1
Cichla temensis	Tucunaré pinima	173	102-230	4	177	115-234	8	176	?
CARNIVORES (poissons et invertébrés)									
Plagioscion squamosissimus	Pescada branca	543	132-1 354	168	305	165-542	30	507	2
Serrasalmus rhambeus	Piranha preta	444	89-1 124	22	262	23-1 049	11	383	5
Crenicichla sp.	Jacundá	275	268-281	2	266	185-347	2	270	?
OMNIVORES/HERBIVORES									
Leporinus trifasciatus	Aracu cabeça gorda	73	51-89	6	70	33-102	5	72	2
Geophagus proximus	Caratinga	81	30-143	22	40	21-11	56	52	3
DÉTRITIVORES (détritus organiques, périphyton, bactéries)									
Hemiodus argenteus	Charuto	84	45-123	2	64	21-144	50	65	3
Pachyurus schamburgkii	Curvina	86	64-105	8	74	56-87	4	82	2

Tableau IV. Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux chez différentes guildes trophiques des espèces migrantes de poissons de la rivière Tapajós, Brésil (d'après ROULET *et al.*, 1999).

Nom scientifique	Nom commun brésilien	Brasilia Legal Hg (ng/g) Moyenne	Intervalle	n	Cametá Hg (ng/g) Moyenne	Intervalle	n	Hg (ng/g) Moyenne	Modèle
PISCIVORES									
Brachyplatystoma filamentosum	filhote, piraíba	557	377-913	9	471	262-725	3	536	2
Brachyplatystoma vaillanti	Piramutaba, piaba	432	223-724	7	320	210-505	9	369	2
Pseudoplatystoma fasciotum	Sorubim	332	149-535	10	242	140-362	3	311	4
Pinirompus pirinampu	Barbado, piranambu	772	497-940	6	716	415-972	4	749	2
OMNIVORES/CARNIVORES									
Triportheus elongatus	Sardinha comprida	116	22-304	7	145	25-380	3	125	4
Calophysus macropterus	Piracatinga	624		1	307	220-444	3	386	?
PLANCTONIVORES									
Hypophthalmus sp.	Mapará	351	178-499	9	333	213-456	6		2
DÉTRITIVORES (détritus organiques, périphyton, bactéries)									
Semaprochilodus taeniurus	Jaraqui escama fina	50		1	35	18-57	7	37	2
Curimata sp.	Branquinha	61	33-87	6	56	31-87	7		2
HERBIVORES (périphyton, graines, fruits et feuilles des macrophytes et de la forêt inondée)									
Schizodon fasciatum	Aracu comun	54	18-133	40	83	23-185	8	59	4
Rhytiodus sp.	Aracu banana	28		1	51	29-73	2	43	?
Mylosama sp.	Pacu manteiga	21	13-38	4	18		1	20	1
Metynnis sp.	Pacu marreca	54	34-70	5	23	20-25	2	45	1

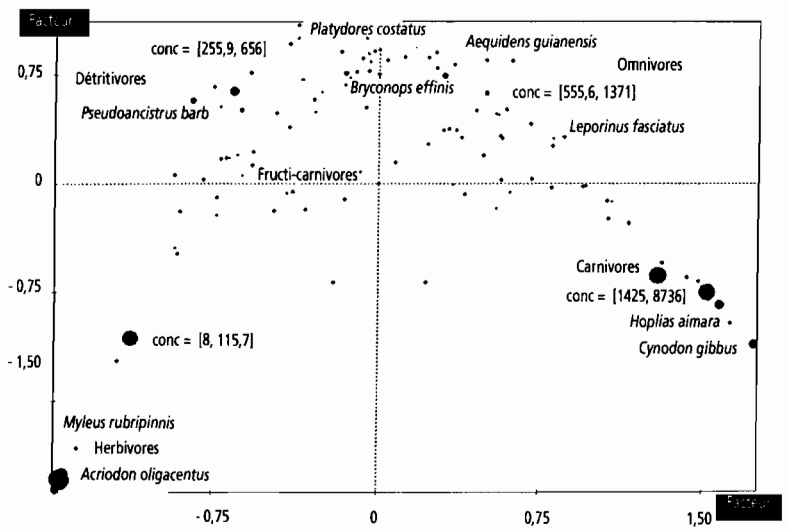
En Guyane, des phénomènes similaires ont été observés, avec des facteurs de bioconcentration (FBC = [Hg]poisson/[Hg]eau) encore plus marqués : par exemple, dans la rivière Leblond, la valeur moyenne des FBC pour l'espèce piscivore *Hoplias aimara* est de 150 000 sur la base du Hg total dans la fraction dissoute du mercure dans l'eau et supérieure à 15 millions à partir des concentrations moyennes du MeHg dans cette même phase (BOUDOU *et al.*, 2000). Dans la zone du haut Maroni, une analyse multivariée réalisée à partir de 270 poissons collectés à l'aide de différentes techniques de pêche (filets, pièges, harpons, nivrées) met en évidence des différences très marquées entre les niveaux de contamination des poissons, exprimés à l'aide de classes de concentration, en fonction de leur régime alimentaire (fig. 9 ; FRÉRY *et al.*, 2001).

L'enrichissement du MeHg le long des chaînes alimentaires est le résultat des pertes de biomasse ingérée à chaque niveau trophique par la défécation, l'excrétion et la respiration, combinées à un taux d'absorption au travers de la barrière digestive très élevé et à une rétention très efficace du MeHg dans les organismes. Dans un poisson en phase de croissance, la concentration de Hg peut être en équilibre avec celle rencontrée dans la nourriture. Elle n'évoluera dans le temps que si un changement dans l'alimentation (type et quantité de nourriture) ou de la physiologie du prédateur (ponte, maturation sexuelle...) a lieu (MEILI, 1991). Une des principales conclusions des études réalisées par MEILI (1991) est que les concentrations de MeHg rencontrées chez un prédateur aquatique dépendent essentiellement de celles mesurées dans leur alimentation. Au contraire, la taille et l'âge, donc les taux de croissance et la durée de l'exposition, seraient des facteurs de seconde importance. Ainsi, les relations linéaires mises en évidence entre les concentrations de Hg et la taille ou l'âge d'un poisson viendraient du fait que, au fil du temps, il consommerait des proies avec des concentrations croissantes de MeHg, soit en changeant de proies, soit en continuant à consommer les mêmes proies, mais de taille et de masse croissantes. Des études menées en laboratoire, en conditions contrôlées, nuancent ces conclusions : en effet, chez plusieurs espèces carnivores (poissons, crustacés), il est possible d'obtenir un accroissement significatif, voire très significatif, des concentrations de Hg dans les prédateurs par rapport à la concentration du métal dans les proies sur la base de transferts trophiques réalisés à partir de proies contaminées préalablement par du MeHg, les apports quotidiens de nourriture étant identiques (nombre de proies, biomasse, teneur en Hg ingérée) pendant toute la durée d'exposi-

tion. Dans ces conditions, seul le facteur « durée d'exposition », *via* les transferts cumulatifs de MeHg, est responsable de la bioamplification entre les deux niveaux trophiques étudiés (BOUDOU et RIBEYRE, 1997 a ; SIMON et BOUDOU, *à paraître*).

Des observations semblables à celles qui viennent d'être relatées pour le bassin du Tapajós ou en Guyane ont été faites en d'autres régions d'Amazonie (BIDONE *et al.*, 1997 a ; BARBOSA *et al.*, 1995 ; MALM *et al.*, 1995), mais la bioaccumulation le long des chaînes trophiques n'a pas été appréhendée de façon

Figure 9
Analyse des correspondances multiples à partir des variables « concentration de Hg total dans le muscle », « espèce » et « régime alimentaire », relatives aux 270 poissons capturés en 1997 dans la zone du haut Maroni, Guyane française (d'après FRÉRY *et al.*, 2001).



spécifique. L'étude en est rendue difficile par la diversité des réseaux alimentaires rencontrés et leur évolution subordonnée à celle du niveau du plan d'eau des rivières. Il est possible, pour détourner la difficulté, d'envisager les trois sources de production primaire à partir desquelles se développent les chaînes trophiques : production de la forêt inondée, des macrophytes aquatiques et du phytoplancton dans les plaines d'inondation (GOULDING, 1980 ; BAYLEY, 1989 ; ARAUJO-LIMA *et al.*, 1986). L'importance relative de chacune de ces sources varie avec le type de rivière et la taille de la plaine inondable (BARTHEM et GOULDING, 1997). Chaque niveau trophique occupe une fonction bien définie dans l'ensemble du réseau, mais il n'est généralement pas possible d'assigner à une espèce donnée un niveau unique. En effet, si on prend l'exemple d'un prédateur comme *Serralsamus nattereri*, ce dernier consomme plusieurs types de proies pouvant appartenir à des niveaux trophiques distincts. Il y a un grand nombre d'interactions entre les espèces, et de nombreuses espèces de poissons sont décrites comme « omnivores ». La complexité des réseaux trophiques est liée à la diversité et à la densité des espèces dans l'écosystème ; ces réseaux sont sensibles aux changements naturels et anthropiques (BOUDOU et RIBEYRE, 1997 a). Par exemple, les activités minières sur les bassins versants ou directement dans le lit mineur des cours d'eau génèrent une très forte turbidité, qui peut affecter directement les poissons (colmatage au niveau des structures épithéliales des lamelles branchiales) et indirectement, *via* la disponibilité et les capacités de capture des proies. En Guyane, les données disponibles sur le régime alimentaire des poissons sont le plus souvent peu précises, voire inexistantes dans certains cas (PLANQUETTE *et al.*, 1996 ; KEITH *et al.*, 2000 ; LE BAIL *et al.*, 2000). L'analyse des contenus stomacaux a toutefois permis de révéler certaines modifications des régimes alimentaires, liées par exemple à l'implantation du barrage hydroélectrique de Petit-Saut : le Charidacae *Triportheus rotundatus* se nourrit pour une grande part d'organismes zooplanctoniques dans la retenue, la diversité et l'abondance du zooplancton étant importantes dès le début de la mise en eau du barrage ; en revanche, dans les cours d'eau en amont, cette espèce consomme préférentiellement des végétaux et des invertébrés terrestres (HOREAU *et al.*, 1997). Des recherches sont actuellement menées à partir de l'analyse des isotopes stables du carbone et de l'azote, la biogéochimie isotopique ($d^{13}C$ et $d^{15}N$) étant un bon outil pour appréhender les différents niveaux trophiques au sein d'une biocénose aquatique et les liens avec les processus de bioamplification du Hg (BOCHERENS, 1997 ; CABANA et RASMUSSEN, 1994).

L'influence de la structure des chaînes trophiques sur la bioamplification du MeHg n'ayant jamais été étudiée de façon spécifique en milieu amazonien, il faut se cantonner aux exemples fournis en milieux tempérés et boréaux. Les modèles de bioamplification établis pour différents lacs suédois accordent beaucoup d'importance à la structure des chaînes alimentaires pour expliquer les valeurs des concentrations de Hg mesurées chez les consommateurs terminaux (MEILI, 1991). Il a été clairement montré que les changements d'alimentation des poissons prédateurs, occasionnés par les changements de taille, ou encore l'absence de certaines proies, peuvent avoir une influence sur les concentrations de Hg. Il peut y avoir un changement vertical dans le réseau trophique, qui engendre un effet sur la longueur de la chaîne alimentaire. Par exemple, dans des lacs de l'Ontario (Canada), où les structures des communautés de poissons pélagiques sont extrêmement variables, les différences entre les concentrations de MeHg dans la chair des poissons situés en fin de chaîne trophique, qui peuvent atteindre deux ordres de grandeur, sont principalement provoquées par les différences de longueur des chaînes pélagiques (CABANA *et al.*, 1994). Il y a aussi des modifications horizontales dans les réseaux trophiques, correspondant à des changements de proies pour un même niveau trophique ou encore à des modifications de la taille des individus, pour un même type de proies (MEILI, 1991).

COMPARAISON DES CONCENTRATIONS DE MERCURE DANS LES POISSONS DE DIVERSES RÉGIONS AMAZONIENNES

REMARQUES SUR LA NORMALISATION DES DONNÉES

Afin d'éliminer les biais sur les mesures de concentration de Hg dans les poissons, dus à la différence de taille des individus échantillonnés, il est indispensable de procéder à une normalisation des résultats.

Dans le cas des modèles linéaires de type 1 (fig. 6), il est possible d'établir une droite de régression, soit après transformation logarithmique des données, soit sans traitement préalable (WREN *et al.*, 1991). La façon la plus simple de normaliser les données est de prendre arbitrairement une longueur et de calculer la concentration de Hg à l'aide de l'équation de la droite de

régression. Il est préférable de recourir à une longueur correspondant à des individus matures sexuellement et dont le régime alimentaire est stabilisé dans le temps. Cette procédure de normalisation est largement utilisée pour des études de contamination en milieux tempérés et boréaux, mais elle n'a été appliquée qu'une seule fois en Amazonie (PORVARI, 1995). Actuellement, d'autres procédures de normalisation faisant appel à des outils statistiques plus élaborés sont disponibles (TREMBLAY *et al.*, 1998). Il faut toutefois mentionner que des écarts importants peuvent être observés pour la croissance pondérale ou la longueur des poissons, en fonction de l'âge des individus, au sein d'une même population ou entre des populations vivant dans des sites différents ; l'idéal est de connaître l'âge des poissons, car ce critère est fondamental au regard des processus de bioaccumulation et de bioamplification. Dans les milieux tropicaux, compte tenu des faibles variations climatiques entre les saisons, la détermination de l'âge des poissons est difficile, expliquant le nombre très faible de données dans la littérature sur ce critère.

Pour les modèles de type 2 (fig. 6), les moyennes et les écarts-types peuvent être comparés statistiquement, à condition que les tailles des populations soient similaires et l'échantillonnage représentatif de la taille moyenne de la population. Pour les modèles de type 3 et 4, les moyennes et les écarts-types peuvent aussi être comparés, à condition de séparer la population en différentes classes de taille, correspondant aux changements observés dans la relation. Ces brèves considérations à propos de la normalisation des données sur les poissons posent les limites actuelles des interprétations que nous ferons par la suite.

CONCENTRATIONS DE HG OBSERVÉES DANS LES POISSONS AMAZONIENS

Les tableaux V, VI et VII regroupent les données de concentrations de Hg pour les poissons prédateurs, omnivores, planctonivores, détritivores et herbivores, qui sont le plus fréquemment cités dans les études disponibles sur les hydrosystèmes d'Amazonie brésilienne. Les tailles et les poids ont été notés lorsqu'ils étaient mentionnés. En raison de la difficulté d'interpréter les résultats de concentrations de Hg dans les poissons, comme nous l'avons mentionné précédemment, il n'est pas possible actuellement d'établir une comparaison interrégionale rigoureuse et statistiquement valable. La présentation des résul-

tats se limitera à une discussion critique des valeurs observées et de leur représentativité, et aux précautions à observer quant aux interprétations.

Espèces de poissons sédentaires

Les espèces sédentaires peuvent théoriquement être utilisées comme bioindicateurs de la contamination de différents écosystèmes aquatiques, mais ce groupe de poissons n'a sérieusement été pris en compte que dans environ la moitié des études réalisées en Amazonie. De plus, les tailles ou les poids des individus échantillonnés sont trop souvent absents, ce qui réduit d'autant l'analyse des résultats.

Les populations de *Cichla ocellaris*, *H. malabaricus*, *R. vulpinus* et *S. nattereri* montrent *a priori* une relation de type 1 entre l'accumulation du Hg et la taille ou le poids des poissons (ROULET *et al.*, 1999) : ces espèces pourraient être utilisées pour comparer des sites différents d'une même rivière, à condition d'effectuer une normalisation des concentrations de Hg par la taille ou le poids.

Les perciformes (scianidés et cichlidés) (tabl. V) n'effectuent pas de migrations notables, dans la mesure où ils ne remontent ou ne descendent pas les rivières sur d'importantes distances. Ils opèrent cependant des mouvement latéraux entre les zones marginales et le cours d'eau (JUNK, 1985). Les scianidés du genre *Plagioscion* sont très communs dans les cours principaux des rivières et dans les lacs marginaux : ce sont des carnivores pélagiques qui s'alimentent de poissons et de crustacés (SANTOS *et al.*, 1984 ; FERREIRA *et al.*, 1998). Deux espèces sont très communes en Amazonie : *P. squamosissimus* et *P. surinamensis*. Les individus peuvent atteindre une longueur de 50 cm, pour un poids de 1,5 kg ; la maturité sexuelle se manifeste chez des individus de 20 cm environ (SANTOS *et al.*, 1984). Les cichlidés vivent normalement dans les lacs et les zones marginales des cours d'eau ; ils préfèrent les habitats lentiques. Le genre *Cichla* est principalement représenté par *C. ocellaris* et *C. temensis*, qu'on retrouve dans le bassin amazonien et les Guyanes (LOWE-MCCONNELL, 1969). Les adultes sont piscivores et s'alimentent de petits poissons ; les juvéniles, plus carnivores que piscivores, s'alimentent de crustacés, d'insectes et de petits poissons dans la végétation littorale (ZARET, 1980 ; LOWE-MCCONNELL, 1969). La maturité sexuelle apparaît chez les individus autour de 33 cm. Ces espèces peuvent atteindre une longueur de 50 à 80 cm, pour des poids allant de 5 à 10 kg (Santos *et al.*, 1984). Le genre *Geophagus* est

Tableau V. Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des perciformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
PERCIFORMES										
Scianidés										
Pescada (Brazil), pacora (Colombia), masao (Guyane française, Wayana)										
Plagioscion squamosissimus	1990-1991	1 200	33			22-65		100-3 600	Lac de barrage de Tucurui, Pará	PORVARI, 1995
Plagioscion squamosissimus	1995-1996	543	168	132-1 354	24	14-39	271	32-1 200	R. Tapajós, Brasilia Legal, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Plagioscion squamosissimus	1995-1996	305	30	165-542	23	18-33	256	75-800	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Plagioscion squamosissimus		420	28	100-1 100		24-55		236-2 340	Guyane française	RICHARD *et al.* 2000
Plagioscion squamosissimus	1998	551	1		34		777		Inini, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Plagioscion surinamensis	1996	195	1						R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	OLIVERO et SOLANO, 1998
Plagioscion surinamensis	1997	121	9	37-187					R. Magdalena, 290 km en aval d'un site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Plagioscion sp.		810	10	90-1 200			1200		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
Plagioscion sp.	1993	770	4						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON *et al.*, 1997

Tableau V (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des perciformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Plagioscion sp.		430	33						R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Plagioscion sp.		363	28						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a
Plagioscion sp.		223	29						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Plagioscion sp.		102	7						Fleuve Amazone, Santana de Ituqui, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a
Cichlidés										
Tucunaré (Brésil), matawalé (Guyane française, Wayana)										
Cichla temensis	1990-1991	1 100	53			21-65		100-4 500	Lac de barrage de Tucurui, Pará	PORVARI, 1995
Cichla temensis	1997	510	5	342-650			556	310-1 050	R. Tartarugalzinho lac de Duas Bocas, Amapá	GUIMARÃES *et, al.*, 1999
Cichla temensis	1997	260	5	240-270			464	400-510	R. Tartarugalzinho, lac Pracuúba, Amapá	GUIMARÃES *et al.*, 1999
Cichla temensis	1991	280	5	160-370					R. Madeira, Jajará-Mirim, Rondonia	PADOVANI *et al.*, 1996
Cichla temensis	1995-1996	173	4	102-230	24	23-25	258	185-350	R. Tapajós, Brasilia Legal, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Cichla temensis	1995-1996	177	8	115-234	29	22-40	533	160-1 400	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999

Tableau V (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des perciformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Cichla ocellaris		660	22	120-2 210			720		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
Cichla ocellaris	1993	280	11						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON *et al.*, 1997
Cichla ocellaris	1995-1996	299	16	153-474	24	19-42	308	100-1 400	R. Tapajós, Brasilia Légal, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Cichla ocellaris	1995-1996	250	18	97-774	21	15-38	219	85-935	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Cichla ocellaris		220	1		35		1 300		Guyane française	RICHARD *et al.*, 2000
Cichla ocellaris	1997	30	2	28-31	9	8-10	18	13-23	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Cichla sp.	1992	1 160	1				570		R. Tapajós, Brasilia Legal, Pará	AKAGI *et al.*, 1995
Cichla sp.		420	33						R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Cichla sp.		267							R. Tapajós, réserve de Munduruku, Pará	BRABO *et al.*, 1999 b
Cichla sp.		441	6						R. Tartarugalzinho, Amapá	BIDONE *et al.*, 1997 a
Cichla sp.	1994-1996	261							R. Tartarugalzinho, lac Pracuúba, Amapá	GUIMARÃES *et al.*, 1999

Tableau V (fin). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des perciformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Cichla sp.		226	1						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a
Cichla sp.		116	28						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Cichla sp.		104	2						Fleuve Amazone, Santana de Ituqui, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a
Cichla sp.		110	3						R. Gurupi, mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Caratinga (Brésil), awalipa (Guyane française, Wayana)										
Geophagus suranimensis		100	9						R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Geophagus suranimensis		19	11						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Geophagus suranimensis	1997	77	11	34-221	13	6-20	89	10-243	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Geophagus suranimensis	1998	61	2	61-173	11	9-12	41	11-54	Inini, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Geophagus proximus	1995-1996	81	22	30-143	17	14-22	163	82-260	R. Tapajós, Brasília Légal, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Geophagus proximus	1995-1996	40	56	21-111	13	11-18	66	30-160	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Geophagus sp.		30	2						R. Gurupi, mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995

aussi assez bien représenté en Amazonie (LOWE-MCCONNELL, 1969). Les *Geophagus* sont généralement omnivores et s'alimentent de graines, de fruits, de crustacés, d'insectes, de petits poissons et d'algues (FEREIRA *et al*, 1998). Ils peuvent atteindre 20-25 cm pour un poids de 200 g (SANTOS *et al.*, 1984 ; FEREIRA *et al.*, 1998). La maturité a lieu chez les individus de 15-18 cm (LOWE-MCCONNELL, 1969).

Parmi les valeurs moyennes des concentrations de Hg obtenues chez les prédateurs des genres *Cichla* et *Plagiscion* (tabl. V), il apparaît que les plus forts niveaux de contamination se rencontrent dans le réservoir du barrage de Tucurui (PORVARI, 1995). Cette étude couvre toutes les tailles de poissons et se fonde sur un nombre suffisant d'individus pour que les valeurs soient considérées comme représentatives. Des poissons du même genre collectés dans la rivière Tapajós (ROULET *et al.*, 1999) contiennent en moyenne de deux à six fois moins de Hg. Pour les échantillons de plus de cinq individus (n > 5) de *Plagiscion*, les moyennes varient de 320 à 540 ng/g dans le Tapajós, de 223 à 363 ng/g dans l'Amazone contre 1 200 ng/g dans le réservoir de Tucurui. Dans le cas de *Cichla*, les concentrations moyennes varient également : de 177 à 420 ng/g dans le Tapajós, 116 ng/g dans l'Amazone, de 280 à 660 ng/g dans le Madeira, de 260 à 510 ng/g dans la rivière Tartarugalzinho, tandis qu'elles s'élèvent à 1 100 ng/g dans le réservoir de Tucurui. Les concentrations moyennes de Hg pour le genre *Geophagus* sont toujours inférieures à 100 ng/g. Les variations sont assez faibles : 40 à 100 ng/g dans le Tapajós, 20 ng/g dans l'Amazone et 80 ng/g dans le bassin du Maroni, en Guyane.

Les genres *Cichla* et *Geophagus* se caractérisent par des modèles de relation bioaccumulation-longueur de type 1 ou 3 (ROULET *et al.*, 1999). Cela est particulièrement bien illustré par la comparaison des concentrations de Hg chez *Geophagus proximus* entre les populations des lacs riverains des villages de Brasilia Legal et de Cametá, dans le bassin du Tapajós. Ces concentrations sont deux fois plus faibles chez les populations de Cametá (40 contre 80 ng/g), mais la taille moyenne de la population est également plus petite à Cametá (13 cm pour 66 g à Cametá contre 17 cm pour 163 g à Brasilia Legal). Ainsi, la population de Cametá comporterait plus de jeunes immatures, ayant un régime alimentaire différent de celui des adultes (ROULET *et al.*, 1999).

Les characiformes (tabl. VI) sont en grande majorité des poissons migrateurs. Parmi eux, les espèces prédatrices des genres *Hoplias* (érythrinidés) et

Raphiodon (cynodontidés) et la plupart des *Serrasalmus* (serrasalmidés) font cependant exception (VAZZOLER et MENEZES, 1992).

Serrasalmus nattereri, le piranha à ventre rouge, est une espèce dont les adultes sont piscivores pélagiques et se retrouvent dans les lacs et les zones d'eaux calmes (SANTOS *et al.*, 1984 ; HENDERSON et CRAMPTON, 1997). Les juvéniles sont carnivores, voire omnivores, et peuvent s'alimenter d'insectes, de fruits et de graines (HENDERSON et CRAMPTON, 1997). La maturité sexuelle est atteinte vers 16 cm de longueur (LOWE-MCCONNELL, 1964, dans PAULY, 1994). Dans le cas de *S. nattereri*, les plus fortes concentrations moyennes (n > 5) de Hg observées (590 ng/g) dans le Tapajós (tabl. VI) sont probablement attribuables à une taille moyenne plus grande (18 cm pour 267 g), si on se réfère aux comparaisons qui viennent d'être faites avec *Geophagus proximus*. À Cametá (73 ng/g), la majorité des individus collectés sont apparemment des juvéniles (14 cm pour 73 g). La plus forte concentration de Hg (1 220 ng/g) est obtenue dans le Madeira, mais sur un nombre très faible d'échantillons (n = 2) (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000). Cette valeur élevée correspond à des spécimens de très grande taille, dont le poids moyen est proche de 1 200 g, en comparaison de ceux du Tapajós. *Serrasalmus nattereri* peut atteindre communément 25 cm (SANTOS *et al.*, 1984 ; FERREIRA *et al.*, 1998), ce qui correspond à un poids de 700 g environ (PAULY, 1994). Pour le genre *Serrasalmus*, de trop nombreuses études utilisent uniquement le nom du genre, alors que toutes les espèces autres que *S. nattereri* semblent avoir des modes très particuliers d'accumulation du Hg en relation avec la taille et le poids des individus (fig. 5). Il est pratiquement impossible de comparer ces données les unes aux autres. Néanmoins, il convient de remarquer que la concentration moyenne de Hg maximale obtenue pour le genre *Serrasalmus* se retrouve dans le réservoir de Tucurui (2 600 ng/g).

Hoplias malabaricus est une espèce piscivore qui vit communément dans les zones d'eaux calmes à l'embouchure des criques, à proximité des berges des rivières et dans tous les habitats des plaines d'inondation, très communes à travers toute l'Amazonie (SANTOS *et al.*, 1984 ; WINEMILLER, 1989 ; HENDERSON et CRAMPTON, 1997). Les adultes peuvent atteindre 30 cm, la maturité sexuelle ayant lieu vers 15 cm (SANTOS *et al.*, 1984 ; VAZZOLER et MENEZES, 1992). Les concentrations moyennes de Hg (n > 5) dans ces poissons varient de 283 à 580 ng/g dans le Tapajós, de 200 à 380 ng/g dans le Madeira et de 236 à 610 ng/g dans les sites aurifères de la rivière Magdalena (Colombie) et de Gurupi

Tableau VI. Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des characiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
CHARACIFORMES										
Serrasalmidés										
Piranha caju (Brésil), paloneta (Bolivie), paña (Pérou), caribe boca de locha (Venezuela), red pirai (Guyana)										
Pygocentrus nattereri	1996-1998	1219	2	1 206-1 233				1 170-1 200	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000
Pygocentrus nattereri	1992	273	16	90-510					Alto Pantanal, Mato Grosso	HYLANDERS *et al.*, 1994
Serrasalmus nattereri	1988-1990	300	19	< 10-1370					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará	LACERDA *et al.*, 1994
Serrasalmus nattereri	1995-1996	594	17	34-1 000	18	12-23	267	80-600	R. Tapajós, Brasilia Legal, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Serrasalmus nattereri	1995-1996	128	32	41-585	14	11-19	73	40-320	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Serrasalmus nattereri		221	2						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a
Piranha preta (Brésil), Piraïe pene - grand (Guyane française, Wayana)										
Serrasalmus hombeus	1995-1996	444	22	89-1 124	18	12-31	249	60-1 000	R. Tapajós, Brasilia Legal, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Serrasalmus rhombeus	1995-1996	262	11	23-1 049	13	8-19	112	20-290	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Serrasalmus rhombeus		423	80	50-1 370		14-41		80-2 660	Guyane française	RICHARD *et al.*, 2000
Serrasalmus rhombeus	1997	374	5	33-571	21	11-37	680	36-1 920	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Serrasalmus rhombeus	1998	180	11	65-422	16	10-23	204	36-922	Inini, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des characiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Piranha										
Serrasalmus sp.		2600	15						Lac de barrage de Tucurui, Pará	PORVARI, 1995
Serrasalmus sp.		890	13	210-3 830			260		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
Serrasalmus sp.		742	8						R. Tartarugalzinho, Amapá	BIDONE *et al.*, 1997 a
Serrasalmus sp.		388	6	200-840	9,5-22			39-454	Guyane française	RICHARD *et al.*, 2000
Serrasalmus sp.	1993	290	12						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON *et al.*, 1997
Serrasalmus sp.		100	6						R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Serrasalmus sp.	1994-1996	197							R. Tartarugalzinho, lac Pracuúba, Amapá	GUIMARÃES *et al.*, 1999
Serrasalmus sp.		176	15						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Serrasalmus sp.		181	5						Fleuve Amazone, Santana do Ituqui, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des characiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Pacu (Brésil), pasina, coumarrou, watau (Guyane française, Wayana), jatara (Bolivie)										
Myleus rubripinnis		22	10	10-70		11-31		60-1 580	Guyane française	RICHARD *et al.*, 2000
Myleus rubripinnis	1997	13	19	2-42	11	8-18	69	20-275	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Myleus rhomboidalis		17	108	2-80		9,5-34		38,5-1 830	Guyane française	RICHARD *et al.*, 2000
Myleus ternetzi		15	120	1-70		12-34		74-1 830	Guyane française	RICHARD et al., 2000
Myleus ternetzi	1998	5	2	5-6	11	9-12	63	34-93	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Myleus sp.		40	2						R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	PALHETA et TAYLOR, 1995
Myleus sp.		13	9	6-20		15-?		154-670	Guyane française	RICHARD *et al.*, 2000
Myleus sp.	1988-1990	20	6	< 10-40					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará	LACERDA *et al.*, 1994
Pacu		22	2						Fleuve Amazone, Santana do Ituqui, Pará	BRABO *et al.*, 1999
Mylossoma sp.	1993	80	13						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON *et al.*, 1997
Mylossoma sp.	1995-1996	20	5	13-38	14	12-16	118	80-150	R. Tapajós, Brasilia Légal-Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des characiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Mylossoma duriventre	1996-1998	86	1					400	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000
Mylossoma duriventre	1991	40	8	20-60					R. Madeira, Garimpo da Cochoeira de Teotônio, Rondonia	PADOVANI *et al.*, 1996
Erythrinidés										
Traíra (Brésil), moncholo (Colombie)										
Hoplias malabaricus	1997	899	3	740-1 122					R. Cauca, site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Hoplias malabaricus		610	13						R. Gurupi, mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Hoplias malabaricus	1988-1990	580	4	300-910					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará	LACERDA *et al.*, 1994
Hoplias malabaricus	1996	322	1						R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	OLIVERO et SOLANO, 1998
Hoplias malabaricus	1997	236	7	81-391					R. Magdalena, site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Hoplias malabaricus	1997	79	3	52-119					R. Magdalena, 290 km en aval d'un site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Hoplias sp.	1992	950	1				6 000 ?		R. Tapajós, r. Rato, Pará	AKAGI *et al.*, 1995

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des characiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Hoplias malabaricus		322							R. Tapajós, réserve de Munduruku, Pará	BRABO *et al.*, 1999 b
Hoplias malabaricus	1993	360	8						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON *et al.*, 1997
Hoplias malabaricus	1995-1996	530	9	438-690	28	26-30	407	340-490	R. Tapajós, Brasilia Légal, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Hoplias malabaricus	1995-1996	283	15	101-978	25	20-41	304	140-900	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET et al., 1999
Hoplias sp.	1994-1996	549							R. Tartarugalzinho, lac Pracuúba, Amapá	GUIMARÃES *et al.*, 1999
Hoplias malabaricus		335	2						R. Tartarugalzinho, Amapá	BIDONE *et al.*, 1997 a
Hoplias malabaricus	1991	200	19	120-300					R. Madeira, Jajará-Mirim, Rondonia	PADOVANI *et al.*, 1996
Hoplias malabaricus		380	14	80-1 060			420		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
Hoplias sp.		462	1						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a
Hoplias sp.		102	10						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Hoplias malabaricus		500	3	430-580		31,3-37,5		510-1068	Guyane française	RICHARD *et al.*, 2000

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des characiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Aïmara (Guyane française, Wayana)										
Hoplias aimara		611	123	140-1 510	21-86			191-13850	Guyane française	RICHARD *et al.*, *2000*
Hoplias aimara	1997	582	23	213-1 187	42	10-70	2450	20-12 000	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Hoplias aimara	1998	567	11	41-1 279	35	8-70	2012	6-8 200	Inini, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Cynodontidés										
Peixe cachorro (Brésil), payara (Venezuela), cachorro (Bolivie)										
Hydrolycus scomberoides			67	900-11 300					Lac de barrage de Guri, Venezuela	BERMUDEZ et VEIGA, 1999
Hydrolycus scomberoides	1988-1990	1560	4	1 250-1 930					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará	LACERDA *et al.*, 1994
Hydrolycus scomberoides		690	5						R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba	CASTILHOS *et al.*, 1998
Hydrolycus sp.	1995-1996	407	13	215-770	31	22-49	539	105-1 800	R. Tapajós, Brasilia Legal	ROULET *et al.*, 1999
Hydrolycus sp.	1996-1998	989	5	534-1 485				2 500-3 900	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000
Raphiodon vulpinus		2700	31	170-8 300					Lac de barrage de Guri, Venezuela	BERMUDEZ et VEIGA, 1999

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des characiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Raphiodon vulpinus	1995-1996	935	7	366-2 729	35	23-52	387	175-960	R. Tapajós, Brasilia Légal	ROULET *et al.*, 1999
Raphiodon vulpinus	1995-1996	948	5	356-2232	41	31-50	408	135-700	R. Tapajós, Cametá	ROULET *et al.*, 1999
Raphiadon vulpinus		870	10	380-1 080			500		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
Raphiodon vulpinus	1991	790	1						R. Madeira, mine de Cochoeira de Teotônio, Rondonia	PADOVANI *et al.*, 1996
Cynodon meionactis	1997	881	18	310-1 747	23	16-32	136	47-359	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Cynodon meionactis	1998	623	5	314-1 310	23	20-28	126	75-233	Inini, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Prochilodontidés										
Curimata (Brésil), kulumata (Guyane française, Wayana), bocachico (Colombie), coporo (Venezuela), sabalo (Bolivie)										
Prochilodus nigricans		60	7						Lac de barrage de Tucurui, Pará	PORVARI, 1995
Prochilodus nigricans	1988-1990	160	5	< 10-310					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará	LACERDA *et al.*, 1994
Prochilodus nigricans	1993	80	5						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON *et al.*, 1997

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des characiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Prochiladus nigricans		160	56	nd-960			430		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib.	BOISCHIO, 1999
Prochilodus nigricans	1991	120	17	40-460					R. Madeira, mine de Cochoeira de Teotônio, Rondonia	PADOVANI *et al.*, 1996
Prochilodus nigricans	1991	110	4	80-160					R. Madeira, Jajará-Mirim, Rondonia	PADOVANI *et al.*, 1996
Prochiladus nigricans	1996-1998	78	5	34-169				330-1 830	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000
Prochiladus nigricans		16	20						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém	CASTILHOS *et al.*, 1998
Prochilodus retic. magdalenae	1996	45	15	11-129					R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	OLIVERO et SOLANO, 1998
Prochiladus retic. magdalenae	1997	82	16	19-226					R. Cauca, site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Prochilodus retic. magdalenae	1997	44	6	nd-194					R. Magdalena, site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Prochilodus retic. magdalenae	1997	22	10	nd-45					R. Magdalena, 290 km en aval d'un site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des characiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Prochilodus reticulata	1997	86	4	70-113	23	21-25	354	242-464	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Prochilodus rubrotaeniatus			18	10-690					Lac de barrage de Guri, Venezuela	BERMUDEZ et VEIGA, 1999
Prochilodus sp.		30	1						Fleuve Amazone, Santana de Ituqui, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a
Jaraqui (Brésil), alumasi (Guyane française, Wayana)										
Semaprochilodus brama		87	34						R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba	CASTILHOS *et al.*, 1998
Semaprochilodus brama		36	26						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Semaprochilodus taeniurus	1995-1996	37	8	18-57	15	13-16	75	45-95	R. Tapajós, Brasilia Legal-Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Semaprochilodus varii	1997	80	10	59-111	26	23-29	532	330-700	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Semaprochilodus sp.		112							R. Tapajós, réserve de Munduruku, Pará	BRABO *et al.*, 1999 b
Curimatidés										
Branquinha (Brésil), pohakē (Guyane française, Wayana), pincho, vizcaina (Colombie)										
Curimata cyprinoides		211	8	160-280		16-35.5		101-1 300	Guyane française	RICHARD *et al.*, 2000
Curimata cyprinoides	1997	60	3	53-69	18	17-20	162	267-345	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001

Tableau VI (fin). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des characiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
C. cyprinoides/ amazonico	1995-1996	56	7	31-87	13	10-15	54	30-85	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Curimata magdalenae	1997	129	9	82-240					R. Cauca, site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Curimata magdalenae	1996	66	44	< 10-299					R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	OLIVERO et SOLANO, 1998
Curimata mivortii	1997	71	8	17-195					R. Cauca, site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Curimata mivartii	1996	35	7	15-62					R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	OLIVERO et SOLANO, 1998
Curimata sp.		110	42	nd-880			70		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999

(Brésil). Dans le cas du genre *Hoplias*, les échantillons notés *Hoplias* sp. dans le bassin amazonien sont probablement tous des *H. malabaricus* car *H. aimara* n'est représenté que dans les Guyanes. En Guyane française, 158 *H. aimara* ont été capturés dans différents sites du haut Maroni, dans l'Inini et sur le site de Petit-Saut (zones en amont, en relation avec le site d'orpaillage de Saint-Élie ; retenue ; zone aval sur le Sinnamary). Les dosages du Hg total dans le muscle de cette espèce piscivore indiquent des différences marquées selon les sites : les valeurs moyennes sont de 590 ng/g pour le haut Maroni (n = 31), 806 ng/g pour les rivières Courcibo et Leblond (n = 56), 1 206 ng/g dans la retenue du barrage (n = 61) et 1 218 ng/g à l'aval (n = 10) (BOUDOU *et al.*, 2000).

Raphiodon vulpinus est un piscivore pouvant atteindre 50 cm et 600 g, la maturité sexuelle intervenant pour des individus de 24 cm environ (SANTOS *et al.*, 1984 ; VAZZOLER et MENEZES, 1992 ; FEIREIRA *et al.*, 1998). *R. vulpinus* est une des espèces dont les concentrations moyennes de Hg sont les plus élevées (n > 5) : elles atteignent 950 ng/g dans le Tapajós, 870 ng/g dans le Madeira et culminent à 2 700 ng/g dans un réservoir, le lac de barrage de Guri, au Venezuela (BERMUDEZ et VEIGA, 1999).

Espèces migrantes

Les autres characiformes (tabl. VI) et les siluriformes (tabl. VII) sont connus pour effectuer d'importantes migrations chaque année. Ces migrations les mènent d'un site à un autre, le long d'une même rivière ou d'une rivière à une autre, selon les espèces. Il faut faire extrêmement attention à l'utilisation de ces espèces comme indicateurs de contamination par le Hg. En effet, différentes cohortes peuvent être collectées à différentes saisons dans un même lieu, ces cohortes provenant souvent de milieux fort différents (GOULDING, 1980 ; BARTHEM et GOULDING, 1997). Les mesures de concentration de Hg dans la chair de ces espèces ne peuvent donc en aucun cas être utilisées comme indicateurs d'une activité anthropique dans un lieu donné ; celles qui restent toute leur vie dans la même rivière pourraient cependant être prises en compte, pour effectuer des comparaison d'un bassin à l'autre.

Les serrasalmidés des genres *Myleus* et *Mylossoma* sont des herbivores stricts, qui s'alimentent de graines et de petits fruits. Dans les poissons du genre *Myleus*, on trouve les concentrations moyennes (n > 5) de Hg les plus faibles de tous les poissons amazoniens (13-22 ng/g ; tabl. VI). Les valeurs moyennes obtenues pour le genre *Mylossoma* sont plus élevées et variables,

mais restent du même ordre de grandeur (20-80 ng/g). En Guyane française, les dosages réalisés sur l'espèce *Myleus rubripinnis*, 19 individus ayant été capturés dans la zone du haut Maroni, indiquent une concentration moyenne de Hg total dans le muscle dorsal de 65 ng/g (FRÉRY *et al.*, 2001). Au niveau des différentes stations en amont et dans la retenue du barrage de Petit-Saut, la concentration moyenne est de 5 ng/g pour l'espèce *M. ternetzi* (n = 58) (BOUDOU *et al.*, 2000).

Hydrolycus scomberoides est une espèce de cynodontidés migrante selon VAZZOLER et MENEZES (1992). Elle est cependant bien représentée dans le lac du réservoir de Guri, où des concentrations maximales sont observées (900 à 11 300 ng/g ; tabl. VI). Cette espèce peut atteindre une longueur de 50 cm, pour un poids de 2 000 g (SANTOS *et al.*, 1984). Dans le Tapajós, les individus échantillonnés sont représentatifs des caractéristiques biométriques de l'espèce (100 à 1 800 g), alors que, dans les échantillons de la rivière Beni, les spécimens sont de très grande taille (2 500-3 900 g). Cela doit avoir une forte influence sur les concentration moyennes de Hg, qui varient du simple au double entre les deux échantillons (400 ng/g contre 990 ng/g).

Les prochilodontidés (*Prochilodus*, *Semaprochilodus*) (tabl. VII) et les curimatidés (*Curimata*) (tabl. VI) appartiennent aux groupes de poissons commerciaux les plus importants en Amazonie. Ce sont des microphages (détritus, micro-organismes, périphyton). Ils forment saisonnièrement d'importants bancs lors de leurs migrations. Les jeunes adultes quittent généralement les plaines d'inondation pour remonter les rivières par le lit principal et effectuent la fraie et la ponte en amont (JUNK, 1997). Les larves sont ensuite redisséminées vers l'aval. Les concentrations moyennes (n > 5) observées, comprises entre 20 et 210 ng/g, devraient avant tout dépendre de la population de poissons dans laquelle ils ont été pêchés. Les *Prochilodus nigricans* collectés dans le barrage de Tucurui ne contiennent pas plus de Hg que dans les autres milieux.

Les loricariidés sont des poissons benthiques microphages qui s'alimentent d'algues, de détritus et de micro-organismes associés aux substrats durs et mous du fond (SANTOS *et al.*, 1984 ; FERREIRA *et al.*, 1998). Nous ne savons pas s'ils effectuent réellement des migrations. Les poissons du genre *Hypostomus* sont, avec les serrasalmidés des genres *Myleus* et *Mylossoma*, les poissons dont les concentrations moyennes de Hg sont les plus faibles (20-70 ng/g) (tabl. VII).

Tableau VII. Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des siluriformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
SILURIFORMES										
Loricariidés										
Acari (Brésil), kawawa (Guyane française, Wayana)										
Hypostomus emarginatus	1995-1996	42	11	26-55	20	14-26	195	73-350	R. Tapajós, Brasilia Legal-Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Hypostomus plecostomus	1997	35	2	21-48	11	9-14	42	20-64	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Hypostomus plecostomus	1998	48	8	20-81	14	10-20	59	13-130	Inini, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Hypostomus sp.		70	2	60-80		24-25		286-325	Guyane française	RICHARD *et al.*, 2000
Acari		23	9						Fleuve Amazone, Santana de Ituqui, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a
Acari		21	14						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a
Hypophthalmidés										
Mapará (Brésil)										
Hypophthalmus morginatus		410	27						Lac de barrage de Tucurui, Pará	PORVARI, 1995
Hypophthalmus marginatus	1995-1996	351	9	178-499	41	35-45	583	400-700	R. Tapajós, Cametá	ROULET *et al.*, 1999
Hypophthalmus marginatus		149	12						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Hypophthalmus edentatus	1995-1997	333	6	213-456	33	30-35	302	250-400	R. Tapajós, Brasilia Legal	ROULET *et al.*, 1999
Hypophthalmus sp.		188	4						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a

Tableau VII (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des siluriformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Pimélodidés										
Dourada (Brésil), dorado (Bolivie, Colombie), zúngaro dorado (Pérou)										
Brachyplatystoma flavicans	1996-1998	1 237	4	857-1 476				13 900-16 000	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000
Brachyplatystoma flavicans	1993	530	6						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON *et al.*, 1997
Brachyplatystoma flavicans	1995-1996	305	1		63		3 500		R. Tapajós, Brasilia Legal	ROULET *et al.*, 1999
Dourada	1992	600	1				2 700		R. Tapajós, r. Teles Pires, Alta floresta, Mato Grosso	AKAGI *et al.*, 1995
Brachyplatystoma flavicans		292	28						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Filhote/piraiba (Brésil), pirahiba, Valentón (Colombie), zúngaro saltón (Pérou)										
Brachyplatystoma filamentosum		177	1						Fleuve Amazone, Santana de Ituqui, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a
Brachyplatystoma filamentosum		454	10						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Brachyplatystoma filamentosum	1995-1996	536	12	262-913	49	25-76	2 195	240-5 150	R. Tapajós, Brasilia Légal-Cametá	ROULET *et al.*, 1999

Tableau VII (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des siluriformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Piraibá (Brachyplatystoma sp.*)*	1993	2 750	7						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON *et al.*, 1997
Piraibá (Brachyplatystoma sp.*)*	1992	3 335	2	2 850-3 820			31 000	22 000-40 000	R. Tapajós, R. Teles Pires, Alta floresta, Mato Grosso	AKAGI *et al.*, 1995
Filhote (Brachyplatystoma sp.*)*	1992	1 000	1				4 000		R. Tapajós, Itaituba	AKAGI *et al.*, 1995
Surubim (Brésil), huluwi (Guyane française, Wayana), bagre pintado (Colombie), pintado, surubi (Bolivie), zúngaro doncella (Pérou)										
Pseudoplatystoma fasciatum	1997	137	3	65-180					R. Magdalena, site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Pseudoplatystoma fasciatum	1997	86	5	60-110					R. Magdalena, 290 km en aval d'un site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Pseudoplatystoma fasciatum	1993	600	21						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON *et al.*, 1997
Pseudoplatystoma fasciatum		460	2	417-506					R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba	CASTILHOS *et al.*, 1998
Pseudoplatystoma fasciatum	1995-1996	311	13	140-535	38	26-60	713	140-2 300	R. Tapajós, Brasilia Legal-Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999

Tableau VII (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des siluriformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Pseudoplatystoma fosciatum		680	23	nd-1 590			1 620		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
Pseudoplatystoma fosciatum	1996-1998	436	3	327-579				4 500-10 400	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000
Pseudoplatystoma fasciatum		302	19						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Pseudoplatystoma fosciotum	1997	940	1						Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Pseudoplatystoma fasciotum		1 113	3	730-1 530		70-101		4 040-6 360	Guyane française	RICHARD *et al.*, *à paraître*
Pseudoplatystoma tigrinum	1996-1999	986	10	456-2 304				1 300-16 300	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000
Pseudoplotystoma coruscons	1992	268	34	60-950					Haut Pantanal, Mato Grosso	HYLANDERS *et al.*, 1994
Pseudoplatystoma sp.	1991	860	1						R. Madeira, mine de Cochoeira de Teotônio, Rondonia	PADOVANI *et al.*, 1996
Pseudoplatystoma sp.	1991	180	11	90-250					R. Madeira, Jajará-Mirim, Rondonia	PADOVANI *et al.*, 1996
Pseudoplatystoma sp.		108	3						Fleuve Amazone, Santana de Ituqui, Pará	BRABO *et al.*, 1999 a

Tableau VII (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des siluriformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Pseudoplatystoma sp.		289	4						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO *et al.*, 1999a
Mandi (Brésil), Griso (Bolivie), Liku (Guyane française, Wayana)										
Pimelodus blochii		280	5						R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba, Pará	CASTILHOS *et al.*, 1998
Pimelodus blochii	1995-1996	244	3	128-346	16	15-17	55	45-65	R. Tapajós, Brasilia Legal-Cametá, Pará	ROULET *et al.*, 1999
Pimelodus blochii	1996-1999	468	1				260		R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2000
Pimelodus blochii	1991	260	10	90-480					R. Madeira, mine de Cochoeira de Teotônio, Rondonia	PADOVANI *et al.*, 1996
Pimelodus blochii		180	6						R. Gurupi, mine aurifère de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Barbudo (Colombie)										
Pimelodus clarias	1997	134	10	46-241					R. Cauca, site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Pimelodus clarias	1997	59	7	27-97					R. Magdalena, site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998
Pimeladus clarias	1997	65	4	17-121					R. Magdalena, 290 km en aval d'un site aurifère, Colombie	OLIVERO *et al.*, 1998

Tableau VII (fin). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des siluriformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)			Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle		
Pimelodus sp.		240	36	nd-560			110		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
Pimelodus sp.	1988-1990	130	10	50-250					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará	LACERDA *et al.*, 1994
Pimelodus omatus	1997	368	1		20		90		Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001
Pimelodus omatus	1998	268	2	148-387	22	22-23	144	106-182	Inini, Guyane française	FRÉRY *et al.*, 2001

Les hypophthalmidés sont des poissons pélagiques et planctonivores. Les *Hypophthalmus* peuvent mesurer près de 50 cm de long. ROULET *et al* (1999) observent un modèle de type 2 (fig. 6) pour ce genre dans le Tapajós. Dans la rivière Tocantins, au Brésil, *Hypophthalmus marginatus* peut migrer dans une zone comprise entre l'embouchure et les premiers rapides, soit sur une section de plus de 270 km (CARVALHO et MERONA, 1986). Les concentrations moyennes sont similaires dans le Tapajós (330-350 ng/g) et le barrage de Tucurui (410 ng/g), où elles sont en moyenne deux fois plus élevées que dans l'Amazone (150-190 ng/g) (tabl. VII).

Les pimélodidés vivent généralement au fond de l'eau, dans le lit des cours d'eau, mais ils ne sont pas réellement benthiques, car ils sont capables d'exploiter des proies réparties sur toute la colonne d'eau (BARTHEM et GOULDING, 1997). De nombreux pimélodidés amazoniens utilisent des habitats « nurseries » pour les jeunes, qui vivent donc géographiquement séparément des adultes dans les estuaires (*Brachyplatystoma flavicans*) et dans les plaines inondables (*Brachyplatystoma filamentosum*, *Pseudobrachyplatystoma fasciatum*) (BARTHEM et GOULDING, 1997). Les adultes de grande taille vivent uniquement dans les lits des cours d'eau, à l'embouchure des lacs et des criques ; seules les espèces plus petites (*Pseudoplatystoma*, *Pimelodus*) se retrouvent fréquemment dans les plaines inondables (BARTHEM et GOULDING, 1997). Les adultes et les juvéniles font rarement partie de la même chaîne trophique ; ils ne peuvent être directement comparés quant à leur bioaccumulation de Hg. Les grands pimélodidés sont tous piscivores et ont une préférence alimentaire pour les characiformes microphages et migrants (prochilodontidés, curimatidés, hémiodontidés et characidés) (BARTHEM et GOULDING, 1997), ce qui conduit également à une grande variabilité spatiale dans l'origine des proies. Ces familles de characiformes peuvent représenter jusqu'à 60 et 90 % de la masse totale des proies consommées par *B. filamentosum* et *B. flavicans*, respectivement (BARTHEM et GOULDING, 1997). L'importance de ces proies est liée au fait qu'elles forment de grands « bancs voyageurs » dans le lit des rivières, au moment de la migration. Le comportement des pimélodidés prédateurs serait fortement lié à celui des characiformes migrateurs, la migration ayant à la fois des raisons trophiques et reproductives. Les gros *B. filamentosum* peuvent également s'alimenter de plus petits spécimens de pimélodidés (Ferreira *et al.*, 1998). Les espèces des genres *Brachyplatystoma* et *Pseudobrachyplatystoma*

sont de grands migrateurs : elles pourraient migrer sur plusieurs milliers de kilomètres, d'un bout à l'autre d'une rivière ou d'un fleuve tel que l'Amazone (BARTHEM et GOULDING, 1997).

Pour les diverses raisons énoncées précédemment, les pimélodidés sont fortement déconseillés comme indicateurs de contamination par le Hg et ne devraient pas être utilisés pour faire des études comparatives. Lors des échantillonnages, il est aussi difficile d'obtenir un grand nombre de spécimens de différentes tailles pour une même espèce, comme l'illustrent les données du tableau VII. L'amplitude de variation des tailles des différentes populations de pimélodidés est également considérable ; il est donc difficile d'obtenir une série d'individus représentative d'une population. Les modèles de bioaccumulation obtenus par ROULET *et al.* (1999) chez les pimélodidés ne concernent que les jeunes individus et ne sont donc pas satisfaisants si on veut considérer l'ensemble d'une population d'une rivière donnée.

B. filamentosum est l'espèce de pimélodidés la plus grande : elle peut atteindre 200-220 cm, pour un poids de 150-200 kg. *B. flavicans* mesure couramment 120-150 cm, pour une masse comprise entre 35 et 50 kg (SANTOS *et al.*, 1984 ; BARTHEM et GOULDING, 1997). *P. fasciatum* est une espèce plus petite : 90-100 cm pour 6-10 kg (SANTOS *et al.*, 1984 ; BARTHEM et GOULDING, 1997). Pour ces trois espèces, les plus fortes valeurs observées résultent d'échantillons limités ($n < 5$) constitués d'individus de taille importante : 1 240 ng/g (14-16 kg) pour *B. flavicans* dans le Rio Beni (MAURICE-BOURGOIN, 2000) ; 3 340 ng/g (22-40 kg) pour *B. filamentosum* dans le Rio Tapajós (AKAGI *et al.*, 1995) ; 1 110 ng/g (4-6 kg) pour *P. fasciatum* en Guyane (RICHARD *et al.*, 2000). La figure 7 est obtenue en compilant les données de ROULET *et al.* (1999) sur les juvéniles de *B. filamentosum* (appelés *filhote* en Amazonie brésilienne) et les données de AKAGI *et al.* (1995) sur deux spécimens d'adultes (appelés *piraíba* en Amazonie brésilienne) : les juvéniles et les adultes ont été respectivement collectés en aval (Brasilia Legal) et en amont (Alta Floresta) de la rivière Tapajós.

Les *Pimelodus* sont des pimélodidés de petite taille (moins de 30 cm). Ce sont des omnivores qui s'alimentent d'invertébrés, de fruits et de petits poissons (SANTOS *et al.*, 1984 ; FERREIRA *et al.*, 1998). Pour *Pimelodus blochii*, des concentrations moyennes ($n > 5$) similaires ont été enregistrées dans les rivières Tapajós et Madeira (260-280 ng/g).

REMARQUES FINALES SUR LES NIVEAUX DE HG RENCONTRÉS DANS LES POISSONS AMAZONIENS

Pour les espèces sédentaires, il est difficile d'utiliser les données disponibles pour comparer différentes localités, mais certaines conclusions intéressantes peuvent être tirées. À travers le bassin amazonien et les Guyanes, les moyennes pour les espèces de poissons piscivores sédentaires des genres *Plagioscion*, *Cichla*, *Serrasalmus*, *Hoplias* et *Raphiodon* sont presque toujours supérieures à la concentration critique de 500 ng/g, qui est retenue par l'OMS comme valeur seuil (WHO, 1990). Dans le cas des barrages de Tucurui et de Guri, les concentrations moyennes mesurées chez les mêmes genres sont toujours supérieures à 1 000 ng/g. Pour ces espèces, les concentrations dans l'Amazone sont inférieures à celles trouvées dans le Tapajós, qui elles-mêmes sont inférieures à celles observées dans les réservoirs de Tucuri et Guri. La contamination de ces espèces en raison de la proximité de sites miniers aurifères n'apparaît pas sur l'ensemble de la variabilité constatée. En Guyane française, une analyse statistique de l'ensemble des données disponibles sur l'espèce piscivore *Hoplias aimara* indique que la probabilité de capturer un poisson de cette espèce, quelle que soit sa taille ou son poids, dont le niveau de contamination en Hg du muscle squelettique soit supérieur à la norme de 500 ng/g, est de 86 % pour l'ensemble des sites étudiés et de 91 % pour la zone du barrage hydroélectrique de Petit-Saut (BOUDOU *et al.*, 2000).

Les poissons migrants microphages (prochilodontidés, curimatidés et loricaridés) ont des teneurs moyennes en Hg toujours inférieures à 200 ng/g. Les espèces phytoplanctonivores (hypophthalmidés) présentent des teneurs moyennes intermédiaires (150-500 ng/g). Le piscivore *Hydrolycus scomberoides* montre toujours des concentrations supérieures à 400 ng/g. Les moyennes pour les pimélodidés piscivores sont toujours supérieures 200 ng/g. Les adultes des grandes espèces de pimélodidés ont des concentrations supérieures à 500 ng/g. Rappelons que les espèces migrantes ne devraient pas être utilisées comme bio-indicateurs de pollution mercurielle.

À l'échelle des communautés de poissons, une étude dans le Madeira (Brésil) montre que 75 % des piscivores présentent des concentrations de Hg supérieures à 300 ng/g et 45 % des concentrations supérieures à 500 ng/g, alors que 90 % des détritivores et des omnivores ont des concentrations inférieures à 300 ng/g (BARBOSA *et al.*, 1995). Dans le Tapajós, ROLLET *et al.* (1999)

ont montré que 31 % des piscivores et carnivores réunis ont des concentrations supérieures à 500 ng/g. Dans la zone du haut Maroni, 15 % des 270 poissons collectés lors des deux campagnes de pêche réalisées en 1997 (48 espèces) présentent des valeurs se situant au-delà de la norme OMS : ils sont tous carnivores/piscivores (FRÉRY *et al.*, 2001).

EFFETS DES PERTURBATIONS D'ORIGINE ANTHROPIQUE SUR LA CONTAMINATION DES ORGANISMES AQUATIQUES EN AMAZONIE

Comme la plupart du Hg accumulé dans les muscles des poissons se trouve sous la forme de MeHg, la question la plus importante à retenir, lorsqu'on tente de préciser l'effet des activités anthropiques sur les niveaux de Hg observés dans les poissons, est celle des processus affectant la méthylation du métal dans l'environnement et son accumulation par les organismes (BLOOM, 1992). Tout changement dans les taux de croissance, la structure de la chaîne alimentaire ou les niveaux de MeHg dans les aliments des poissons peut affecter les processus de bioaccumulation et de bioamplification, quelle que soit l'origine de la perturbation.

LES MINES D'OR

Dans le cas des activités d'orpaillage en Amazonie, comme pour la plupart des rejets anthropiques de Hg, il est illusoire de rechercher des relations directes de cause à effet entre les décharges de Hg élémentaire et inorganique, qu'elles soient ponctuelles ou diffuses, et une augmentation des teneurs en MeHg des poissons. En effet, même dans les sites fortement pollués par le Hg inorganique dissous, le Hg accumulé dans les muscles des poissons se retrouve à plus de 85 % sous forme de MeHg (SOUTHWORTH *et al.*, 1995). Il faut donc identifier un effet résultant d'une augmentation de la production et des flux de MeHg le long des chaînes trophiques aquatiques.

Même si ce sont les activités d'orpaillage qui ont orienté la communauté scientifique vers la problématique du Hg en Amazonie, il y a environ une dizaine d'années, il faut remarquer que très souvent la contamination au Hg produite par l'orpaillage a été dénoncée sur la base de quelques échantillons

de poissons achetés sur les marchés locaux. La représentativité de ces résultats et leur qualité n'ont pas été suffisamment évaluées. Il convient de reconnaître qu'aucune étude n'a jamais démontré scientifiquement (données normalisées avec des échantillons représentatifs) que les activités d'orpaillage aient augmenté les teneurs en Hg dans les poissons d'un milieu donné en Amazonie. Sur ce point, il est important de préciser que beaucoup d'auteurs font référence aux activités d'orpaillage récentes, alors que de très nombreux sites ont fait l'objet de recherches exploratoires du métal précieux à la fin du XIXe siècle, avec une utilisation intensive du Hg en tant qu'agent d'amalgamation.

Hormis le relargage direct de Hg élémentaire dans les écosystèmes terrestres et aquatiques, les effets des mines d'or sur le cycle du Hg sont davantage liés à l'érosion introduite par cette activité. Cette perturbation n'est pas exclusive des mines d'or et elle est associée à toute activité minière qui n'utilise pas de bassins de décantation en aval des installations d'extraction et de purification des minerais. Les effets de l'érosion des sols sur la biogéochimie du Hg peuvent être indirects et se répercuter dans la disponibilité de la nourriture, les taux de croissance et la structure des communautés de poissons. Tous ces facteurs sont susceptibles d'influencer la dynamique et par conséquent les niveaux d'équilibre des concentrations de Hg rencontrées chez plusieurs espèces de poissons. Enfin, l'érosion peut modifier les flux de Hg inorganique, des particules organiques et minérales, en direction des sites de méthylation dans les plaines d'inondation. La géochimie de l'eau se trouve altérée à divers degrés : turbidité, pH, éléments nutritifs... Ces facteurs peuvent affecter la production du MeHg, sa biodisponibilité, son transfert à la base des chaînes alimentaires et, *in fine*, sa bioaccumulation dans les poissons carnivores.

Les barrages hydroélectriques

De nombreux travaux ont déjà établi que l'inondation des surfaces terrestres lors de la formation des réservoirs augmente les concentrations de Hg dans les muscles des poissons. Ce phénomène a pu être observé dans les régions subarctiques (Bodaly *et al.*, 1984 ; Lodenius *et al.*, 1983 ; Lucotte *et al.*, 1999), tempérées (Abernathy et Cumbies, 1977 ; Cox *et al.*, 1979 ; Waite *et al.*, 1980) et tropicales (Yingcharoen et Bodaly, 1993). Dans les réservoirs, les concentrations en Hg des poissons peuvent augmenter d'un facteur allant de 2

à 9 par rapport aux concentrations observées avant la mise en eau ou dans les lacs naturels de la même région (BODALY *et al.*, 1997). Les principaux facteurs qui expliquent ce phénomène amplificateur des concentrations de Hg sont la stimulation de la méthylation biologique du Hg dans les sols inondés, puis le relargage du MeHg produit vers la colonne d'eau par des processus de diffusion (BODALY *et al.*, 1997 ; LUCOTTE *et al.*, 1999) et le transfert vers les poissons, par l'intermédiaire des insectes aquatiques (TREMBLAY, 1999 b). Les facteurs de bioaccumulation et de bioamplification dans les chaînes des invertébrés planctoniques et benthiques ne semblent pas être modifiés par la mise en eau, même si des changements dans les communautés d'invertébrés peuvent intervenir (PATERSON *et al.*, 1998 ; TREMBLAY, 1999 b). Le parallélisme de la bioaccumulation du MeHg entre les chaînes alimentaires des invertébrés et la similitude des facteurs de bioamplification entre les réservoirs et les lacs naturels suggèrent un transfert de MeHg plus important des sols inondés vers la base des chaînes alimentaires au sein des réservoirs (TREMBLAY, 1999 b). Dans le nord du Québec, les différences de concentration de Hg entre les poissons des lacs naturels et ceux des réservoirs hydroélectriques sont davantage liées aux variations de la concentration du MeHg dans les proies ingérées qu'aux changements alimentaires provoqués par l'impact de la mise en eau des retenues sur la structure des communautés benthiques et pélagiques (VERDON et TREMBLAY, 1999).

Les concentrations de Hg dans les poissons des réservoirs amazoniens sont presque toujours plus élevées que celles observées chez les poissons provenant des rivières et de leur plaine inondable (tabl. V). Dans le réservoir de Tucurui, 92 % des poissons prédateurs contiennent plus de 500 ng/g de Hg (PORVARI, 1995). Dans le réservoir de Guri, 42 % des poissons sur un total de 219 individus ont une concentration de Hg dans le muscle supérieure à 500 ng/g (UNIDO, 1996, dans VEIGA, 1997). PORVARI (1995) explique les fortes valeurs de Hg dans les poissons de Tucurui par la présence de sites aurifères en amont du réservoir, mais il se pourrait que ces valeurs élevées proviennent de changements dans la biogéochimie du Hg, à la suite de la mise en eau, qui favoriseraient la production de MeHg.

Les recherches pluridisciplinaires développées en Guyane française sur le barrage de Petit-Saut et sur les cours d'eau en amont (Courcibo/Leblond) et en aval (Sinnamary) apportent des données sur l'impact de la mise en eau de la retenue à l'égard des concentrations des différentes formes chimiques du mercure dans la colonne d'eau et, conjointement, des niveaux d'accumulation

dans les poissons. Les analyses réalisées dans la colonne d'eau montrent une augmentation très marquée des concentrations de MeHg dans la zone anoxique de la retenue et en aval du barrage, *via* les rejets d'eau alimentant les turbines et provenant des couches profondes : par exemple, le pourcentage de MeHg par rapport au Hg total dans la fraction dissoute de la colonne d'eau est proche de 1,5 % dans les zones en amont de la retenue alors qu'il atteint 25 % à l'aval (COQUERY, 2000). Chez les poissons, la comparaison entre les espèces communes aux différentes stations et ayant des caractéristiques biométriques similaires (*Acestrorhynchus falcatus, Gymnotus carapo, Hoplias aimara, Leporinus lebaili, Krobia aff. guianensis*) met en évidence des concentrations de Hg nettement plus élevées à l'aval du barrage, les écarts entre les valeurs moyennes atteignant un facteur proche de 8 pour l'espèce *Krobia aff. guianensis* (BOUDOU *et al.*, 2000). Le barrage de Petit-Saut a été construit et mis en eau en 1994, sur l'emplacement d'anciens sites d'orpaillage (Adieu-Vat, par exemple), et il reçoit actuellement des apports importants de Hg par l'intermédiaire des cours d'eau drainant des zones d'orpaillage actives, comme la région de Saint-Élie. Les modifications des conditions géochimiques liées à la mise en eau du barrage, notamment la disparition très rapide de l'oxygène dans la quasi-totalité de la colonne d'eau, couplées aux conditions thermiques élevées et quasi constantes au cours de l'année, constituent des conditions propices à la méthylation du Hg par les bactéries et au relargage d'une partie du métal stocké dans les strates supérieures des sols (CHARLET *et al.*, 2000).

LA DÉFORESTATION ET LA CULTURE SUR BRÛLIS

Une étude récente a permis de démontrer les effets des coupes à blanc et des feux de forêt sur les bassins versants à l'égard de la bioaccumulation du MeHg dans le zooplancton de lacs boréaux (GARCIA et CARIGNAN, 1999) : les teneurs en MeHg du zooplancton augmentent par rapport à celles des lacs non affectés par la destruction de la couverture végétale, en raison d'une érosion et d'un lessivage accrus des sols déboisés et des pertes de matière organique, sous la forme de carbone organique dissous (COD). Dans ce type de lacs, des niveaux élevés de COD seraient à l'origine d'un renforcement des processus de méthylation microbienne et des transferts du métal vers les organismes du zooplancton. À l'opposé des coupes à blanc, les feux de forêt ne constituent pas une perturbation majeure du cycle du Hg.

En Amazonie brésilienne, les feux de forêt et la mise en culture des sols sont responsables d'une importante érosion des surfaces terrestres. L'érosion des oxisols a été identifiée comme l'un des principaux processus d'enrichissement en Hg des plaines inondables. Elle conduit non seulement à la modification des flux de Hg inorganique, mais également à celle des flux de la matière organique et minérale des sols. Il est logique de penser que l'érosion provoquée par les chantiers miniers génère des effets similaires. Tout défrichage de nouvelles terres conduit à l'érosion de la couche organique des sols enrichie en éléments nutritifs libérés par le brûlage de la biomasse forestière, mais l'influence de la déforestation par brûlis sur la production de MeHg et sa bioaccumulation dans les poissons n'est pas encore connue.

Il est important de mentionner que l'impact des activités humaines sur les bassins versants, en relation directe et indirecte avec l'agriculture, est beaucoup plus limité en Guyane française, par rapport au développement des fronts pionniers en Amazonie brésilienne. Les sites d'orpaillage représentent l'essentiel des perturbations d'origine anthropique, à l'exception des zones côtières, et ils doivent être considérés comme les sources prépondérantes de Hg des hydrosystèmes, *via* les rejets directs de Hg^0 lors des réactions d'amalgamation (pollutions locales) et par l'intermédiaire des processus d'érosion des sols et du transport de particules naturellement riches en mercure.

CONCLUSION

La littérature scientifique disponible sur les niveaux de contamination des poissons amazoniens par le mercure met clairement en évidence des valeurs élevées chez les espèces situées en fin des réseaux trophiques, les concentrations moyennes mesurées étant très souvent supérieures aux normes de consommation établies par les instances internationales comme l'OMS (500 ng/g, poids frais). La quasi-totalité du Hg accumulé dans le tissu musculaire des poissons étant sous la forme de mono-méthylmercure, forme chimique très facilement transférable au travers de la barrière intestinale lors de la consommation de ces aliments, les poissons carnivores représentent une source potentielle importante de mercure pour les populations humaines qui se nourrissent très fréquemment des produits de la pêche. La contamination

des poissons résulte de la bioamplification du MeHg le long des chaînes trophiques, à partir des transferts cumulatifs de cette forme chimique entre les proies et les prédateurs, les concentrations mesurées au sein de la colonne d'eau étant généralement très faibles, proches du nanogramme par litre. Ainsi, la production de MeHg et la biodisponibilité de ce composé jouent un rôle déterminant à l'égard de la contamination de la composante biologique des hydrosystèmes et, indirectement, des populations humaines (COSSA *et al.*, 2000). Dans ce contexte, les apports de mercure générés par les activités humaines – orpaillage, déforestation... – ne présentent un risque important que si le métal est présent sous la forme Hg(II), forme chimique qui doit être méthylée sous l'action des bactéries[3], pour être ensuite bioaccumulée et bioamplifiée le long des chaînes alimentaires aquatiques. Il est important de souligner ici la complexité des mécanismes biogéochimiques mis en jeu, qui est à l'origine de la diversité des processus observés en milieu naturel, les facteurs abiotiques et biotiques agissant isolément et surtout en interaction.

Notons enfin que, si les activités d'orpaillage représentent des sources ponctuelles importantes de Hg en l'absence de procédure de recyclage du métal lors du brûlage des amalgames, toutes les interventions humaines qui conduisent à un accroissement des phénomènes d'érosion des sols – qui sont naturellement riches en Hg dans le bassin amazonien, et/ou qui offrent des conditions favorables à la méthylation par apparition de sites anoxiques temporaires ou permanents (construction de barrages, par exemple) – se traduisent à plus ou moins long terme par une amplification des niveaux de contamination des poissons par le MeHg et des risques encourus par les populations humaines.

[Références bibliographiques]

ABERNATHY A.R., CUMBIES P.C., 1977. Mercury accumulation by largemouth (*Micropterus salmoides*) in recently impounded reservoirs. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 17 : 595-602.

AKAGI H., MALM O., KINJO Y., HARADA M., BRANCHES F.J.P., PFEIFFER W.C., KATO H., 1995. Methylmercury pollution in Amazon, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 175 : 85-95.

3 La méthylation biologique du Hg(II) repose principalement sur l'activité des bactéries sulfatoréductrices (BSR), localisées à proximité de l'interface entre les couches oxique et anoxique, dans la colonne d'eau et/ou dans les strates superficielles des sédiments (voir annexe 5).

ARAUJO-LIMA C.A.R.M., PORTUGAL L.P.S., FERREIRA E.G., 1986. Fish-macrophyte relationship in the Anavilhanas archipelago, a black water system in the Central Amazon. *J. Fish Biol.*, 29 : 1-11.

BARBOSA A.C., BOISCHIO A.A., EAST G.A., FERRARI I., GONÇALVES A., SILVA P.R.M., DA CRUZ T.M.E., 1995. Mercury contamination in the Brazilian Amazon. Environmental and occupational aspects. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 109-121.

BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.), 1999. *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a global pollutant (May 23-27 1999, Rio de Janeiro, Brasil), Book of abstracts*, Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia Mineral, 592 p.

BARTHEM R., GOULDING M., 1997. *The catfish connection. Ecology, migration, and conservation of Amazon predators*. New York, Columbia Press University.

BAYLEY P.B., 1989. « Aquatic environments in the Amazon basin, with an analysis of carbon sources, fish production, and yield ». *In* DODGE D.P. (éd.) : *Proceedings of the International Large River Symposium, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106 : 399-408.

BERMUDEZ D., VEIGA M.M., 1999. « Mercury pollution from artisanal goldmining operations in Guyana region, Venezuela ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 486.

BIDONE E.D., CASTILHOS Z.C., SANTOS T.J.S., SOUZA T.M.C., LACERDA L.D., 1997 a. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapá State, Northern Amazon, Brazil. A screening approach. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 9-15.

BIDONE E.D., CASTILHOS Z.C., CID DE SOUZA T.M., LACERDA L.D., 1997 b. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon, Brazil : A screening approach. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 59 : 194-201.

BLOOM N.S., 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tisue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49 : 1010-1017.

BOCHERENS H., 1997. Signatures isotopiques dans le collagène des os anciens. *C.R. Soc. Biol.*, 191 : 493-510.

BODALY R.A., HECKY R.E., FUDGE R.J.P., 1984. Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, Northern Manitoba. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41 : 682-691.

BODALY R.A., ST. LOUIS V.L., PATERSON M.J., FUDGE R.J.P., HALL B.D., ROSENBERG D.M., RUDD J.W.M., 1997. « Bioaccumulation of mercury in the aquatic food chain in newly flooded areas ». *In* SIGEL A., SIGEL H. (éd.) : *Metal ions in biological systems*, New York, Marcel Dekker : 259-287.

BOUDOU A., RIBEYRE F., 1997 a. « Mercury in the food web : accumulation and transfer mechanisms ». *In* SIGEL A., SIGEL H. (éd.) : *Metal ions in biological systems. Mercury and its effects on environment and biology*, New York, Marcel Dekker : 289-319.

BOUDOU A., RIBEYRE F., 1997 b. Aquatic ecotoxicology : from the ecosystem to the cellular and molecular levels. *Environ. Health Persp., Ann. Rev. Environ. Sci.*, 105 : 21-35.

BOUDOU A., DURRIEU G., MAURY-BRACHET R., 2000. « Bioamplification du mercure. Niveaux de contamination des pois-

sons ». *In : Programme Mercure en Guyane*, rapport CNRS-PEVS, Meudon, CNRS.

BRABO E.S., SANTOS E.O., JESUS I.M., MACARENHAS A.F.S., FAIAL K.F., 1999 a. « Mercury in fish from areas far away from gold mining activities in the Amazon region, Amazon Basin, Pará, Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 203.

BRABO E.S., SANTOS E.O., JESUS I.M., MACARENHAS A.F.S., FAIAL K.F., 1999 b. « Exposure to mercury due to fish consumption in an indigenous community in the Amazon, Munduruku Reservation, State of Pará, Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 203.

CABANA G.A., RASMUSSEN J.B., 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature*, 372 : 255-256.

CABANA G., TREMBLAY A., KALFF J., RASMUSSEN J.B., 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes : a determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 381-389.

CARVALHO J.L., MERONA B.D., 1986. Estudos sobre dois peixes migratorios do baixo Tocantins, antes do fechamento da barragem de Tucurui. *Amazoniana*, 9 : 595-607.

CASTILHOS Z.C., BIDONE E.D., LACERDA L.D., 1998. Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 61 : 202-209.

CHARLET L., PERTYAZHKO T., AMOUROUX D., BOLTE M., COQUERY M., MELIÈRES M.A., 2000. « Cycle du mercure dans l'eau et l'air ». *In : Programme Mercure en Guyane*, rapport CNRS-PEVS, Meudon, CNRS.

CLECKNER L., GILMOUR C.C., HURLEY J.P., KRABBENHOFT D.P., 1999. Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades. *Limnol. Oceanogr.*, 44 : 1815-1825.

COPE W.G., RADA R.G., 1992. Accumulation of mercury by aufwuchs in Wisconsin seepage lakes : implications for monitoring. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 23 : 172-178.

COQUERY M., 2000. « Niveaux de mercure dans les eaux de surface ». *In : Programme Mercure en Guyane*, rapport CNRS-PEVS, Meudon, CNRS.

COSSA D., BOUDOU A., GRIMALDI M., CHARLET L., 2000. « Synthèse et évaluation du risque ». *In : Programme Mercure en Guyane*, rapport CNRS-PEVS, Meudon, CNRS.

COX J.A., CARNAHAN J., DINUNZIO J.,, MCCOY J., MEISTER J., 1979. Source of mercury in fish in new impoundments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 23 : 779-783.

DAUTA A., DAUTA C., THOMAS A., 2000. « Bioamplification du mercure. Niveaux de contamination des autres composantes des biocénoses aquatiques ». *In : Programme Mercure en Guyane*, rapport CNRS-PEVS, Meudon, CNRS.

DELNOMDEDIEU M., BOUDOU A., DESMAZES J.P., GEORGESCAULD D., 1989. Interaction of mercury chloride with the primary amine group of model membranes. *Biochim. Biophys. Acta*, 986 : 191-199.

DOYON J.F., SHETAGNE R., VERDON R., 1998. Different mercury bioaccumulation rates between sympatric populations of dwarf and normal lake whitefish

(*Coregonus clupeaformis*) in the La Grande complex watershed, James Bay, Québec. *Biogeochemistry*, 40 : 203-216.

ENGLE D.L., MELACK J.M., 1990. Floating meadow epiphyton : biological and chemical features of epiphytic material in an Amazonian floodplain lake. *Freshwat. Biol.*, 23 : 479-494.

FEREIRA E.J.G., ZUANON J.A., SANTOS G.M., 1998. *Peixes comerciais do Médio Amazonas : região de Santarém-PA*. IBAMA, Coleção Meio Ambiente, Estudos de Pesca 18, 211 p.

FRÉRY N., MAURY-BRACHET R., MAILLOT E., DEHEEGER M., DE MERONA B., BOUDOU A., 2001. Goldmining activities and mercury contamination of native amerindian communities in french Guiana : key role of fish in dietary uptake. *Environ. Health Persp.*, 109 (5) : 1-5.

FURCH K., JUNK W.J., 1997. « The chemical composition, food value, and decomposition of herbaceous plants, leaves, and leaf litter of floodplain ». *In* JUNK W.J. (éd.) : *The Central Amazonian Floodplain*, Berlin, Springer-Verlag, Ecological Studies, 126 : 187-205.

GIRAULT L., BOUDOU A., DUFOURC E., 1997. Methylmercury interactions with phospholipid membranes as reported by fluorescence, ^{31}P and ^{199}Hg NMR. *Biochim. Biophys. Acta* 1325 : 250-262.

GOTTOFREY J., TJÄLVE H., 1991. Effect of lipophilic complex formation on the uptake and distribution of Hg^{2+} and CH_3-Hg^+ in brown trouts (*Salmo truta*) : studies with some compounds containing sulphur ligands. *Water Air Soil Pollut.*, 40.

GOULDING M., 1980. *The fishes and the forest. Explorations in Amazonian Natural History*. Berkeley, University of California Press, 280 p.

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.

GUIMARÃES J.R.D., FOSTIER A.H., FORTI M.C., MELFI J.A., KEHRIG H., MAURO J.B.N., MALM O., KRUG J.F., 1999. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. *Ambio*, 28 (4) : 296-301.

GUIMARÃES J.R.D., ROULET M., LUCOTTE M., 2000. Hg methylation potentials along a lake-forest transect in the Tapajós floodplain, Brazilian Amazon : seasonal and vertical variations. *Sci. Total Environ.*, 261 : 91-98.

HACON S., ROCHEDO E.R.R., CAMPOS R.R.R., LACERDA L.D., 1997. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin. *J. Geochem. Explor.*, 58 : 209-216.

HALL B.D., BODALY R.A., FUDGE R.J.P., RUDD J.W.M., ROSENBERG D.M., 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water Air Soil Pollut.*, 100 : 13-24.

HAMILTON S.K., LEWIS Jr W.M., SIPPEL S.J., 1992. Energy sources for aquatic animals in the Orinico River floodplain : evidence from stable isotopes. *Œcologia*, 89 : 324-330.

HARRIS R.C., BODALY R.A., 1998. Temperature, growth and dietary effects on fish mercury dynamics in two Ontario lakes. *Biogeochemistry*, 40 : 175-187.

HENDERSON P.A., CRAMPTON W.G.R., 1997. A comparison of fish diversity and abundance between nutrient-rich and nutrient-poor lakes in the Upper Amazon. *J. Trop. Ecol.*, 13 : 175-198.

HOREAU V., CERDAN P., CHAMPEAU A., 1997. La mise en eau du barrage hydroélectrique de Petit-Saut (Guyane) : ses conséquences sur les peuplements d'invertébrés aquatiques et sur la nourriture des poissons. *Hydroécol. Appl.*, 9 : 213-240.

HUCKABEE J.W., ELWOOD J.W., HILDEBRAND S.G., 1979. « Accumulation of mercury in freshwater biota ». *In* NRIAGU J.O. (éd.) : *The biogeochemistry of mercury in the environment*, Amsterdam, Elsevier/North-Holland Biomedical Press : 277-302.

HYLANDER L.D., SILVA E.C., OLIVEIRA L.J., SILVA S.A., KUNTZE E.K., SILVA D.X., 1994. Mercury levels in Alto Pantanal : a screening study. *Ambio*, 23 : 478-484.

JUNK W.J., 1985. Tempory fat storage, an adaptation of some fish species to the waterlevel fluctuations and related environmental changes of the Amazon river. *Amazoniana*, 9 : 315-351.

JUNK W.J., 1997. *The Central Amazon Floodplain*. Berlin, Springer-Verlag, Ecological Studies,126.

KEITH P., LE BAIL P.Y., PLANQUETTE P., 2000. *Atlas des poissons d'eau douce de Guyane*. Paris, Collection du Patrimoine naturel 43, t. II, fasc. 1., 286 p.

LACERDA L.D., BIDONE E.D., GUIMARÃES A.F., PFEIFFER W.C., 1994. Mercury concentrations in fish from the Itacaiú-Parauapebas river system, Carajás region, Amazon. *An. Acad. Bras. Ci.*, 66 : 373-379.

LE BAIL P.Y., KEITH P., PLANQUETTE P., 2000. *Atlas des poissons d'eau douce de Guyane*. Paris, Collection du Patrimoine naturel 43, t. II, fasc. 2, 307 p.

LEBEAU D., 1996. *Accumulation du mercure par les communautés périphytiques des lacs et réservoirs hydroélectriques du Moyen-Nord québécois*. Master Dissertation, univ. Québec, Montréal.

LODENIUS M., SEPPÄNEN A., HERRANEN M., 1983. Accumulation of mercury in fish and man from reservoirs in northern Finland. *Water Air Soil Pollut.*, 19 : 237-246.

LOCKHART W.L., UTHE J.F., KENNEY A.R., MEHRLE P.M., 1972. Methylmercury in Northern pike (*Esox lucius*) : distribution, elimination, and some biochemical characteristics of contaminated fish. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 29 : 1519-1523.

LOWE-MCCONNELL R.H., 1969. The cichlid fishes of Guyana, South America, with notes on their ecology and breeding behaviour. *Zool. J. Linn. Soc.*, 48 : 255-302.

LUCOTTE M., SCHETAGNE R., THÉRIEN N., LANGLOIS C., TREMBLAY A. (éd.), 1999. *Mercury in the biogeochemical cycle. Natural environments and hydroelectric reservoirs of Northern Québec*. Berlin, Springer-Verlag, 334 p.

MACCRIMMON H.R., WREN C.D., GOTS B.L., 1983. Mercury uptake by lake trout, *Salvelinus namaycush*, relative to age, growth, and diet in Tadenac lake with comparative data from other preCambrian shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40 : 114-120.

MALM O., BRANCHES F.J.P., AKAGI H., CASTRO M.B., PFEIFFER W.C., HARADA M., BASTOS

W.R., KATO H., 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 175 : 141-150.

MASON R., REINFELDER J.R., MOREL F.M.M., 1995 a. Bioaccumulation of mercury and methylmercury. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 915-921.

MASON R., REINFELDER J.R., MDREL F.M.M., 1995 b. The uptake, toxicity and trophic transfer of mercury in a coastal diatom. *Environ. Sci. Technol.*, 30 : 1835-1845.

MAURICE-BOURGOIN L., QUIROGA I., CHINCHEROS J., COURAU P., 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and exposure in riparian Amazonian population. *Sci. Total Environ.*, 260 : 73-86.

MEILI M., 1991. *Mercury in boreal forest lake ecosystems*. Acta Universitatis Upsaliensis, Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Sciences (Uppsala), 336, 36 p.

MEILI 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.

MEILI M., WILLS D., 1985. « Seasonal concentration changes of Hg, Cd, Cu, and Al in a population of Roach (*Rutilus rutilus* L.) ». *In* LEKKAS T. (éd.) : *Heavy metals in the environment*, Edinburgh, CEP Consultants : 709-711.

MEILI M., PARKMAN H., 1988. Seasonal mercury accumulation patterns in mesoplankton. *Verhandlungen Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 23 : 1639-1640.

MELACK J.M., 1984. Amazon floodplain lakes : shape, fetch, and stratification. *Verhandlungen Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 22 : 1278-1282.

MELACK J.M., FISHER T.R., 1990. Comparative limnology of tropical floodplain lakes with an emphasis on the Central Amazon. *Acta Limnol. Brasil.*, 3 : 1-48.

NAKAZONO E.M., FORSBERG B.R., MARTINS A.E., PADOVANI C.R., 1999. « Factors controlling mercury contamination in Tucunarés (*Cichla* sp.) from the Negro and Tapajós river basins, Brazilian Amazon ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 212.

OLIVERO J., SOLANO B., 1998. Mercury in environmental samples from a waterbody contaminated by gold mining in Colombia, South America. *Sci. Total Environ.*, 217 : 83-89.

OLIVERO J., SOLANO B., ACOSTA I., 1998. Total mercury in muscle of fish from two marshes in goldfields, Colombia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 61 : 182-187.

OLSON M., 1976. Mercury levels as a function of size and age in Northern Pike, one and five years after the mercury ban in Sweden. *Ambio*, 5 : 73-76.

PADOVANI C.R., FORSBERG B.R., PIMENTEL T.P., 1996. Contaminação mercurial en peixes do rio Madeira : resultados e recomandações para consumo humano. *Acta Amazonica*, 25 : 127-135.

PALHETA D., TAYLOR A., 1995. Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the

Amazon region of Brazil. *Sci. Total Environ.*, 168 : 63-69.

PATERSON M.J., RUDD J.W.M., ST. LOUIS V., 1998. Increase in total and methylmercury in zooplankton following flooding of a peatland reservoir. *Environ. Sci. Technol.*, 32 : 3868-3874.

PAULY D., 1994. Quantitative analysis of published data on the growth, metabolism, food consumption, and related features of the red-bellied piranha, *Serrasalmus nattereri* (Characidae). *Environ. Biol. Fish.*, 41 : 423-437.

PLANQUETTE P., KEITH P., LE BAIL P.Y., 1996. *Atlas des poissons d'eau douce de Guyane*. Paris, Collection du Patrimoine naturel 22, t. I, 429 p.

PORVARI P., 1995. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and river Mojú in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 175 : 109-118.

RASK M., METSÄLÄ R., 1991. Mercury concentrations in northern pike, *Essox lucius* L., in small lake of Evo area, Southern Finland. *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 369-378.

RICHARD S., ARNOUX A., CERDAN P., REYNOUARD C., HOREAU V., 2000. Mercury levels of soils, sediments and fish in French Guiana, South America. *Water Air Soil Pollut.*, 124 : 221-244.

ROULET M., LUCOTTE M., DOLBEC J., GOGH Y.F., PELEJA J.R.P., SILVA D.S., LEBEL J., MERGLER D., GUIMARÃES J.R.D., 1999. « Mercury bioaccumulation in two fish communities of the Tapajós river, Brazilian Amazon ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 232.

ROULET M., LUCOTTE M., GUIMARÃES J.R.D., RHÉAULT I., 2000. Methylmercury in the water, seston and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós river, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 261 (1-3) : 43-59.

ROULET M., GUIMARÃES J.R.D., LUCOTTE M., 2001. Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain. Effects of seasonal inundation. *Water Air Soil Pollut.*, 128 (1-2) : 41-60.

SANTOS G.M., JEGU M., DE MERONA B., 1984. *Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins*. Manaus, Projeto Tucurui Electronorte/CNPq/INPA.

SCOTT D.P., 1974. Mercury concentration of white muscle in relation to age, growth, and condition in four species of fishes from Clay Lake, Ontario. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 31 : 1723-1729.

SCOTT D.P., ARMSTRONG F.A., 1972. Mercury concentration in relation to size in several species of freshwater fishes from Manitoba and North-Western Ontario. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 29 : 1685-1690.

SIMON O., BOUDOU A., *à paraître*. Simultaneous experimental study of « direct » and « direct + trophic » contamination of the crayfish *Astacus astacus* by inorganic mercury and methylmercury. *Environ. Toxicol. Chem.*

SOUTHWORTH G.R., TURNER R.R., PETERSON M.J., BOGLE M.A., 1995. Form of mercury in stream fish exposed to high concentrations of dissolved inorganic mercury. *Chemosphere*, 30 : 779-787.

TREMBLAY A., 1999 a. « Bioaccumulation of mercury and methylmercury in invertebrates from natural Boreal lakes ». *In* LUCOTTE M., SCHETAGNE R., THÉRIEN N., LANGLOIS C., TREMBLAY A. (éd.) : 89-113.

TREMBLAY A., 1999 b. « Bioaccumulation of methylmercury in invertebrates

from Boreal hydroelectric reservoirs ». *In* LUCOTTE M., SCHETAGNE R., THÉRIEN N., LANGLOIS C., TREMBLAY A. (éd.) : 193-214.

TREMBLAY G., LEGENDRE P., DOYON J.-F., VERDON R., SCHETAGNE R., 1998. The use of polynomial regression analysis with indicator variables for the interpretation of mercury in fish data. *Biogeochemistry*, 40 : 189-201.

VAZZOLER A.E.A.M., MENEZES N.A., 1992. Síntese de conhecimentos sobre o compartamento reprodutivo dos characiformes da América do sul (*Teleostei, Ostariophysi*). *Rev. Brasil. Biol.*, 52 : 627-640.

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.

VERDON R., TREMBLAY A., 1999. « Mercury accumulation in fish from the La Grande Complex : Influence of feeding habits and concentrations of mercury in ingested prey ». *In* LUCOTTE M., SCHETAGNE R., THÉRIEN N., LANGLOIS C., TREMBLAY A. (éd.) : 215-233.

VERTA M., 1990. *Mercury in Finnish forest lakes and reservoirs : anthropogenic contribution to the load and accumulation of fish*. Publications of the Water and Environment Research Institute, National Board of Waters and the Environment, 6, 33 p.

WAITE D.T., DUNN G.W., STEDWILL R.J., 1980. *Mercury in Cookson Reservoir (East Poplar River)*. Sask, Environ. Water Pollut. Control Branch, Report 23.

WATRAS C.J., BLOOM N.S., HUDSON R., GHERINI R.J.M. *et al.*, 1994. « Sources and fate of mercury and methylmercury in Wisconsin lakes ». *In* WATRAS C.J., HUCKABEE J.W. (éd.) : *Mercury pollution : integration and synthesis*, Boca Raton, Lewis Publishers : 153-164.

WATRAS C.J., BACK R.C., HALVORSEN S., HUDSON R.J.M., MORRISON K.A., WENTE S.P., 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Sci. Total Environ.*, 219 : 183-208.

WELCOME R.L., 1979. *Fisheries ecology of the floodplain rivers*. Bungay, Suffolk, Chancer Press Ltd, 317 p.

WHO, 1990. *Environmental Health Criteria 101 : Methylmercury*. Geneva, World Health Organization, 141 p.

WINEMILLER K.O., 1989. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. *Environ. Biol. Fish.*, 26 : 177-199.

WREN C.D., SCHEIDER W.A., WALES D.L., MUNCASTER B.W., GRAY I.M., 1991. Relation between mercury concentrations in Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and Northern Pike (*Esox lucius*) in Ontario lakes and influence of environmental factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48 : 132-139.

YINGCHAROEN D., BODALY R.A., 1993. Elevated mercury levels in fish resulting from reservoir flooding in Thailand. *Asian Fish. Sci.*, 6 : 73-80.

ZARET T.M., 1980. Life history and growth relationships of *Cichla ocellaris*, a predatory South American Cichlid. *Biotropica*, 12 : 144-157.

ZARET T.M., 1984. Fish/zooplankton interactions in Amazon floodplain lakes. *Verhandlungen Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 22 : 1305-1309.

Jean-Rémy Davée Guimarães

Les processus de méthylation du mercure en milieu amazonien

LA MÉTHYLATION DU MERCURE : BREF HISTORIQUE

L'accident de Minamata au Japon, qui s'est déclenché vers 1953 mais a été reconnu seulement en 1968, nous a révélé les effets neurotoxiques du méthylmercure (MeHg) sur des populations humaines exposées par voie alimentaire. Cet accident ainsi que celui de Niigata survenu à la même époque réunissaient des conditions particulières, à savoir une source ponctuelle de Hg très intense située à proximité d'une baie fermée, elle-même peuplée de villageois grands consommateurs de poisson et de fruits de mer, qui ne se sont reproduites nulle part ailleurs (Tsubaki et Irukayama, 1977). La mort d'un millier de personnes, l'observation de taux très élevés de microcéphalie, retardement mental et autres pathologies graves chez des nouveau-nés issus de mères exposées au mercure pendant la grossesse, mais ne présentant pas de symptômes apparents, ont contribué à intensifier les recherches sur le cycle du mercure dans l'environnement. Les premières explications de ce drame ont été fournies lorsqu'il a été possible de doser le MeHg. Il a pu être vérifié qu'une partie du Hg utilisé dans l'usine de Minamata était rejetée dans les effluents, principalement sous la forme de MeHg. À partir de là, un lien a été établi entre les effets neurotoxiques observés chez les humains et l'ingestion de MeHg *via* la consommation de poissons contaminés.

Les progrès analytiques ont par la suite permis de montrer que le cas de Minamata restait isolé, car on a pu mettre en évidence que la majorité des rejets se présentait sous forme de mercure Hg^0, tandis que le mercure accumulé dans le poisson se trouvait à près de 100 % sous forme de MeHg (Noren et Westoo, 1967). Cette observation a été d'autant plus difficile à interpréter que les études portant sur des lacs suédois et nord-américains ont révélé des taux élevés de MeHg chez les poissons en l'absence de toute source anthropique de MeHg. Cette énigme a été élucidée par les travaux expérimentaux de

JENSEN et JERNELOV (1969), qui ont démontré que certains sédiments lacustres produisaient du MeHg après addition de Hg^{2+}.

Cette découverte a déclenché de nombreuses études visant à connaître la nature des divers processus qui conduisent à la production de MeHg, à déterminer les facteurs environnementaux contrôlant cette production et à identifier les systèmes naturels qui en sont le siège.

De nombreux points restent à élucider bien que le processus de méthylation soit au centre des problèmes que pose cet agent polluant. Toutefois, il est maintenant possible de connaître les principales conditions environnementales que requiert la production de MeHg et les principaux sites qui réunissent ces conditions.

PRODUCTION ET DÉCOMPOSITION DU MEHG DANS L'ENVIRONNEMENT

LA MÉTHYLATION DU HG

De nombreuses bactéries aérobies et anaérobies sont capables de méthyler le Hg, telles que des streptocoques, des staphylocoques, des lactobacilles, des levures et des champignons. Peu de bactéries strictement anaérobies possèdent cette capacité (BEIJER et JERNELOV, 1979). Toutefois, lorsque les techniques de culture des souches strictement anaérobies ont été mises au point, il a été possible de démontrer l'importance des bactéries sulfatoréductrices et méthanogènes dans le processus de méthylation du Hg en milieux lacustres et estuariens (COMPEAU et BARTHA, 1985). Selon PAK et BARTHA (1998), il pourrait exister une relation synergique entre les métabolismes des bactéries sulfatoréductrices et méthanogènes car, lorsque ces deux souches sont placées dans un même milieu de culture, elles se développent mieux, et leur capacité de méthylation du Hg devient plus élevée que lorsqu'elles sont cultivées isolément.

La grande diversité des micro-organismes dotés de cette propriété permet de penser que de nombreux sites naturels sont susceptibles de produire du MeHg. La méthylation du Hg peut également se dérouler en conditions *in vivo* dans le contenu intestinal des poissons et de l'homme mais, dans ce cas, il semble qu'elle soit d'importance très secondaire (FURUTANI *et al.*, 1980).

Quoique le MeHg soit plus toxique que le Hg inorganique, il est plus volatil, de sorte que la méthylation bactérienne peut être considérée, pour les bactéries responsables de cette réaction chimique, comme un mécanisme de détoxication (ROBINSON et TUOVINEN, 1984).

Les mécanismes de la méthylation bactérienne du Hg sont encore mal compris. Cela peut surprendre au regard de l'importance que revêtent les effets toxicologiques qui en découlent. Le MeHg pourrait être formé selon un processus semblable à celui qui conduit à la synthèse de la méthionine à partir d'un transfert non enzymatique de radicaux méthyle de la méthylcobalamine (vitamine B12) à l'homocystéine. Dans ce cas, le transfert s'effectuerait de la vitamine B12 au Hg. La production de MeHg représenterait une variante « incorrecte » de la synthèse de la méthionine (LANDNER, 1971 ; ROBINSON et TUOVINEN, 1984).

D'autres auteurs soutiennent que la formation de MeHg serait le résultat de réactions non spécifiques de transalkylation avec des composants formés par activité biologique et contenant des radicaux méthyle (BEIJER et JERNELOV, 1979 ; MATILAINEN et VERTA, 1995). Le mercure Hg^{2+} peut également réagir directement avec des formes méthylées du plomb pour produire du MeHg (JERNELOV *et al.*, 1972). Le MeHg peut encore être formé par processus photochimiques mais le rendement de ces derniers est très bas en conditions de laboratoire (AKAGI *et al.*, 1977). Il est difficile de préciser leur importance *in situ* étant donné que les conditions naturelles (lumière, forme physico-chimique et concentration du Hg, richesse en composants méthylés, etc.) sont éloignées des conditions expérimentales. Les acides humiques et fulviques présents dans les eaux exercent une influence variable sur la méthylation. Dans certains cas, ils la stimulent, dans d'autres ils favorisent la volatilisation du Hg (ALBERTS *et al.*, 1974 ; WEBER *et al.*, 1985). En somme, divers types de réaction de méthylation sont possibles, avec ou sans intervention de microorganismes. BERMAN et BARTHA (1986), à partir de leurs propres résultats expérimentaux et de ceux de la littérature, estiment que la production de MeHg par voie bactérienne dans les sédiments serait supérieure d'un ordre de grandeur à celle issue de processus abiotiques.

Les réactions de méthylation produisent normalement du mono-méthylmercure. En pH > 8, la méthylation forme du di-méthylmercure mais celui-ci est extrêmement volatil et quitte donc la colonne d'eau aussitôt formé, sans s'accumuler dans les organismes aquatiques (HUCKABEE *et al.*, 1979).

LA DÉMÉTHYLATION DU HG

Une fois formé, le MeHg peut être décomposé par des processus photochimiques ainsi que bactériens. Ces derniers sont stimulés par l'augmentation de la concentration de MeHg, de la même façon que la méthylation est stimulée par la présence de Hg^{2+} (BEIJER et JERNELOV, 1979).

Les mécanismes de la déméthylation du MeHg sont mieux compris que ceux de la méthylation du Hg. La résistance des bactéries au Hg inorganique et au MeHg est déterminée par des plasmides qui sont souvent les mêmes qui codifient la résistance aux métaux lourds et aux antibiotiques. La résistance au MeHg implique sa décomposition par une enzyme organomercure-lyase, qui brise le lien C-Hg. Le Hg inorganique libéré est converti par l'enzyme mercure-réductase en Hg^0, volatil. Ainsi, la résistance d'un organisme au Hg se mesure par sa capacité à produire du Hg^0. La formation de ces enzymes est stimulée par l'exposition au Hg. La résistance au Hg est contrôlée par au moins quatre gènes dont la structure a déjà été identifiée (ROBINSON et TUOVINEN, 1984).

La dégradation bactérienne du MeHg est réalisée par des bactéries aérobies et anaérobies. Les déméthylations aérobie et anaérobie prédominent respectivement dans les sédiments d'estuaires et de milieux lacustres (OREMLAND *et al.*, 1991). Dans les Everglades, MARVIN-DIPASQUALE et OREMLAND (1998) ont observé que la déméthylation oxydative est plus intense en milieu eutrophisé qu'en milieu oligotrophe. SELLERS *et al.* (1996) ont démontré que la déméthylation est généralement de nature photochimique dans les eaux lacustres. Elle peut devenir de nature bactérienne dans les eaux riches en substances humiques et oxygénées (MATILAINEN et VERTA, 1995).

LA PRODUCTION NETTE DE MEHG

La présence de MeHg dans l'environnement est donc la résultante des processus simultanés de méthylation et déméthylation qui réagissent de façon complexe à de multiples facteurs tels que concentrations de Hg^{2+}, MeHg, C et N, S^{2-}, pH, potentiel redox, composition et activité des populations microbiennes.

D'une façon générale, la méthylation est stimulée par la présence de Hg^{2+}, mais il faut décupler la concentration de Hg^{2+} pour doubler celle de MeHg

(JENSEN et JERNELOV, 1969 ; GUIMARÃES *et al.*, 1994). Une forte augmentation de la concentration de Hg peut en revanche annuler la méthylation, par empoisonnement des communautés bactériennes responsables de la synthèse du MeHg (JENSEN et JERNELOV, 1969). Les facteurs qui stimulent l'activité bactérienne – tels qu'une température élevée, la présence de matière organique labile, la faible présence d'argiles – sont favorables à la méthylation (MATILAINEN *et al.*, 1991 ; REGNELL, 1994). Les effets du pH sur la production nette et la bioaccumulation du MeHg restent encore un sujet de controverse. On observe fréquemment des teneurs élevées en Hg dans les poissons de lacs acidifiés. Les causes en sont encore mal comprises. Les effets de l'acidification sur la méthylation et la déméthylation du Hg dans les sédiments et la colonne d'eau sont mal établis (RAMLAL *et al.*, 1987 ; XUN *et al.*, 1987). Certains auteurs soutiennent que les effets de l'acidification se manifestent dans la distribution des diverses formes de Hg dans la colonne d'eau et les sédiments, distribution qui conditionne le déroulement des réactions de méthylation et déméthylation (MILLER et AKAGI, 1979). D'autres pensent que l'augmentation des taux de méthylation de même que l'acidité seraient des conséquences de dépôts atmosphériques de sulfates. Ces derniers jouent le rôle d'oxydant de la matière organique chez les bactéries sulfatoréductrices (GILMOUR et HENRY, 1991 ; GILMOUR *et al.*, 1992 ; BRANFIREUN *et al.*, 1999).

LES SITES DE MÉTHYLATION DANS L'ENVIRONNEMENT

Les premières recherches sur la méthylation ont porté sur les sédiments lacustres, en raison du fait que ces derniers ont été les premiers sites de méthylation identifiés et que les mesures étaient facilitées par les taux de méthylation élevés rencontrés dans ces milieux.

La mise en évidence de la méthylation dans les eaux naturelles a été rendue difficile par la présence de très faibles concentrations de Hg total. Les techniques disponibles pour étudier la méthylation impliquaient l'addition de quantités de Hg inorganique bien supérieures aux teneurs rencontrées dans le milieu. Le développement récent de techniques comme la fluorescence atomique permet aujourd'hui de déterminer les teneurs en Hg et en MeHg dans tous les types de substrat, ce qui a beaucoup contribué à améliorer notre connaissance du cycle du Hg (BLOOM et FITZGERALD, 1988). Ainsi, on sait main-

tenant que dans des lacs stratifiés il y a une forte production de MeHg dans la colonne d'eau grâce à d'importantes populations bactériennes qui s'accumulent au niveau de l'oxycline (WATRAS *et al.*, 1995). Le MeHg peut ainsi représenter plus de 60 % du Hg total dans les eaux naturelles (RASK et VERTA, 1995).

La méthylation du Hg dans les sols forestiers et agricoles est connue depuis les années 1970 (ROGERS, 1976, 1977) mais ses mécanismes sont mal étudiés et on ignore l'importance relative des processus abiotiques et biotiques de méthylation dans ces environnements. Néanmoins, les sols représentent une source de MeHg pour les systèmes aquatiques adjacents, et d'importants flux de MeHg ont été mesurés dans les eaux de drainage de sols forestiers (LEE et HULTBERG, 1990). L'eau de pluie elle-même contient de petites quantités de MeHg, dont on ignore si elles sont formées dans l'atmosphère ou émises par la surface terrestre. La dernière hypothèse serait la plus probable. En effet, la déposition de MeHg est plus intense à proximité des zones industrialisées (RUDD, 1995).

Parmi les différents types de sols étudiés, c'est dans les sols inondés et les tourbières que les plus fortes productions de MeHg ont été observées. Ces sols peuvent représenter une source plus ou moins importante de MeHg pour les systèmes aquatiques adjacents auxquels ils sont connectés. L'observation de taux élevés de MeHg dans les poissons d'eaux riches en matière humique (de fortes corrélations entre la concentration de MeHg dans l'eau et celle de carbone organique dissous ont été mises en évidence) laisse penser que les productions bactérienne et abiotique de MeHg dans les sols inondés contribuent fortement à la présence de ce composé dans les poissons de lacs et rivières adjacents.

Ainsi, l'importance relative de la production de MeHg dans les sols du bassin de drainage ou dans les lacs et rivières est fonction, bien sûr, de l'intensité de la méthylation dans chacun de ces systèmes, mais aussi de caractéristiques physiques comme la surface et la déclivité du bassin de drainage, la surface et la profondeur de la colonne d'eau, le temps de séjour des eaux dans chaque système. Les poissons ont tendance à être plus contaminés dans les systèmes à court temps de séjour, riches en carbone organique dissous (COD), que dans les systèmes à long temps de séjour, pauvres en COD. Cela s'explique par la plus importante sédimentation du COD dans les milieux de plus faible dynamique et aussi par les transports plus importants dans les systèmes bien drainés du MeHg produit dans les parties amont, tout particulièrement lorsque celles-ci présentent une forte proportion de régions inondables (LEE et HULTBERG, 1990 ; WINFREY et RUDD, 1990).

Il est facilement concevable que la production de MeHg au sein de la colonne d'eau dépende de la présence ou de l'absence d'oxycline puisque les bactéries responsables de la méthylation se concentrent sur la couche mince située au niveau de cette oxycline (WATRAS *et al.*, 1995 ; REGNELL *et al.*, 1997).

L'activité des bactéries sulfatoréductrices, qui tirent leur énergie de la réduction des sulfates en sulfure, est stimulée par les retombées de pluies acides enrichies en sulfates. Il s'ensuit une augmentation de la production de MeHg et, par voie de conséquence, une augmentation des taux de Hg dans les poissons.

La plupart de nos connaissances sur le cycle du Hg en général et sur la méthylation en particulier ont été obtenues grâce à des études réalisées en milieu tempéré ou boréal. Les études sur le Hg dans la région amazonienne ont débuté peu après le début de la ruée vers l'or, à la fin des années 1970, et les premières données sur le MeHg datent à peine de 1994. Les spécificités de ce cycle en milieu tropical, et dans le cas particulier de l'Amazonie, sont encore mal connues. La diversité et la complexité des systèmes aquatiques amazoniens ne facilitent pas la tâche. Toutefois, les données disponibles, bien que peu abondantes, permettent de localiser les sites à méthylation effectifs et potentiels en Amazonie.

LA MÉTHYLATION DU HG DANS LES PLAINES D'INONDATION

Les plaines d'inondation le long des grands fleuves constituent des environnements aquatiques bien caractéristiques des régions tropicales. Elles forment une mosaïque de lacs, de bras de rivière, de forêts inondées (*igapó* ou *varzea*) et de prairies flottantes de macrophytes aquatiques. Elles s'étendent sur des surfaces très variables en fonction des variations du niveau d'eau tout au long de l'année, atteignant près de 15 000 km^2 (MELACK et FISHER, 1990). Les inondations saisonnières, ou « *flood-pulse* », jouent un grand rôle dans la productivité des rivières. Les zones inondées sont le siège de dépôts de mercure, d'une minéralisation très intense en partie anaérobie de la matière organique du sol (JUNK, 1997) et, par voie de conséquence, d'une forte libération des produits de décomposition tels que CO_2, CH_4 et H_2S (RICHEY *et al.*, 1988). Ces zones présentent des conditions favorables à la méthylation. La décomposition de l'abondante matière organique issue des forêts inondées et des bancs de macrophytes aquatiques produit des composants organiques et des nutrients nécessaires aux bactéries responsables de la méthylation ainsi qu'aux autres

groupes d'organismes constituant les premiers maillons de la chaîne alimentaire. Les nombreuses études réalisées en milieu nordique confirment clairement que l'inondation de sols forestiers stimule la production et l'accumulation du MeHg (PORVARI et VERTA, 1995 ; BÉGIN, 1998 ; HEYES *et al.*, 1998).

C'est peut-être avec les sites de méthylation que l'Amazonie présente les particularités les plus intéressantes. Les forêts saisonnièrement inondées occupent de vastes surfaces de l'Amazonie centrale et les lacs des plaines d'inondation y sont couverts de bancs de plantes aquatiques flottantes.

Les premières recherches sur la méthylation du Hg en Amazonie ont porté sur les sédiments du Rio Madeira, sur ceux de ses affluents ainsi que sur ceux du réservoir de Samuel situé dans la même région (tabl. I). Elles ont mis en évidence des taux nets de méthylation en moyenne plus élevés que ceux mesurés dans l'hémisphère Nord (GUIMARÃES *et al.*, 1995). Les auteurs ont démontré la nature bactérienne du processus en comparant des mesures de taux de méthylation dans des sédiments intacts et stérilisés. Ils ont également vérifié l'importance des bactéries sulfatoréductrices en utilisant des agents inhibiteurs de la sulfatoréduction (GUIMARÃES *et al.*, 1998 ; MAURO *et al.*, 1999). Les températures élevées, les basses conductivités, les potentiels redox négatifs et le pH proche de la neutralité sont des facteurs favorables à la méthylation du mercure (MAURO, 1997 ; MAURO *et al.*, 1997, 1999).

Tableau I. Méthylation nette de ^{203}Hg dans des sédiments de surface du Rio Madeira et de quelques affluents, ainsi que du réservoir de Samuel. Moyenne et écart (n = 2) du $Me^{203}Hg$ (exprimé en pourcentage du ^{203}Hg total ajouté). Adapté de GUIMARÃES *et al.*, 1995. Incubation *in situ* de suspensions de Hg total pendant 15-24 heures dans l'obscurité.

Echantillon et site	% de méthylation
Sédiment littoral, Rio Madeira, en amont du Rio Mutum-Paraná	0,0015 (0,0012-0,0018)
Sédiment littoral, Rio Madeira, en amont de la chute Teotonio*	0,036 (0,034-0,038)
Sédiment littoral, Rio Mutum-Paraná	0,24 (0,20-0,29)
Sédiment au centre du Rio Novo (affluent du Rio Jamari)	0,72 (0,67-0,77)
Sédiment littoral, Rio Jamari, 500 m en aval du barrage de Samuel	15,8 (7,7-24)
Sol de forêt inondée, réservoir de Samuel	16,5 (15,3-17,7)
Sédiment profond (20 m) à 100 m en amont du barrage de Samuel	0,07 (0,05-0,09)

* Echantillons incubés en laboratoire après 69 jours de stockage à 4 °C.

C'est dans les racines adventives des plantes aquatiques qu'ont été mesurés les plus forts taux de production de MeHg (GUIMARÃES *et al.*, 1994, 1998 ; MAURO *et al.*, 1999 ; tabl. II). Une étude réalisée par GUIMARÃES *et al.* (2000), sur seize lacs de cinq régions différentes du Brésil, dont deux en Amazonie, indique que les taux de méthylation dans les racines adventives de différentes espèces de macrophytes sont en moyenne trente fois supérieurs à ceux observés à la surface des sédiments sous-jacents. Le périphyton et son support racinaire représentent donc un milieu très favorable à la méthylation (GUIMARÃES *et al.*, 1999 b). La même constatation a été faite dans une autre région tropicale, les Everglades de Floride (CLECKNER *et al.*, 1999).

Tableau II. Méthylation nette ($Me^{203}Hg$ exprimé en pourcentage du ^{203}Hg ajouté) dans des sédiments de surface (0-1 cm) et les racines ou autres parties submergées de macrophytes flottantes en différentes régions du Brésil. Pour chaque étude, la masse des échantillons, le Hg ajouté, le temps d'incubation et les autres paramètres sont les mêmes pour les deux types d'échantillons. A la fin de la période d'incubation (2-4 jours), le pourcentage de $Me^{203}Hg$ dans les sédiments et les macrophytes est à (ou proche de) la concentration d'équilibre.

Région	Lac (rivière)	% de méthylation Sédiments (S)	Macrophytes (M)	n	M/S	Références
Amazonie	Catalão (Solimões)	0,33	0,28 *Paspalum* sp.	3	0,85	GUIMARÃES *et al.*, 1994
	Tupé (Negro)	0,022	0,047 Algues vertes	3	2,1	GUIMARÃES *et al.*, 1994
	Non identifié (Tapajós)	0,25	9,9 *Paspalum* sp.	3	40	GUIMARÃES *et al.*, 1994
	E. Grande (Tapajós)	0,41	3,4 *Paspalum* sp.	6	8,2	GUIMARÃES *et al.*, 1999
Pantanal	B. Paraiso (Paraguay)	0,30	18 *E. azurea*	2	58	GUIMARÃES *et al.*, 1999
	B. Amolar (Paraguay/Cuiabá)	0,30	5,9 *E. azurea*	4	20	GUIMARÃES *et al.*, 1999
	B. Burro (Cuiabá)	0,30	9,0 *E. azurea*	6	30	GUIMARÃES *et al.*, 1999
	B. Cachorrada (Paraguay)	0,30	19 *E. azurea*	2	64	GUIMARÃES *et al.*, 1999
	B. Chacorore (Cuiabà)	0,30	20 *E. azurea*	11	68	GUIMARÃES *et al.*, 1999
	B. Siá Mariana (Cuiabà)	0,30	34 *E. azurea*	3	113	GUIMARÃES *et al.*, 1999

Tableau II (suite).

Région	Lac (rivière)	% de méthylation Sédiments (S)	Macrophytes (M)	n	M/S	Références
Pantanal	Fazenda Ipiranga (B. Gomes)	1,16	10 *S. rotundifolia**	3	9	GUIMARÃES *et al.*, 1998
	Fazenda Ipiranga (B. Gomes)	1,16	6,5 *E. azurea*	3	5,6	GUIMARÃES *et al.*, 1998
Rio de Janeiro	Lagoinha	1	24 *E. crassipes*	6	24	MAURO *et al.*, 1999
	Lagoinha		27 *E. crassipes*	10		BRITO et GUIMARÃES, 1999
	Canal do Cortado		23 *E. crassipes*	8		GUIMARÃES *et al.*, 1998
	Brejo do Canal de Itaipuaçú	1,4	14 *E. sellowiana***	6	10	LEMOS *et al.*, 1997
São Paulo	L. do Diogo (Mogi-Guaçú)	2,5	25 *Salvinia* sp.	3	10	LEMOS *et al.*, 1999
	L. do Diogo (Mogi-Guaçú)	2,5	7 *E. azurea*	12	2,8	LEMOS *et al.*, 1999
	L. do Diogo (Mogi-Guaçú)	2,5	6 *Scirpus cubensis*	3	2,4	LEMOS *et al.*, 1999
Moyenne		**0,6**	**13,8**		**27,5**	

* Les « racines » de *Salvinia rotundifolia* sont des tissus foliaires modifiés, submergés.
** Plantes submergées en décomposition.

La forte méthylation nette dans la zone racinaire des bancs de macrophytes flottantes favorise l'accumulation de MeHg dans les organismes hôtes de ces lieux. Les macrophytes herbacées assurent près de 50 % de la production primaire totale dans les zones inondées, contre 32 % pour la forêt (FORSBERG *et al.*, 1993). Les macrophytes représentent donc une source importante de carbone organique pour la chaîne trophique, de sorte que ces habitats se caractérisent par une flore et une faune très abondantes et très diversifiées qui se trouvent exposées à d'importantes concentrations de MeHg.

Les bactéries anaérobies qui produisent du MeHg dans les milieux racinaires agissent dans des conditions de température, de pH et de conductivité (fig. 1, 2, 3) semblables à celles qui règnent dans les sédiments de surface, mais leur activité maximale est observée à des potentiels redox plus élevés que dans les sédiments (MAURO *et al.*, 1999).

Les valeurs de concentration de MeHg disponibles dans l'environnement, hormis celles portant sur les poissons et des cheveux humains, se limitent à celles fournies par ROULET *et al.* (2000 a). Elles ont été obtenues dans l'eau, les sols et les sédiments de la plaine d'inondation du Tapajós. Dans cette étude, le MeHg atteint 5 % du Hg total dans les sédiments superficiels du centre d'un lac d'inondation, 7,5 % à la surface des sols de forêt inondée et 22 % dans les bancs de macrophytes. Ces résultats sont corroborés par des mesures de taux de méthylation de ^{203}Hg obtenues à la même époque et dans les mêmes sites. Cette dernière étude montre clairement que la méthylation est plus intense dans les sols de forêt inondée, les macrophytes et leurs sols sous-jacents que dans les sédiments (GUIMARÃES *et al.*, 1996). Les concentrations de MeHg et les taux de méthylation, respectivement fournis par les études de ROULET *et al.* (2000 a) et GUIMARÃES *et al.* (1996), décroissent en fonction de la profondeur des sols et des sédiments étudiés. ROULET *et al.*

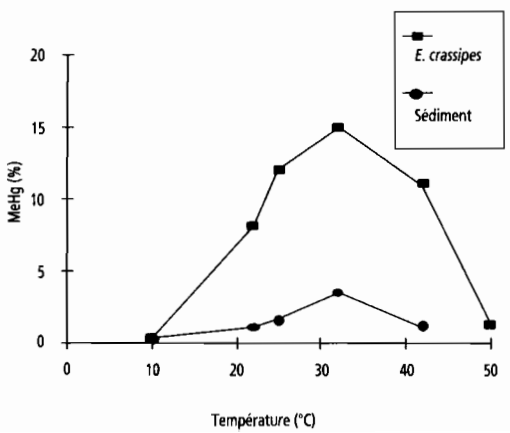


Figure 1
Influence de la température sur la méthylation nette de $^{203}Hg^{2+}$ ajouté à des échantillons de sédiment ou de racines de la macrophyte aquatique *Eichhornia crassipes*, Lagoinha, Rio de Janeiro. Adapté de MAURO *et al.*, 1999. les écarts-types relatifs sont plus petits que les symboles ou inférieurs à 20 %. Incubation durant 72 heures d'échantillons d'environ 7 g de poids frais avec environ 400 ng de Hg total, dans l'obscurité.

(2000 a) observent en outre des concentrations plus élevées de MeHg dans les sols et les sédiments aux hautes eaux qu'aux basses eaux et une augmentation des teneurs de MeHg dans le zooplancton au cours de la saison des pluies, ce qui souligne l'importance de l'inondation dans la production et la bioaccumulation du MeHg.

GILMOUR *et al.* (1998) observent dans les sédiments des Everglades, en Floride, que l'évolution spatiale des taux de méthylation est semblable à celle des concentrations de MeHg et ils en concluent que, dans leur système d'étude, la production *in situ* de MeHg dans les sédiments régule la propre concentration de MeHg. Le regroupement des données de ROULET *et al.* (2000 a) et de GUIMARÃES *et al.* (1996), sur les variations des taux de méthylation du Hg et celles de la concentration de MeHg dans certains sites de la rivière Tapajós, montre que dans cette région la production *in situ* de MeHg serait plus importante que les apports de MeHg par dépôts atmosphériques ou par drainage du bassin versant.

Aux basses eaux, des mesures de taux de méthylation effectuées sur des échantillons de sols ennoyés fournissent des valeurs semblables à celles obtenues sur ces mêmes sols en période d'inondation (GUIMARÃES *et al.*, 1996), tandis que la méthylation n'est pas mesurable sur des sols forestiers exondés (GUIMARÃES *et al.*, 1994). La capacité de méthylation des sols inon-

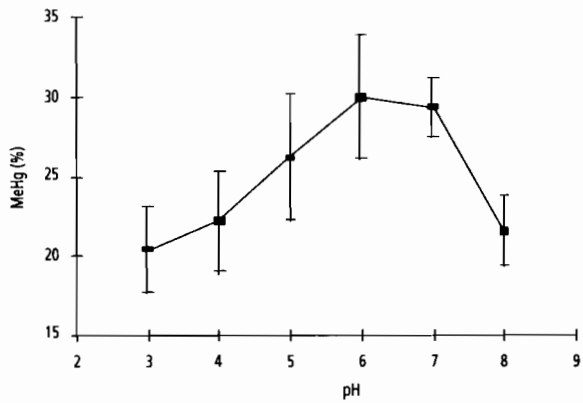


Figure 2

Influence du pH, modifié par addition de HNO_3 (la même tendance est observée avec HCl), sur la méthylation nette de $^{203}Hg^{2+}$ ajouté à des échantillons de racines de la macrophyte aquatique *Eichhornia crassipes*. Adapté de MAURO *et al.*, 1999. Pour les détails de l'expérience, voir la figure 1.

dables semble donc s'exprimer dès que les sols sont en contact avec l'eau. D'après les résultats de GUIMARÃES *et al.* (1996, 1999 b), dans les sols et dans les sédiments du lac Enseada Grande, pH, Eh et teneurs en C, N et Fe ne semblent pas significativement corrélés aux taux de méthylation. Les mêmes tentatives de corrélation ont été faites sur des milieux racinaires de *Eichhornia azurea* de divers lacs du Pantanal (bassin du Rio Paraguay et du Rio Cuiabá). Les résultats ont montré une nouvelle fois l'absence de corrélation. Celle-ci peut être le fait d'un échantillonnage insuffisant et/ou des faibles écarts observés pour certaines variables biogéochimiques en passant d'un site ou d'un échantillon à un autre.

ROULET *et al.* (2000 a), sur un nombre plus important d'échantillons, observent que, dans le périphyton colonisant les racines de *Paspalum* sp., les concentrations de MeHg sont corrélées aux concentrations d'azote et de carbone organique (N et C), tandis que dans les particules en suspension du même site les concentrations de MeHg ne sont corrélées qu'à l'azote organique N. JACKSON (1998), étudiant la méthylation dans les sédiments de réservoirs canadiens, observe au contraire que le taux de méthylation est fortement corrélé à la production de CO_2 et aussi à la concentration de carbone organique, plus faiblement corrélé à la concentration de N, non corrélé à la chlorophylle et enfin fortement corrélé au rapport N/C, mais dans

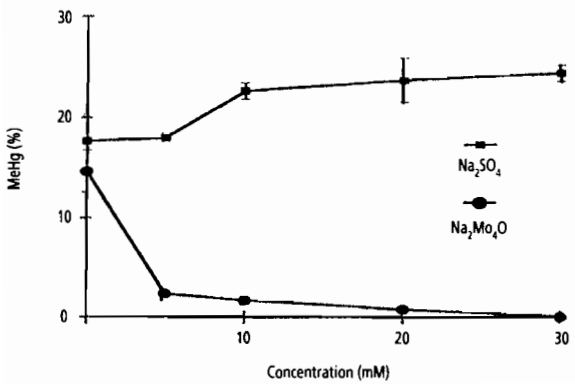


Figure 3

Influence de l'activité des bactéries sulfactoréductrices (BSR) sur la méthylation nette de $^{203}Hg^{2+}$ ajouté à des échantillons de racines de la macrophyte aquatique *Eichhornia crassipes*. Le sulfate de sodium stimule l'activité des BSR et le molibdate de sodium la bloque. Adapté de MAURO *et al.*, 1999. Pour les détails de l'expérience, voir la figure 1.

ce dernier cas de façon négative. Il en conclut que la matière organique d'origine terrestre, comparativement plus riche en C, favoriserait la méthylation par rapport à la matière organique d'origine aquatique, plus riche en N. Les deux dernières études citées démontrent que la production et l'accumulation du MeHg sont étroitement liées à la biogéochimie de la matière organique mais que, comme il s'agit de systèmes distincts, il serait hasardeux de dégager de cette comparaison les variables qui agissent le plus sur le processus de méthylation.

S'il est vrai que la méthylation dans les sédiments et sols inondés est stimulée par la présence de C et de N, la relation entre la méthylation dans la colonne d'eau et le COD semble plus complexe. MISKIMMIN *et al.* (1992) ont démontré que la présence de concentrations élevées inhiberait la méthylation en complexant du Hg inorganique, mais MEECH *et al.* (1998) rappellent que le COD augmente la solubilité du Hg métallique.

La méthylation n'a pas encore été détectée dans les eaux de surface des lacs étudiés en Amazonie et cela est probablement dû à l'échantillonnage limité plutôt qu'aux limitations de la technique utilisée. La technique radiochimique, qui implique l'addition de Hg inorganique aux échantillons, a permis de mettre en évidence les variations verticales des taux de méthylation sur toute la colonne d'eau d'un lac stratifié du Wisconsin, et les profils obtenus étaient semblables à ceux d'essais parallèles réalisés avec des isotopes naturels de Hg, ajoutés en concentrations proches des naturelles (MAURO, *comm. pers.*). En revanche, malgré l'utilisation d'une technique radiochimique sophistiquée qui ne modifiait pratiquement pas les niveaux de Hg des échantillons, GILMOUR *et al.* (1998) n'ont pu observer de méthylation détectable dans la colonne d'eau dans aucun des sites des Everglades.

Les quelques données disponibles sur la méthylation dans les eaux d'Amazonie ne permettent pas de tirer des conclusions, et notamment de la considérer comme secondaire. Il faudrait pour cela étudier plus de sites et vérifier les variations verticales, journalières et saisonnières de la méthylation dans la colonne d'eau. D'autre part, aucune étude n'a encore abordé la méthylation dans la colonne d'eau des réservoirs d'Amazonie. ROULET *et al* (2000 a) ont montré que le MeHg représente moins de 5 % du Hg total dans l'eau filtrée d'un lac d'inondation du Tapajós, alors que ce taux est de 3 à 22 % à la surface des sols de forêts inondées et des bancs de macrophytes.

LES LACS DE BARRAGE

Les poissons des retenues d'eau présentent en général de fortes concentrations de mercure, du moins pendant les premières années après le remplissage. Ces concentrations tendent ensuite à diminuer à mesure que le lac de barrage vieillit et à se rapprocher des caractéristiques d'un lac naturel. JACKSON (1988) et KELLY *et al.* (1997) expliquent cela en évoquant un largage accru du mercure des sols inondés, une plus forte resuspension des sédiments et enfin une augmentation de la méthylation, stimulée par la décomposition de la végétation inondée ou des sols inondés.

Le largage du Hg est favorisé par les amples et plus brusques variations du plan d'eau des réservoirs, en réponse à des besoins énergétiques très variables dans le temps. L'érosion des berges s'en trouve accélérée. Il faut rappeler que dans les sols le Hg est associé principalement aux horizons minéraux riches en oxyhydroxydes de Fe et Al (ROULET *et al.*, 1998). Les fortes conditions réductrices qui se développent dans les sols inondés, notamment au cours des premières années qui suivent la mise en eau, contribuent à réduire les oxydes et donc à libérer le Hg (ROULET et LUCOTTE, 1995).

En Amazonie, l'ensemble des processus qui conduisent à la méthylation du Hg ont été très peu étudiés dans les principaux réservoirs hydroélectriques construits à partir des années 1970, à savoir Samuel (Rondônia), Balbina (Amazonas), Curuá-Una et, le plus important, Tucuruí (Pará).

Seul le réservoir de Samuel a fait l'objet de mesures de taux potentiels de méthylation du Hg. Les valeurs sont bien plus élevées à la surface des sols inondés du réservoir et des sédiments en aval que dans les sédiments du Rio Madeira et de ses affluents d'eaux noires (tabl. I ; GUIMARÃES *et al.*, 1994).

Si on se réfère aux concentrations de Hg dans les poissons, en tant qu'indicateur de l'importance du processus de méthylation, les quelques données disponibles, qui ne couvrent que les réservoirs eux-mêmes et la période postérieure au remplissage, ne permettent pas de dire si la contamination des poissons a augmenté avec le temps. D'une façon générale, ces concentrations sont modérées dans tous les réservoirs cités, à l'exception de Tucuruí (PORVARI, 1995) dont le bassin a été perturbé par des activités minières (Serra Pelada, par exemple) et agricoles. Ce résultat est relativement surprenant car ces

réservoirs présentent des caractéristiques physiques très favorables au largage du Hg des sols : rapport surfaces inondées/volume du lac élevé, et surfaces inondées/surface du bassin versant très faible, comme cela a été montré par FRENCH *et al.* (1999).

Enfin, il faut ajouter que la création de réservoirs favorise le développement de macrophytes aquatiques qui constituent des environnements favorables à la méthylation du Hg.

AUTRES SITES POTENTIELS

La méthylation du Hg a déjà été démontrée dans le contenu gastro-intestinal des poissons et des humains, et dans la couche de mucus qui recouvre la peau des poissons, mais l'importance du MeHg ainsi produit *in vivo* est considérée comme secondaire face aux apports de MeHg ingérés à travers l'alimentation (FURUTANI *et al.*, 1980). Des études sur des ouvriers exposés aux vapeurs de Hg inorganique indiquent qu'ils ont des niveaux de MeHg dans le sang comparables à ceux des populations-contrôle, suggérant l'absence de mécanismes significatifs de méthylation *in vivo* du Hg inhalé (BARREGARD *et al.*, 1994).

En revanche, aucune étude n'a été réalisée sur la méthylation *in vivo* chez les poissons tropicaux. En fonction des hautes températures de l'eau en milieu tropical, les concentrations d'oxygène y sont souvent très basses. Plusieurs poissons tropicaux possèdent des adaptations physiologiques telles que la capacité de respirer l'air atmosphérique (VAL et ALMEIDA-VAL, 1999), et ces particularités justifient de vérifier l'importance de la méthylation *in vivo* chez ces poissons.

INFLUENCE DES ACTIVITÉS ANTHROPIQUES SUR LA PRODUCTION NETTE ET L'ACCUMULATION DE MÉTHYLMERCURE

Nous avons vu que plusieurs paramètres biogéochimiques peuvent influencer la production de MeHg. Il est cependant douteux que les activités anthropiques dans la région amazonienne soient suffisamment intenses aujourd'hui pour modifier la plupart de ces paramètres de façon appréciable, vu l'extension du bassin amazonien et la faible – quoique croissante – occupation qu'il

subit. On ne peut être aussi affirmatif pour la région du plateau des Guyanes, qui se caractérise par des bassins versants de beaucoup plus faible étendue et relativement indépendants les uns des autres.

En revanche, c'est sur le plan des sources et du transport du Hg que l'influence des activités anthropiques se fait sentir le plus clairement. En Amazonie, les activités d'orpaillage peuvent créer des zones contaminées dans leur voisinage immédiat, mais la remobilisation du Hg naturel (abondant dans les sols de toute la région), accélérée par une pléiade d'activités humaines, a conduit à un enrichissement significatif en Hg des sédiments récents dans pratiquement tout le bassin (ROULET *et al.*, 2000 b). Le brûlage de la forêt pour faire place à des activités agricoles représente une source supplémentaire de Hg pour l'environnement, autant par la volatilisation du Hg présent dans la biomasse brûlée que par l'érosion accrue des sols ainsi exposés. GARCIA et CARIGNAN (1999) ont démontré qu'en milieu boréal le déboisement du bassin versant de plusieurs lacs augmentait la concentration de MeHg dans le zooplancton de ces derniers, alors que, dans les lacs dont le bassin avait été atteint par le feu, cette concentration restait inchangée par rapport aux lacs intacts. On ne dispose d'aucune étude semblable pour l'Amazonie.

Malgré l'existence de milliers de données sur le Hg dans les poissons des principaux sous-bassins d'Amazonie, il n'est pas possible d'y identifier la signature des émissions de Hg de l'orpaillage, ni d'affirmer si l'enrichissement en Hg des sédiments a effectivement mené à une augmentation du Hg dans les poissons.

Dans la plaine littorale de l'Amapá, État brésilien à la frontière de la Guyane française, une étude a permis de comparer les teneurs en Hg dans les sédiments, les poissons et les populations humaines de deux lacs non communicants, présentant des caractéristiques physiographiques et géochimiques semblables, uniquement différenciés par la présence d'une intense activité d'orpaillage d'or primaire en amont de l'un deux depuis 1984 (GUIMARÃES *et al*, 1999 a). Les concentrations de Hg sont près de deux fois supérieures dans les sédiments récents du lac perturbé, mais elles sont comparables à celles des sols de la région, ce qui laisse penser que l'orpaillage enrichit en Hg les systèmes aquatiques situés en aval, davantage par le biais de l'érosion qu'il provoque que par ses rejets directs de Hg. Les teneurs en Hg des poissons et des cheveux humains, déjà élevées dans le lac-contrôle, sont également doubles dans le lac perturbé, alors que le pourcentage de MeHg dans les poissons est le même dans

les deux lacs, ainsi que les potentiels de méthylation de Hg dans les sédiments. Cela indiquerait que cet enrichissement ne mène pas à une plus grande biodisponibilité du Hg ou du MeHg pour la chaîne trophique, quoique la validité de ces évidences pour d'autres régions d'Amazonie reste à démontrer.

Cet exemple illustre également le fait que, les environnements d'Amazonie étant riches en Hg naturel, les populations qui y vivent sont exposées à des concentrations élevées de Hg à travers leur consommation élevée de poisson. Ces environnements sont donc des zones à risque, sensibles à tout nouvel apport de Hg, qu'il soit d'origine naturelle ou non. Cela implique que tout effort de maîtrise de l'exposition humaine au Hg doit se faire à l'échelle de l'ensemble de chaque bassin versant. La diversité des groupes sociaux et économiques rencontrés n'en rend la tâche que plus complexe.

CONCLUSION

L'importance du processus de métylation du Hg, qui est au départ de l'intoxication mercurielle des humains, dépend en premier lieu de l'agent précurseur qu'est le Hg métallique. Il est maintenant bien établi que les sols amazoniens sont naturellement riches en Hg. Ce dernier peut devenir accessible à la méthylation à la suite de certaines activités anthropiques. Ainsi, les déboisements et les incendies, qu'ils soient motivés par l'exploitation forestière, agropastorale ou minière, sont susceptibles de le remobiliser et de faciliter son départ vers des sites aquatiques à méthylation. Dans ces conditions, le Hg introduit par l'orpaillage apparaît comme un facteur aggravant.

La disponibilité du Hg ne suffit pas. Encore faut-il que les conditions de méthylation soient requises. Nous savons maintenant que les sites naturels comme les plaines d'inondation, les prairies flottantes à macrophytes et probablement de nombreux bas-fonds périodiquement inondés sont producteurs de méthylmercure. Il est aisément prévisible que tout aménagement du paysage conduisant au développement de zones inondables et/ou de milieux hydrologiquement confinés (lacs de barrage, infrastructures routières...) est créateur de sites à méthylation.

Un frein existe qui consiste donc à réduire l'exportation du Hg vers les zones à méthylation en contrôlant à la fois l'érosion des sols et les rejets

solides et gazeux du Hg utilisé par les orpailleurs, et en évitant de créer des sites à méthylation du Hg lors de l'aménagement des zones exploitées. Ainsi en vient-on à une situation paradoxale, où les activités citées (exploitation forestière, élevage et agriculture, développement des routes, des barrages hydroélectriques....), qui sont censées sortir les populations locales de conditions de vie précaires, ont pour effet indirect d'aggraver leur état sanitaire par un accroissement de la contamination mercurielle.

On ne peut conclure sans rappeler que le processus de méthylation, bien qu'il occupe une place centrale dans le problème que pose le Hg pour la santé, est encore mal connu. Aussi, apparaît-il indispensable d'approfondir nos connaissances sur un certain nombre de questions :

- la nature de la méthylation du Hg dans les sols inondés et non inondés ;
- la disponibilité pour la méthylation du Hg anthropique et du Hg naturel ;
- les changements dans la production et la bioaccumulation de MeHg provenant de l'accroissement de la turbidité des eaux, causé par l'orpaillage et les autres sources d'érosion et de remise en suspension des sols ;
- l'impact du brûlage et d'autres pratiques agricoles sur le processus de méthylation ;
- l'importance de la méthylation dans la colonne d'eau et les facteurs clés de contrôle.

[Références bibliographiques]

AKAGI H., FUJITA Y., TAKABATAKE E., 1977. Methylmercury : photochemical transformation of mercury sulfide into methylmercury in aqueous solutions. *Photochem. Photobiol.*, 26 : 363-370.

AKAGI H., MALM O., BRANCHES F.J.P., KINJO Y., KASHIMA Y., GUIMARÃES J.R.D., OLIVEIRA R.B., HARAGUCHI K., PFEIFFER W.C., TAKIZAWA Y., KATO H., 1995. Human exposure to mercury due to goldmining in the Tapajós river basin, Amazon, Brazil : speciation of mercury in human hair, blood and urine. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 85-94.

ALBERTS J.J., SCHINDLER J.E., MILLER R.W., 1974. Elemental mercury evolution mediated by humic acid. *Science*, 184 : 895-897.

BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.), 1999. *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a global pollutant (May 23-27 1999,*

Rio de Janeiro, Brazil), Book of abstracts, Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia Mineral, 592 p.

BARREGARD L., HORVAT M., SCHUTZ A., 1994. No indication of *in-vivo* methylation of inorganic mercury in chloralkali workers. *Environ. Res.*, 67 : 166-167.

BÉGIN M., 1998. *Méthylation du mercure dans les sols inondés des réservoirs hydroélectriques de la Baie-James*. M.Sc. Thesis, univ. Québec, Montréal.

BEIJER K., JERNELOV A., 1979. « Methylation of mercury in aquatic environments ». *In* NRIAGU J.O. (éd.) : *The biogeochemistry of mercury in the environment*, Amsterdam, Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Topics in Environmental Health, vol. III, 696 p.

BENOIT J.M., GILMOUR C.C., MASON R.P., HEYES A., 1999. Sulfide controls on mercury speciation and bioavailability to methylating bacteria in sediment pore waters. *Environ. Sci. Technol.*, 33 (6) : 951-957.

BERMAN M., BARTHA R., 1986. Levels of chemical versus biological methylation of mercury in sediments. *Bull. Env. Contam. Toxicol.*, 36 : 401-404.

BLOOM N., FITZGERALD W.F., 1988. Determination of volatile mercury species at the picogram level by low temperature gas-chromatography and cold-atomic fluorescence detection. *Anal. Chim. Acta*, 208 : 151-161.

BOISCHIO A.A., HENSHEL D., BARBOSA A.C., 1995. Mercury exposure through fish consumption by upper Madeira river population, Brazil-1991. *Ecosyst. Health*, 1 (3) : 177-192.

BRANFIREUN B.A., ROULET N.T., KELLY C.A., RUDD J.W.M., 1999. In situ sulphate stimulation of mercury methylation in a boreal peatland : Toward a link between acid rain and methylmercury contamination in remote environments. *Global Biogeochem. Cycles*, 13 (3) : 743-750.

BRITO E.M.S., GUIMARÃES J.R.D., 1999. Comparative tests on the efficiency of three methods of methylmercury extraction in environmental samples. *Appl. Organomet. Chem.*, 13 : 487-493.

CLECKNER L.B., GILMOUR C.C., HURLEY J.P., KRABBENHOFT D.P., 1999. Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades. *Limnol. Oceanogr.*, 44 (7) : 1815-1825.

COMPEAU G., BARTHA R., 1985. Sulfate reducing bacteria : principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 50 (2) : 498-502.

FORSBERG B.R., ARAUJO-LIMA C.A.R.M., MARTINELLI L.A., VICTORIA R.L., BONASSI J.A., 1993. Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. *Ecology*, 74 (3) : 643-652.

FORSBERG B.R., FORSBERG M.C.S., PADOVANI C.R., SARGENTINI E., MALM O., 1994. « High levels of mercury in fish and human hair from the Rio Negro basin (Brazilian Amazon) : natural background or anthropogenic contamination ? ». *In* KATO H., PFEIFFER W.C. (éd.) : *Proceedings of the International Workshop on Environmental mercury pollution and its health effects in Amazon river basin (Nov. 30-Dec. 2, 1994, Rio de Janeiro, Brazil)*, Minamata, National Institute for Minamata Disease : 33-40.

FRENCH K.J., SCRUTON D.A., ANDERSON M.R., SCHNEIDER D.C., 1999. Influence of physical and chemical characteristics on mercury in aquatic sediments. *Water Air Soil Pollut.*, 110 (3-4) : 347-362.

FURUTANI A., RUDD J.W.M., TURNER M.A., 1980. Mercury methylation by fish intestinal contents. *Appl. Environ.. Microbiol.*, 40 : 777-782.

GARCIA E., CARIGNAN R., 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl mercury in zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56 (2) : 339-345.

GILMOUR C.C., HENRY E., 1991. Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition. *Environ. Pollut.*, 71 : 131-169.

GILMOUR C.C., HENRY E.A., MITCHELL R., 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 26 : 2281-2287.

GILMOUR C.C., RIEDEL G.S., EDERINGTON M.C., BELL J.T., BENOIT J.M., GILL G.A., STORDAL M.C., 1998. Methylmercury concentrations and production rates across a trophic gradient in the northern Everglades. *Biogeochemistry*, 40 (2-3) : 327-345.

GUIMARÃES J.R.D., MALM O., PADOVANI C., SANCHES M.V., FORSBERG B., PFEIFFER W.C., 1994. « A summary of data on net mercury methylation rates in sediment, water, soil and other samples from the Amazon region obtained through radiochemical methods ». *In* KATO H., PFEIFFER W.C. (éd.) : *Proceedings of the International Workshop on Environmental mercury pollution and its health effects in Amozon river basin (Nov. 30-Dec. 2, 1994, Rio de Janeiro, Brazil)*, Minamata, National Institute for Minamata Disease : 94-99.

GUIMARÃES J.R.D., ROULET M., LUCOTTE M., 1996. « Seasonal and spatial variations of Hg net methylation in a floodplain lake of the Tapajós river, Brazil ». *In* EBINGHAUS R., PETERSEN G., VON TUMPLING U. (éd.) : *Proceedings of the Fourth International Conference on Mercury as a global pollutant (Hamburg, Aug. 1996), Book of abstracts*, Geestacht, GKSS : 418.

GUIMARÃES J.R.D., MEILI M., MALM O., BRITO E.M.S., 1998. Hg methylation in sediments and floating meadows of a tropical lake of the Pantanal wetland, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 213 : 165-175.

GUIMARÃES J.R.D., FOSTIER A.H., FORTI M.C., MELFI J.A., KEHRIG H., MAURO J.B.N., MALM O., 1999 a. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. *Ambio*, 28 (4) : 296-301.

GUIMARÃES J.R.D., PINTO F.N., CASTRO E SILVA E., HYLANDER L., MEILI M., OLIVEIRA L.J., MALM O., 1999 b. « Net Hg methylation in sediment, water-hyacinth roots and associated solids from the Paraguay and Cuiabá rivers, lower Pantanal, Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 461.

GUIMARÃES J.R.D., MEILI M., HYLANDER L.D., CASTRO E SILVA E., ROULET M., MAURO J.B.N., LEMOS R.A., 2000. Net mercury methylation in five tropical flood plain regions of Brazil : high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *Sci. Total Environ.*, 261 (1-3) : 99-107.

HEYES A., MOORE T.R., RUDD J.W.M., 1998. Mercury and methylmercury in decomposing vegetation of a pristine and impounded wetland. *J. Environ. Qual.*, 27 : 591-599.

HUCKABEE J.W., ELWOOD J.W., HILDEBRAND S.G., 1979. « Accumulation of mercury in freshwater biota ». *In* NRIAGU J.O.

(éd.) : *The biogeochemistry of mercury in the environment*, Amsterdam, Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Topics in Environmental Health, vol. III, 696 p.

JACKSON T.A., 1988. The mercury problem in recently formed reservoirs of Northern Manitoba (Canada) : effects of impoundment and other factors on the production of methylmercury by microorganisms in sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45 : 97-121.

JENSEN S., JERNELOV A., 1969. Biological methylation of mercury in aquatic organisms. *Nature*, 223 : 753-754.

JUNK W.J., 1997. « General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains ». *In* JUNK W.J. (éd.) : *The Central Amazonian Floodplain*, Berlin, Springer-Verlag, Ecological Studies, 126 : 3-20.

KEHRIG H., MALM O., AKAGI H., GUIMARÃES J.R.D., TORRES J.P.M., 1998. Methylmercury in fish and hair samples from the Balbina Reservoir, Brazilian Amazon. *Environ. Res., A*, 77 : 84-90.

KELLY C.A., RUDD J.W.M., BODALY R.A., ROULET N.P., ST. LOUIS V.L., HEYES A., MOORE T.R., SCHIFF S., ARAVENA R., SCOTT K.J., DYCK B., HARRIS R., WARNER B., EDWARDS G., 1997. Increases in fluxes of greenhouse gases and methyl mercury following flooding of an experimental reservoir. *Environ. Sci. Technol.*, 31 (5) : 1334-1344.

LANDNER L., 1971. Biochemical model for the biological methylation of mercury suggested from methylation studies in-vivo with *Neurospora crassa*. *Nature*, 230 : 452-454.

LEBEL J., MERGLER D., BRANCHES F., LUCOTTE M., AMORIM M., LARRIBE F., DOLBEC J., 1998. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian basin. *Environ. Res., A*, 79 : 20-32.

LEE Y.H., HULTBERG H., 1990. Methylmercury in some swedish surface waters. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9 : 833-841.

LEMOS R.M.A., GUIMARÃES J.R.D., BIANCHINI Jr I., 1997. « Potencial de metilação do Mercúrio no detrito de *Eleocharis sellowiana*, Maricá, RJ ». *In : Anais do 6o Congresso de Limnologia, São Carlos, São Paulo, Brasil, 22-25 de Julho de 1997.*

LEMOS R.M.A., GUIMARÃES J.R.D., BIANCHINI Jr I., 1999. « Mercury methylation in *Eichhornia azurea* roots and sediments during a seasonal cycle in a Brazilian lake ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 462.

LINDQVIST O., JERNELOV A., JOHANSON K., RODHE H., 1984. *Mercury in the Swedish environment. Global and local sources.* Solna, National Swedish Environmental Protection Board, Report PM 1816.

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., GUIMARÃES J.R.D., CASTRO M.B., BASTOS W.R., VIANA J.P., PFEIFFER W.C., 1997. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajós basins, Amazon, Brazil. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 45-51.

MARVIN-DIPASQUALE M.C., OREMLAND R.S., 1998. Bacterial methylmercury degradation in Florida Everglades peat sedi-

ment. *Environ. Sci. Technol.*, 32 (17) : 2556-2563.

MATILAINEN T., VERTA M., NIEMI M., UUSI-RAUVA A., 1991. Specific rates of net methylmercury production in lake sediments. *Water Air Soil Pollut.*, 56 : 595-605.

MATILAINEN T., VERTA M., 1995. Mercury methylation and demethylation in waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52 (8) : 1597-1608.

MAURO J.B.N., 1997. *Influência de parâmetros físicos e químicos sobre a metilação de mercúrio na raiz da macrófita aquática* flutuante Eichhornia crassipes *[Mart] Solms.* M.Sc. Thesis, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, UFRJ, Rio de Janeiro.

MAURO J.B.N., GUIMARÃES J.R.D., MELAMED R., 1999. Mercury methylation in a tropical macrophyte : influence of abiotic parameters. *Appl. Organomet. Chem.*, 13 (9) : 631-636.

MEECH J.A., VEIGA M.M., TROMANS D., 1998. Reactivity of mercury from gold mining activities in darkwater ecosystems. *Ambio*, 27 (2) : 92-98.

MELACK J.M., FISHER T.R., 1990. Comparative limnology of tropical floodplain lakes with an emphasis on the Central Amazon. *Acta Limnol. Brasil.*, 3 : 1-48.

MILLER D.R., AKAGI H., 1979. pH affects mercury distribution, not methylation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 3 : 36-38.

MISKIMMIN B.M., RUDD J.W.M., KELLY C.A., 1992. Influence of dissolved organic carbon, pH and microbial respiration rates on mercury methylation and demethylation in lake water. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49 (1) : 17-22.

NOREN K., WESTOO G., 1967. Metilkvicksilver i fisk. *Var Foeda*, 19 : 13-17.

OREMLAND R.S., CULBERTSON C.W., WINFREY M.R., 1991. Methylmercury decomposition in sediments and bacterial cultures. Involvement of methanogens and sulfate-reducers in oxidative demethylation. *Appl. Environ. Microbiol.*, 57 (1) : 130-137.

PAK K.R., BARTHA R., 1998. Mercury methylation by interspecies hydrogen and acetate transfer between sulfidogens and methanogens. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64 (6) : 1987-1990.

PORVARI P., 1995. Mercury levels in fish in Tucurui hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazonia, state of Pará. *Sci. Total Environ.*, 175 : 109-117.

PORVARI P., VERTA M., 1995. Methylmercury production in flooded soils : a laboratory study. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 765-773.

RAMLAL P.S., RUDD J.M.W., FURUTANI A., XUN L., 1985. The effect of pH on methylmercury production and decomposition in lake sediment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42 : 685-692.

RASK M., VERTA M., 1995. Concentrations and amounts of methylmercury in water and fish in the limed and acid basins of a small lake. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 577-580.

REGNELL O., 1994. The effect of pH and dissolved oxygen on the methylation and partitioning of mercury in freshwater model systems. *Environ. Pollut.*, 84 : 7-13.

REGNELL O., EWALD G., LORD E., 1997. Factors controlling temporal variation in methylmercury levels in sediment and water in a seasonally stratified lake. *Limnol. Oceanogr.*, 42 (8) : 1784-1795.

RICHEY J.E., DEVOL A.H., WOFSY S.C., VICTORIA R., RIBEIRO M.N.G., 1988. Biogenic

gases and the oxydation and reduction of carbon in Amazon River and floodplain waters. *Limnol. Oceanogr.*, 33 : 551-561.

ROBINSON J.B., TUOVINEN O.H., 1984. Mechanisms of microbial resistance and detoxification of mercury and organomercury compounds : physiological, biochemical and genetic analyses. *Microbiol. Rev.*, 48 : 95-124.

ROGERS R.D., 1976. Methylation of mercury in agricultural soils. *J. Environ. Qual.*, 5 : 454-458.

ROGERS R.D., 1977. Abiological methylation of mercury in soil. *J. Environ. Qual.*, 6 : 463-467.

ROULET M.,LUCOTTE M., 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 1079-1088.

ROULET M., LUCOTTE M., SAINT-AUBIN A., TRAN S., RHÉAULT I., FARELLA N., DE JESUS DA SILVA E., DEZENCOURT J., SOUZA PASSOS C.J., SANTOS SOARES G., GUIMARÃES J.R.D., MERGLER D., AMORIM M., 1998. The geochemistry of Hg in Central Amazonian soils developped on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará state, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 223 (1) : 1-24.

ROULET M., LUCOTTE M., GUIMARÃES J.R.D., RHÉAULT I., 2000 a. Methylmercury in water, seston and epiphyton of an Amazonian river and floodplain, Tapajós river, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 261 (1-3) : 43-59.

ROULET M., LUCOTTE M., CANUEL R., FARELLA N., COURCELLES M., GUIMARÃES J.R.D., MERGLER D., AMORIM M., 2000 b. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in Central Amazon. *Chem. Geol.*, 165 : 243-266.

RUDD J.W.M., 1995. Sources of methyl mercury to fresh water ecosystems : a review. *Water Air Soil Pollut.*, 80 (1-4) : 697-713.

SELLERS P., KELLY C.A., RUDD J.W.M., MACHUTCHON A.R., 1996. Photodegradation of methylmercury in lakes. *Nature*, 380 (6576) : 694-697.

SILVA-FORSBERG M.C., FORSBERG B.R., ZEIDEMANN V.K., 1999. Mercury contamination in humans linked to river chemistry in the Amazon basin. *Ambio*, 28 (6) : 519-521.

TSUBAKI T., IRUKAYAMA K., 1977. *Minamata Disease methylmercury poisoning in Minamata and Niigata, Japan*. Tokyo, Kodansha Ltd, Amsterdam, Elsevier, 317 p.

VAL A.L., ALMEIDA-VAL V.M., 1999. *Biology of tropical fishes*. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia, 490 p.

WATRAS C.J., BLOOM N.S., CLAAS S.A., MORRISON K.A., GILMOUR C.C., CRAIG S.R., 1995. Methylmercury production in the anoxic hipolimnion of a dimictic seepage lake. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 735-745.

WEBER J.H., REISINGER K., STOEPPLER M., 1985. Methylation of mercury (II) by fulvic acid. *Environ. Technol. Lett.*, 6 : 203-208.

WINFREY M.R., RUDD J.W.M., 1990. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes : a review. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9 : 853-869.

WHO, 1989. *Evaluation of certain food additives and contaminants*. Geneva, World Health Organization, 33th

report of the joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, WHO Technical Report Series 776, 144 p.

WHO, 1990. *Environmental Health Criteria 101 : Methylmercury*. Geneva, World Health Organization, IPCS, 144 p.

WHO, 1991. *Environmental Health Criteria 118 : Inorganic mercury*. Geneva, World Health Organization, IPCS.

XUN L., CAMPBELL N.E.R., RUDD J.W.M., 1987. Measurement of specific rates of net methylmercury production in the water column and surface sediments of acidified and circumneutral lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44 : 750-757.

Jules DE KOM

Les effets sur la santé de l'exposition aux vapeurs de mercure chez les orpailleurs, les raffineurs/commerçants d'or et les populations vivant à proximité

INTRODUCTION

La plupart des régions amazoniennes ont connu dès le début des années 1980 une véritable ruée vers l'or, résultat conjugué d'une augmentation du prix de l'or et de l'aggravation d'une situation sociale et économique précaire. Ainsi, au cours de ces deux dernières décennies, les activités d'orpaillage se sont étendues à l'ensemble des régions amazoniennes. Différents types d'exploitation minière se sont développés, se distinguant les uns des autres par leur taille (petite, moyenne et grande) et leur degré de légalité (informel, légal et illégal).

L'orpaillage est apparu comme une planche de salut pour une grande partie de la population se trouvant en situation de survie. Ainsi, le petit mineur s'est engagé dans cette activité, poussé par la nécessité de nourrir sa famille et payer ses dettes. D'où la multiplication rapide de petites exploitations à caractère artisanal et informel, gérées par des orpailleurs néophytes, dépourvus d'expérience et de moyens financiers. Ces derniers ont été inévitablement conduits à employer des procédés très rudimentaires pour extraire l'or de sites déjà exploités par le passé ou encore de sites nouveaux. La méthode d'enrichissement du minerai aurifère par le mercure, en raison de son faible coût, de son efficacité et des facilités opérationnelles qu'elle offre, s'est révélée comme la plus appropriée dans ce contexte socio-économique particulier et s'est imposée un peu partout, y compris dans les exploitations de grande taille (MALM, 1998 ; VEIGA, 1997 ; LACERDA, 1995).

EXPOSITION DES GROUPES À HAUT RISQUE

Dans le secteur minier artisanal, l'exposition professionnelle provient principalement de l'inhalation de vapeurs de mercure, Hg^0. Les orpailleurs, les raffineurs et les bijoutiers sont les plus directement touchés. L'importance de l'exposition dépend d'une part des méthodes utilisées pour amalgamer le minerai aurifère, l'enrichir et le purifier, d'autre part des équipements de protection employés et de leur bon usage. D'une façon générale, on opère sans guère se soucier des dangers que représentent les émanations de Hg.

Les vapeurs de mercure sont également absorbées par la peau, mais en bien moindre proportion. La quantité pénétrant ainsi par voie cutanée est estimée à 2,6 % de celle provenant de la respiration de l'air contaminé. Une application directe de mercure sur la peau doit causer très probablement des absorptions bien supérieures (BELILES, 1994).

Les populations vivant au voisinage des sources d'émission sont également exposées dans la mesure où elles respirent un air enrichi en vapeurs de mercure (LACERDA, 1995). Approximativement, 80 % des vapeurs inhalées passent dans l'organisme (IPCS, 1991).

Après inhalation, le Hg^0 absorbé est rapidement transformé dans le sang sous la forme de mercure ionisé, Hg^{2+}. Il est ensuite véhiculé vers le cerveau et d'autres tissus du système nerveux, puis finalement excrété en grande partie dans les urines (EPA, 1997 ; IPCS, 1991).

Trois formes d'exposition sont généralement identifiées, selon la durée et l'intensité des émissions : aiguë, chronique et aiguë-chronique. Elles touchent de façon inégale les trois grands groupes socio-démographiques concernés : les orpailleurs dans les sites miniers, les employés des entreprises spécialisées dans la purification de l'or et sa commercialisation (dénommées « *casas de ouro* » au Brésil, c'est-à-dire « maisons d'or »), enfin les populations proches des sources de vapeurs de mercure.

LES ORPAILLEURS

Les différentes formes d'orpaillage vont de l'usage manuel de la batée par le chercheur d'or individuel à l'emploi de moyens mécanisés dans les moyennes et grandes entreprises (dragues dans les lits de rivière, pelles mécaniques en terre

ferme). Mais, quel que soit le type d'exploitation, l'usage du mercure est identique. Il comprend deux phases bien distinctes. La première phase correspond à l'enrichissement du minerai par formation d'un amalgame or-mercure après adjonction de mercure élémentaire, Hg^0. La seconde phase comprend l'élimination de l'excédent de mercure (une presse manuelle est souvent utilisée à cet effet) puis la purification de l'amalgame formé par un traitement à chaud provoquant la vaporisation de Hg^0 (VEIGA, 1997 ; LACERDA, 1991 ; DE KOM, 1998 a).

Les quantités de mercure utilisées et les fractions perdues sont très variables. Elles dépendent de la forme d'extraction du minerai aurifère et des procédés retenus pour l'amalgamer et ensuite se débarrasser du mercure (VEIGA, 1997). Les protocoles opérationnels diffèrent selon la taille de l'exploitation (voir annexe 13). Pour le Brésil, une estimation moyenne des pertes de mercure au cours des phases qui viennent d'être décrites a été faite par VEIGA (1997) : 20 % sont perdus en fin d'amalgamation, 70 % se volatilisent lors de la destruction de l'amalgame (en l'absence de retorte) et les 10 % restants partent en vapeurs lors de l'ultime purification dans les maisons de vente de l'or. À ces émissions, il faut ajouter les opérations, certes de moindre importance, qui accompagnent toute manipulation de ce métal à température ambiante, en dehors des phases de purification.

L'exposition est maximale chez ceux qui accomplissent des tâches les exposant directement aux émissions de vapeurs de mercure ; elle est plus réduite chez ceux qui se trouvent à proximité de ces sources d'émission. Les ouvriers directement exposés aux vapeurs de mercure lors de la destruction de l'amalgame souffrent d'une seconde exposition qui provient de la manipulation à main nue du mercure au cours des différentes phases de concentration et de purification de l'or.

Dans les grandes entreprises, il existe une différenciation poussée du travail et les ouvriers sont inégalement exposés. Dans une étude réalisée au Surinam, sur une population de 77 individus, trois groupes de travailleurs ont été identifiés en fonction de leur labeur : 8 % sont des agents de la logistique (cuisiniers, mécaniciens, gardiens...), 18 % des cadres dirigeants (contremaîtres, propriétaires et concessionnaires) et 74 % des mineurs. Dans ce dernier groupe sont distingués ceux qui procèdent aux travaux de terrassement à l'aide soit d'engins mécaniques, soit de lances à jet d'eau sous pression, ceux qui débroussaillent les sites, enlevant les pierres et les racines, et enfin ceux qui préparent l'amalgame or-mercure et le brûlent (DE KOM, 1998 b).

Dans le cadre de ces activités minières, l'hygiène tient peu de place. Le plus souvent, pas la moindre mesure préventive n'est prise pour éviter l'exposition au mercure (DE KOM, 1998 b) et, lorsque des mesures existent, les systèmes de protection sont dans la plupart des cas défectueux et peu efficaces. Ils vont du simple usage de feuilles d'arbre (assurant par la même occasion le recyclage du mercure) à celui de retortes, en passant par l'emploi de masques à poussière, de mouchoirs, de troncs d'arbre creux, de cylindres surmontés d'une cheminée, ou encore le travail à distance. Les retortes, qui assurent la meilleure protection et le meilleur recyclage du mercure, ne sont pas souvent utilisées (DE KOM, 1998 b). Cela s'explique parfois par l'ignorance fréquente concernant la toxicité du mercure, mais aussi par le coût d'achat trop élevé de tels équipements pour les petits groupes d'orpailleurs. Cette constatation ne se limite pas au Surinam. LACERDA (1991) observe une situation semblable au Brésil, toujours pour les mêmes raisons.

Les travailleurs passent des périodes très variables sur les sites miniers, allant de quelques semaines à plusieurs mois. Les chantiers sont souvent très proches les uns des autres de sorte que les ouvriers sont exposés aux vapeurs de mercure du proche voisinage. Autre fait aggravant, l'ensemble des travailleurs assistent à l'opération de destruction à chaud de l'amalgame qui représente le fruit de leur labeur. Nombreux sont également ceux qui, en plus de leurs tâches normales, occupent leur temps libre à orpailler à titre individuel, à la recherche de quelques gains supplémentaires (DE KOM, 1998 a et b). Bien qu'ils occupent différentes fonctions et qu'ils soient inégalement exposés au mercure, tous courent des risques de contamination.

Au Surinam, l'activité minière est avant tout une affaire d'hommes, comme d'ailleurs dans d'autres pays d'Amérique du Sud. Toutefois, au Brésil, il y a des exemples de femmes travaillant dans les sites d'orpaillage de taille moyenne. Elles pratiquent la batée pour apporter une aide financière à leur famille mais elles travaillent rarement avec leur partenaire masculin. En Colombie, il est courant de rencontrer des femmes enrichissant du minerai aurifère dans l'arrière-cour de leur maison (VEIGA, 1997).

RAFFINEURS, ACHETEURS/VENDEURS ET JOAILLIERS

Les lingots d'or qui viennent des mines sont fondus dans les « maisons d'or » sous le contrôle du propriétaire. Ces opérations sont réalisées dans des

pièces plus ou moins confinées, dépourvues d'une bonne circulation de l'air. Les concentrations de vapeurs de mercure y atteignent des valeurs très élevées. Le personnel qui assure les diverses tâches administratives et commerciales est autant exposé aux vapeurs que celui qui est directement chargé de la purification (VEIGA, 1997 ; LACERDA, 1995).

Les joailliers, qui manipulent avec une certaine continuité de l'or non raffiné, représentent un autre groupe sujet au risque de contamination chronique (DE KOM, 1998 b).

LA POPULATION VIVANT À PROXIMITÉ

Les familles, femmes et enfants, des travailleurs qui vivent près des sites miniers n'échappent pas aux vapeurs de mercure provenant des opérations de concentration du minerai en or ni à celles issues du mercure souillant les vêtements des travailleurs. Pour les femmes enceintes se présente en outre le risque de contamination du fœtus par voie placentaire.

Les familles des raffineurs d'or et celles des joailliers sont également des groupes à haut risque. Les émissions de Hg^0 qui proviennent de ces maisons de commerce de l'or représentent un véritable danger pour la population urbaine vivant à proximité, surtout lorsqu'il n'existe pas de mesures préventives, telles que l'usage de hottes munies de condenseurs, ou encore lorsqu'il est fait usage d'équipements défectueux. La plus grande partie du Hg^0 émis par les fondeurs de lingots retombe près de la source émettrice, c'est-à-dire à moins de 1 km (VEIGA, 1997).

Ainsi, ces diverses familles vivant les unes proches des chantiers miniers, les autres à proximité des « maison d'or » sont sujettes à une contamination chronique. Ces maisons restent contaminées longtemps après la cessation des activités de raffinage de sorte qu'elles continuent d'être un danger pour les personnes qui viennent les habiter.

LES INDICATEURS D'EXPOSITION

LES BIO-INDICATEURS

Pour mesurer l'exposition humaine au mercure métallique, différents moyens peuvent être utilisés. Le moyen le plus courant pour effectuer la sur-

veillance biologique est d'analyser le sang et les urines. Quelques mesures ont été faites sur le plasma, le sérum et les érythrocytes. La détermination de mercure métallique dans d'autres milieux n'est pas habituelle.

Le mercure dans le sang est un excellent indicateur de contaminations récentes. Si l'indicateur est une mesure du mercure total (somme du mercure inorganique et du mercure méthylé), il ne faut pas oublier qu'une part du mercure peut résulter d'une contamination au méthylmercure (MeHg) provenant de poissons eux-mêmes contaminés. Un moyen de résoudre ce problème est de compléter la mesure du mercure total par une seconde mesure spécifique du mercure métallique. Toutefois, l'interférence venant du MeHg n'est pas importante quand l'analyse porte sur l'urine. Près de 90 % du MeHg total est excrété par voie fécale (BERLIN, 1986 ; IPCS, 1991). L'urine est donc la matière de choix pour des surveillances sanitaires à long terme en ce qui concerne l'exposition aux vapeurs de mercure.

L'exposition professionnelle est de préférence testée sur un prélèvement de la première urine du matin. Sa mesure est ensuite corrigée par rapport à la teneur en créatinine. La méthode de référence qui est utilisée pour mesurer le mercure dans le sang et les urines est la fluorescence atomique à vapeurs froides de mercure. L'interprétation des résultats n'est aisée que lorsqu'il s'agit d'une exposition récente et n'ayant pas été marquée par des variations temporelles importantes et déterminées sur un groupe de sujet.

Des tentatives pour établir une corrélation entre les teneurs en mercure dans le sang et dans les urines ont été faites dans plusieurs études. Les résultats sont très variables. Il n'est pas possible d'affirmer que le rapport entre le mercure dans le sang et celui dans l'urine est constant à différents niveaux d'imprégnation (IPCS, 1991).

LES ÉCHANTILLONS D'AIR

La surveillance des niveaux de mercure auxquels les travailleurs sont exposés est faite à partir de mesures de mercure. L'échantillonnage de l'air pour les analyses de mercure peut être réalisé par des échantillonneurs automatiques à poste fixe ou bien par des prélèvements manuels. Ce dernier mode de prélèvement est préférable (IPCS, 1991).

Chez les employés des industries qui font usage du mercure, une bonne relation est souvent obtenue entre le temps d'exposition journalier et le taux jour-

nalier de mercure dans le sang et les urines (ROELS, 1987). Dans les urines, des teneurs en mercure d'environ 50 µg/g de créatinine ont été observées après une exposition professionnelle à 40 µg de Hg par mètre cube d'air. On estime qu'une telle exposition conduit à une teneur en Hg dans le sang égale à 17 µg/l.

RÉSULTATS DES ÉTUDES

Ces dernières années, plusieurs études de surveillance ont été réalisées en Amazonie sur les mineurs exposés et les employés des maisons d'achat et de vente de l'or.

Le tableau I regroupe des données sur les niveaux de mercure rencontrés dans les urines et le sang. Ces données montrent que les niveaux de Hg dans les urines et le sang sont nettement supérieurs aux niveaux de base attendus. Elles présentent aussi une grande variabilité, indiquant par là des profils d'exposition pouvant être très différents d'un individu à un autre. Peu d'études ont signalé l'apparition de symptômes d'intoxication mercurielle. En se fondant sur les teneurs en Hg dans les urines, certains orpailleurs, raffineurs, acheteurs/vendeurs et joailliers ont dû connaître les premiers effets subtils de l'empoisonnement mercuriel pour des concentrations de Hg dans les urines comprises entre 30 et 100 µg/g de créatinine, d'autres les classiques signes cliniques d'empoisonnement pour des concentrations supérieures à 100 µg/g de créatinine. Quoi qu'il en soit, les diagnostics ne sont pas aisés à établir car les symptômes d'empoisonnement au Hg peuvent être masqués par d'autres maladies chez des populations souffrant généralement de bien d'autres troubles de santé. Les symptômes sont souvent confondus avec ceux provenant du paludisme, de l'alcoolisme ou encore d'autres maladies tropicales (LACERDA, 1995 ; VEIGA, 1997).

Les études confirment que les émissions de Hg les plus importantes proviennent du brûlage de l'amalgame Au-Hg. De très fortes concentrations de Hg se trouvent dans l'air à cette occasion. Ces opérations d'enrichissement du mercure dans les mines sont relativement espacées dans le temps, mais elles sont aisément identifiées par un pic de concentration de mercure dans l'air environnant. Les valeurs varient en fonction des quantités d'or extraites (MALM, 1998).

Le tableau II fournit des données sur la contamination dans les atmosphères fermées des maisons de vente/achat de l'or et de l'environnement immédiat dans les villes et villages, occasionnée par la purification des lingots d'or.

Tableau I. Etudes portant sur les concentrations de mercure dans le sang et l'urine.

Sujets	Symptômes	Localisation	Exposition aux vapeurs de Hg	n	Sang (µg/l) moyenne ± σ ; intervalle	Urine (µg/g créatinine) moyenne ± σ ; intervalle	Références
Orpailleurs, raffineurs d'or et villageois à proximité	Présence de signes et symptômes associés à une histoire d'exposition	Tapajós, Pará, Amazonie brésilienne	60 % des sujets sont des professionnels, exposition moyenne = 13,1 ans	55	30,5 ± ? ; 4-130 (n = 54)	32,7 ± ? ; 0-151* (n = 33)	BRANCHES, 1993
Commerçants d'or, orpailleurs		Bassin du RioTapajós, Amazonie brésilienne	Commerce Orpaillage	42 18	30,4 ± ? 34,3 ± ?	78,9 ± ?* 18,5 ± ?*	CLEARY, 1994
Orpailleurs, raffineurs et individus vivant près des lieux de raffinage	Signes et symptômes liés à une exposition, identifiés par un questionnaire	Etat du Pará, Brésil	I = récente < 2 j II = intermédiaire < 60 j III = ancienne > 60 j	10 11 9	24,8 ± 44,1 ; 7,6-158,8 7,6 ± 5,5 ; 2,2-19,4 5,6 ± 3,3 ; 3,1-14,3	75,6 ± 213,4 ; 6,5-35,9 23,8 ± 84,0 ; 7,8-297,0 7,0 ± 9,8 ; 3,1-32,9	AKS, 1995
Orpailleurs		Bassin amazonien, Brésil	Professionnels	20	? ; 2,0-29,3 (n = 10)	? ; 1,0-155 (n = 20)*	PALHETA, 1995
Orpailleurs		Rio Tapanahony Surinam	Exposés Contrôles	28 17	18,1 ± 11,0 (n = 25) 26,8 ± 14,6 (n = 16)	27,5 ± 21,1 5,2 ± 2,9	DE KOM, 1998 a
Orpailleurs, raffineurs d'or, joailliers		Sites d'orpaillage majeurs, Surinam	Orpailleurs Joailliers	71 39		10,4 ± 8,6 ; 1,1-40,2 9,2 ± 7,4	DE KOM, 1998 b
Orpailleurs, raffineurs d'or, joailliers, commerçants d'or		Santarém, Itaituba et sa zone rurale, Rio Tapajós, Amazonie, Brésil	Raffineurs, commerçants Raffineurs, commerçants Orpailleurs	50 81 98		57,5 ± ? ; 2,7-663* 27,8 ± ? ; 2,9-255* 6,4 ± ? ; 0,0-74,3*	JESUS, 1999

? : σ (déviation standard) non disponible.
n = nombre d'individus examinés.
* Exprimé en µg/l et non en µg/g créatinine.

Tableau II. Etudes portant sur les concentrations de mercure (en µg/m³) dans l'atmosphère en zones urbaines et rurales et sur des sites d'orpaillage en activité (MALM,

Localisation	Nature des sites	Moyenne	n	Intervalle	Références
Rondônia, sud-ouest de l'Amazonie	Zone urbaine éloignée des lieux de raffinage	-	7	< 0,02 ≤ 0,66	MALM, 1991
	Zone urbaine proche des lieux de raffinage	2,8	8	0,45-7,5	
	Exposition professionnelle lors du raffinage dans les « *casas de ouro* »	71,4	7	17,5-107,2	
	Exposition professionnelle lors du brûlage de l'amalgame sur les sites d'orpaillage avec usage de divers types de retorte	91,7	6	< 10,24-296	
	Exposition professionnelle lors du brûlage de l'amalgame sur les sites d'orpaillage sans usage de retorte	15 499	6	< 4 229-59 600	
	Emanations lors de l'usage de la technique dite de reflux d'eau contraire destinée à récupérer le mercure	1 280	5	< 120-5 162	
	Echantillons d'air près des chutes d'eau (rivières)	-	3	< 0,14-0,5	
Ville de Poconé (zone urbaine), Amazonie centrale, Brésil	Zone urbaine, proche des sites de rebrûlage	-	10	< 0,14-1,86	MARINS, 1991
	Au-dessous des résidus de minerai aurifère	0,08			TUMPLING, 1995
Ville de Alta Floresta, Amazonie brésilienne méridionale	Exposition professionnelle lors du raffinage dans les « *casas de ouro* »	5,14	86	0,07-40,6	HACON, 1995
	Zone urbaine éloignée des lieux de raffinage	0,61	152	0,01-5,79	

n = nombre d'échantillons.

LES RISQUES POUR LA SANTÉ

Les symptômes classiques relevant de la contamination par des vapeurs de Hg^0 se manifestent dans le système nerveux central et les reins, qui sont les organes cibles du mercure sous sa forme dissoute Hg^{2+}.

L'EXPOSITION AIGUË

L'exposition aiguë se manifeste après l'inhalation de fortes concentrations de vapeurs de Hg, par exemple, comme il a été dit, à l'occasion de la fusion de l'amalgame or-mercure dans les mines ou encore lors de la refonte des lingots d'or dans les maisons de vente/achat de l'or.

Les jours qui suivent l'exposition aux vapeurs, divers signes apparaissent, semblables à ceux d'une grippe, se caractérisant par un refroidissement accompagné de fièvre, de courbatures, de gorge sèche et de maux de tête. Au bout de deux semaines, des symptômes plus sévères se manifestent, qui portent sur le système nerveux central, l'appareil respiratoire, les systèmes gastro-intestinal et urologique. Les symptômes du système nerveux central persistent tandis que les maux affectant les autres organes se dissipent avec le temps.

L'EXPOSITION CHRONIQUE

L'exposition chronique se manifeste à la suite de l'inhalation de faibles concentrations de vapeurs de Hg^0 ou encore de l'absorption cutanée de vapeurs au cours de périodes prolongées. C'est le cas des personnes qui travaillent durant des mois, voire des années, sur les sites d'orpaillage ou de raffinage de l'or, dans le voisinage immédiat des émissions de vapeurs de Hg^0 (manipulation du mercure dans les processus d'amalgamation, destruction des amalgames, purification des lingots).

L'empoisonnement chronique par les vapeurs de Hg^0 peut produire trois types de symptômes :

- de légers tremblements des doigts et parfois du visage aux stades précoces, puis l'apparition progressive de mouvements brusques et saccadés des lèvres ;

■ des troubles neuropsychiatriques comportant fatigue, insomnie, anorexie et éréthisme (perte de mémoire) ; des changements insidieux du caractère peuvent être notés, tels qu'une tendance à l'isolement, à la dépression, entrecoupée par des moments d'irritabilité explosive, de perte de confiance en soi et d'assoupissement ;

■ des gingivites.

Les cas les plus sévères sont accompagnés de délires avec hallucinations et de psychoses. Des modifications subcliniques dans la fonction nerveuse périphérique et dans la fonction rénale peuvent surgir.

L'OMS a recommandé des normes pour estimer les risques de contamination. Si la concentration de mercure dans les urines est supérieure à 100 µg/g de créatinine, la probabilité d'apparition des signes neurologiques classiques d'empoisonnement (tremblements, éréthisme) et de protéinurie est élevée. Des effets subtils apparaissent quand cette concentration est comprise entre 30 et 100 µg/g de créatinine. Il s'agit de symptômes subjectifs tels que la fatigue, l'irritabilité, la perte d'appétit chez des sujets plus sensibles, on observe des performances psychomotrices amoindries, des tremblements détectables et évidents ou un retard dans la transmission de l'influx nerveux, mais qui ne se traduisent pas par une détérioration clinique manifeste.

On ne dispose pas de données épidémiologiques précises pour des concentrations inférieures à 30 µg/g de créatinine (IPCS, 1991).

RÉSULTATS DES ÉTUDES

Divers signes cliniques de l'exposition chronique au Hg ont été étudiés chez les travailleurs professionnels : les signes sur le métabolisme, la vision, le système immunitaire et des signes neurologiques et neuropsychiatriques. Les groupes qui ont été les mieux suivis sont les mineurs de mercure et les travailleurs dans les industries faisant usage de Hg (celles en particulier fabriquant des produits chloroalcalins). Dans ces dernières usines, les travailleurs exposés de façon permanente aux vapeurs de Hg souffrent de troubles moteurs et psychiques qui peuvent durer plus de dix ans après la dernière exposition aux vapeurs de Hg (KISHI, 1993 ; MATHIESEN, 1999). Le tableau III résume les principales données de ces études.

Tableau III. Etude des effets sur la santé des travailleurs professionnels de l'exposition chronique aux vapeurs de mercure.

Sujets exposés	Expositions	Effets sur la santé	Références
		Caractère carcinogène	
Mineurs et populations d'orpailleurs exposés aux vapeurs de Hg	Forte exposition professionnelle ou forte contamination environnementale par le passé	Données épidémiologiques éparses portant sur les risques d'atteinte des poumons, des reins et du système nerveux central. Des données plus complètes sont indispensables.	BOFFETTA, 1993
		Fonctions métaboliques	
Employés masculins exposés aux vapeurs de Hg^0 dans une usine de production de chlore et de soude : 37 individus exposés et 39 individus non non exposés (groupes de même tranche d'âge)	Urine (µg/g de créatinine) : 26,6 chez les sujets exposés, 3,5 chez les sujets non exposés	L'effet d'une exposition modérée aux vapeurs de mercure sur le métabolisme du sélénium est d'importance mineure sur le plan clinique.	BARREGÅRD, 1990
Employés masculins exposés aux vapeurs de Hg^0 dans une usine de production de chlore et de soude : 40 individus exposés et 40 non exposés (même tranche d'âge)	Urine (µg/g de créatinine) : 20,4 chez les sujets exposés, 3,2 chez les sujets non exposés	Une exposition aux vapeurs de mercure provoque une excrétion accrue de zinc par les urines.	SALLSTEN, 1997
		Fonctions reproductives	
Employées féminines exposées aux vapeurs de Hg^0 : 46 femmes exposées et 19 non exposées (choisies dans un secteur non productif de la même usine)	Période 1948-1977, 104 grossesses enregistrées au total	On observe une plus grande fréquence d'anomalies congénitales parmi les femmes exposées à des niveaux de mercure inférieurs à 0,6 mg/m³ d'air. Pas de différences significatives dans les taux de mort-nés ou de fausses couches entre les deux groupes. Pour la même période, les taux de morts fœtales sont semblables à ceux établis à l'échelle de l'Etat et des Etats-Unis.	ELGHANY, 1997

Tableau III (suite). Etude des effets sur la santé des travailleurs professionnels de l'exposition chronique aux vapeurs de mercure.

Sujets exposés	Expositions	Effets sur la santé	Références
		Fonctions de la vision	
Travailleurs exposés aux vapeurs de Hg^0 : 33 sujets exposés, 33 non exposés pris comme référence. L'âge, le sexe, les habitudes d'alcool et de tabac étant vérifiés équivalents dans les deux groupes	Urine (intervalle, µg/g de créatinine) : 28 à 287 chez les sujets exposés	L'exposition aux concentrations de vapeurs de Hg qui conduisent à des concentrations dans les urines supérieures à 50 µg/g de créatinine peut induire une perte de la perception des couleurs.	CAVALLERI, 1995
Même cas que le précédent : 21 sujets exposés, 21 sujets de contrôle.	Urine (intervalle, µg/g de créatinine) : 115 ± 61,5 chez les sujets exposés, tombant 12 mois après à 10	Il peut y avoir une diminution de la perception des couleurs, selon un processus qui est de nature réversible.	CAVALLERI, 1998
		Fonctions immunologiques	
Employés masculins exposés aux vapeurs de Hg^0 dans une usine de production de chlore et de soude : 26 sujets exposés durant 10 ans en moyenne et 26 non exposés, de même âge	Urine (µg/g de créatinine) : 28,4 chez les sujets exposés et 2,3 chez les sujets non exposés	Il est signalé des effets cytogénétiques sur les lymphocytes-T.	BARREGÅRD, 1991
Employés masculins exposés aux vapeurs de Hg^0 dans une usine de production de chlore et de soude : 41 sujets exposés durant 9 ans en moyenne et 41 non exposés (même tranche d'âge)	Urine (moyenne, µg/g de créatinine) : 27 chez les sujets exposés et 3,4 chez les sujets non exposés	Une défense immunitaire durable à un niveau élevé d'exposition est rare. Toutefois, une faible fraction de la population peut développer une résistance immunitaire.	BARREGÅRD, 1997

Tableau III (suite). Etude des effets sur la santé des travailleurs professionnels de l'exposition chronique aux vapeurs de mercure.

Sujets exposés	Expositions	Effets sur la santé	Références
Employés d'une usine de production de mercure : 36 sujets exposés durant 19 mois en moyenne	Urine (moyenne ± SD, µg/g de créatinine) : 19,4 ± 10. Des niveaux au moment du test ainsi que 3 mois auparavant en dessous de 50 µg/g de créatinine (seuil de sécurité)	Le sérum immunoglobulin (IgE), anti-DNA et les anticorps anti-nucleus ont été examinés. Une augmentation significative des niveaux de IgE a été observée, accompagnée d'une corrélation négative entre la durée d'exposition et les niveaux. Il n'a pas été noté d'anticorps anti-DNA et anti-nucleus. Les résultats suggèrent une réponse immunitaire humorale, indicatrice de modifications cellulaires chez les travailleurs chroniquement exposés au mercure, avec des niveaux de mercure dans les urines considérés comme à l'abri de tout risque dans les aires de travail (< 50 µg/g de créatinine).	DANTAS, 1997
Employés masculins exposés aux vapeurs de Hg^0 dans une usine de production de chlore et de soude : 89 sujets exposés, 75 non exposés (âge, éducation, compréhension verbale, travaux à la tâche semblables d'un groupe à l'autre)	Urine (µg/g de créatinine) : 25,4 chez les sujets exposés et 1,9 chez les sujets non exposés Sang (nmol/l) : 11 chez les sujets exposés et 3 chez les sujets non exposés	Les paramètres de dysfonctionnement rénal, immunoglobulines et anticorps vers les glomeruli et autres tissus, ont été déterminés. Les concentrations d'immunoglobulines dans le sérum n'ont pas présenté de différence d'un groupe à l'autre. Les titres d'anticorps ont été trouvés faibles dans les deux groupes. Statistiquement, des relations significatives ont été établies entre les niveaux de mercure dans les urines et l'urine NAG. Il n'a pas été mis en évidence un effet sur le système immunitaire, ni des dommages glomérulaires, ni une résorption de défauts tubulaires à des expositions considérées habituellement comme faibles. Dans le groupe exposé au mercure, de faibles doses affectent les cellules tubulaires.	LANGWORTH, 1992 b
Travailleurs exposés au mercure : 48 sujets exposés, 48 non exposés de même âge et même sexe	Urine (µg/g de créatinine) : 24 ± 20,1 chez les sujets exposés ; 44 travailleurs en dessous de 50 µg/g de créatinine (niveau « sans risque »)	Les résultats suggèrent qu'un niveau « sans risque » d'exposition peut conduire à une altération de la fonction neutrophile de leucocytes polymorphonucléaires.	PERLINGEIRO, 1995

Tableau III (suite). Etude des effets sur la santé des travailleurs professionnels de l'exposition chronique aux vapeurs de mercure.

Sujets exposés	Expositions	Effets sur la santé	Références
Travailleurs exposés au mercure : 44 sujets exposés, 44 non exposés de même âge et même sexe	Urine (moyenne ± SD, µg/g de créatinine) : 24,7 ± 19,1 chez les sujets exposés ; 40 travailleurs en dessous de 50 µg/g de créatinine (niveau « sans risque »)	Les concentrations d'immunoglobulines (IgG, IgM, IgA) sont examinées et comparées entre les deux groupes. Les résultats indiquent que le niveau d'exposition « sans risque » peut conduire à une stimulation immunologique humorale.	QUEIROZ, 1994
Employés d'une usine de production de mercure : 33 sujets exposés durant 19 mois en moyenne	Niveaux d'urine au moment du test et trois mois auparavant en dessous de 50 µg/g de créatinine (niveau « sans risque »)	Recherche d'effets sur les cellules « *T-helper* » et « *T-suppressor* », et sur la prolifération des cellules T. Il n'a pas été trouvé de corrélation entre des modifications de lymphocytes et des concentrations de mercure dans les urines, la durée d'exposition ni l'âge des travailleurs.	QUEIROZ, 1997
Employés d'usine de production de mercure : 15 sujets exposés pendant 12 ans	Niveaux d'urine au moment du test et six mois auparavant en dessous de 50 µg/g de créatinine (niveau « sans risque »)	Il a été recherché la présence de micronuclei dans les lymphocytes. Les résultats semblent mettre en évidence un effet génotoxique chez les travailleurs exposés de façon chronique à des niveaux considérés comme biologiquement sans risque.	QUEIROZ, 1999
		Fonctions rénales	
Travailleurs produisant du gaz naturel, du mercure	Trois groupes de travailleurs à différents niveaux en dessous de l'indice d'exposition biologique de 35 µg/g de créatinine	Les résultats suggèrent une augmentation momentanée des niveaux de NAG*, mais cette augmentation n'est pas un indicateur précoce de dysfonctionnement rénal.	BOOGAARD, 1996
Travailleurs d'une usine de fabrication de thermomètres à mercure : 84 sujets exposés, 79 non exposés	Personnel respirant un air contenant 25,6-270,6 µg de Hg/m^3 Urine (moyenne, µg/g de créatinine) : 73 chez les sujets exposés, 4 chez les sujets non exposés	Une corrélation positive a été trouvée entre les niveaux de NAG* et ceux de mercure dans les urines.	EHRENBERG, 1991

Tableau III (suite). Etude des effets sur la santé des travailleurs professionnels de l'exposition chronique aux vapeurs de mercure.

Sujets exposés	Expositions	Effets sur la santé	Références
Employés masculins exposés aux vapeurs de Hg^0 dans une usine de production de chlore et de soude : 60 sujets exposés (moyenne ± SD) 13,7 ± 5,5 années, et 60 non exposés	Evaluation d'une exposition longue durée, donnée à partir d'une moyenne pondérée dans le temps d'une concentration de Hg dans le sang (approx. 25 µg/m³ d'air)	La fonction rénale contrôlée par l'albumine dans les urines et NAG*. Il n'a été détecté ni effets glomérulaires, ni effets tubulaires dans les groupes exposés.	PIIKIVE, 1989
		Fonctions du système nerveux central	
Employés masculins exposés aux vapeurs de Hg^0 dans une usine de production de chlore et de soude : 89 individus exposés, 75 non exposés (âge, éducation, compréhension verbale, travaux à la tâche semblables d'un groupe à l'autre)	Urine (µg/g de créatinine) : 25,4 chez les sujets exposés, 1,9 chez les sujets non exposés Sang (µg /l) : 11 chez les sujets exposés, 3 chez les sujets non exposés	Les calculs de dose-réponse ont montré de faibles, mais statistiquement significatives, relations entre la fréquence des symptômes et les niveaux de mercure dans le sang et l'urine. Les résultats indiquent un léger effet induit par le mercure sur le CNS parmi les travailleurs.	LANGWORTH, 1992 a
Ex-employés masculins exposés aux vapeurs de Hg^0 dans une usine de production de chlore et de soude : 75 individus exposés 7,9 ans en moyenne pour un intervalle de 1,1 à 36,2 années, 52 non exposés (âge, éducation, compréhension verbale semblables d'un groupe à l'autre)	Indice d'urine cumulatif (nmol/l/an) Moyenne annuelle sur des sujets exposés : 539 ; intervalle : 41-2 921 Durée moyenne après cessation : 12,7 (intervalle 1-35) années	Des examens ont été menés avec une batterie extensive de tests neuropsychologiques. Les résultats suggèrent un effet modéré mais persistant sur le SNC, impliquant surtout des fonctions motrices et l'attention, ainsi que, possiblement, la capacité visuelle. Une exposition antérieure ne semble pas avoir affecté le niveau général de l'intellect des travailleurs ou encore leur capacité à mener un raisonnement logique.	MATHIESEN, 1999

Tableau III (fin). Etude des effets sur la santé des travailleurs professionnels de l'exposition chronique aux vapeurs de mercure.

Sujets exposés	Expositions	Effets sur la santé	Références
		Fonctions neurologiques	
Travailleurs d'usine : 18 individus exposés aux vapeurs de Hg^0	Indices moyens intégrés dans le temps de Hg dans l'urine : 0,02-0,45 mg/l ; valeur moyenne : 0,29 mg/l	Tests de conduction nerveuse périphérique. Corrélations significativement positives entre les concentrations de mercure dans les urines et un allongement des latences sensorielles et motrices distales.	LEVINE, 1982
18 travailleurs exposés au Hg, 18 non exposés	Urine (moyenne en µg/l) : 23 chez les sujets exposés	Tous les travailleurs sont asymptomatiques à l'examen clinique neurologique, mais des tremblements anormalement fréquents se manifestent au niveau des doigts. Des expositions au mercure habituellement permises ont pour effet de provoquer des tremblements subtils lors de l'accomplissement de mouvements volontaires.	CHAPMAN, 1990
Ex-mineurs de mercure masculins : deux groupes équivalents de 76 individus exposés et non exposés (âge et niveaud'instruction comparables)	En moyenne de 18 ans après exposition aux vapeurs de Hg^0 > 1,0 mg/m³ ; histoire d'une intoxication retracée	Il y a de légers effets sur le comportement neuronal chez les mineurs, en particulier sur la coordination motrice, qui peuvent persister 10 ans après la cessation de l'exposition.	KISHI, 1993

* NAG = N-acétyl-bêta-D-glucosaminidase, une enzyme lysosomiale présente dans les cellules tubulaires rénales. Des niveaux élevés de NAG reflètent plus couramment un processus traumatique qu'une intoxication aiguë (ELLENHORN, 1997, p. 1595).

L'influence de l'intoxication mercurielle sur la capacité de résistance au paludisme a été étudiée dans certaines mines, mais peu de résultats ont été publiés à ce jour dans des revues internationales. On les retrouve essentiellement dans la littérature « grise ». Le site « Mercury Network » (www.hruscha.com/hg-net) en est un exemple. Dans cette littérature, on trouve également des informations sur les pratiques qui permettent de réduire l'exposition des orpailleurs aux vapeurs de mercure, par l'introduction de retortes pour la phase de brûlage de l'amalgame Au-Hg ou encore par des méthodes alternatives permettant d'éviter l'usage du Hg. Le Centre des technologies minières au Brésil (CETEM) a mené des études approfondies dans ce domaine.

[Références bibliographiques]

AKS S.E., ERICKSON T., BRANCHES F.J.P., NALEWAY C., CHOU H.N., LEVY P., HRYHORCZUK D., 1995. Fractional mercury levels in Brazilian gold refiners and miners. *J. Toxicol. Clin. Toxicol.*, 33 (1) : 1-10.

BARREGÅRD L., THOMASSEN Y., SCHÜTZ A., MARKLUND S.L., 1990. Levels of selenium and antioxidative enzymes following occupational exposure to inorganic mercury. *Sci. Total Environ.*, 99 (1-2) : 37-47.

BARREGÅRD L., HÖGSTEDT B., SCHÜTZ A., KARLSSON A., SÄLLSTEN G., THIRINGER G., 1991. Effects of occupational exposure to mercury vapor on lymphocyte micronuclei. *Scand. J. Work Environ. Health*, 17 : 263-268.

BARREGÅRD L., ENESTRÖM S., LJUNGHUSEN O., WIESLANDER J., HULTMAN P., 1997. A study of autoantibodies and circulating immune complexes in mercury-exposed chloralkali workers. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 70 (2) : 101-106.

BELILES R.P., 1994. « Mercury ». *In* CLAYTON G.D., CLAYTON F.E. (éd.) : *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology, vol. II, part C, Toxicology*, New York, Wiley, 4th ed. : 2124-2146.

BERLIN M., 1986. « Mercury ». *In* FRIBERG L., NORDBERG G.F. (éd.) : *Handbook on the Toxicology of Metals*, Amsterdam, Elsevier, 2nd ed. : 387-445.

BOFFETTA P., MERLER E., VAINIO H., 1993. Carcinogenicity of mercury and mercury compounds. *Scand. J. Work. Environ. Health*, 19 (1) : 1-7.

BOOGAARD P.J. *et al.*, 1996. Effects of exposure to elemental mercury on the nervous system and the kidneys of workers producing natural gas. *Arch. Environ. Health*, 51 (2) : 108-115.

BRANCHES F.J.P., ERICKSON T.B., AKS S.E., HRYHORCZUK D.O., 1993. The price of gold : mercury exposure in the Amazonian rain forest. *J. Toxicol. Clin. Toxicol.*, 31 (2) : 295-306.

CAVALLERI A., BELOTTI L., GOBBA F., LUZZANA G., ROSA P., SEGHIZZI P., 1995. Colour vision loss in workers exposed to elemental mercury vapour. *Toxicol. Lett.*, 77 (1-3) : 351-356.

CAVALLERI A., GOBBA F., 1998. Reversible color vision loss in occupational exposure to metallic mercury. *Environ. Res.*, 77 (2) : 173-177.

CHAPMAN L.J., SAUTER S.L., HENNING R.A., DODSON V.N., REDDAN W.G., MATTHEWS C.G., 1990. Differences in frequency of finger tremor in otherwise asymptomatic mercury workers. *Br. J. Ind. Med.*, 47 (12) : 838-843.

CLEARY D., THORNTON I., BROWN N., KAZANTZIS G., DELVES T., WORTHINGTON S., 1994. Mercury in Brazil. *Nature*, 369 : 613-614.

DANTAS D.C., QUEIROZ M.L., 1997. Immunoglobulin E and autoantibodies in mercury-exposed workers. *Immunopharmacol. Immunotoxicol.*, 19 (3) : 383-392.

DE KOM J.F.M., VAN DER VOET G.B., DE WOLFF F.A., 1998 a. Mercury exposure of maroon workers in the small scale gold mining in Suriname. *Environ. Res.*, 77 (2) : 91-97.

DE KOM J.F.M. 1998 b. *Results of the human sampling program. Introducing retorts for the abatement of mercury pollution in Suriname*. Paramaribo, Report HWO Consultancy, 65 p.

EHRENBERG R.L., VOGT R.L., SMITH A.B., BRONDUM J., BRIGHTWELL W.S., HUDSON P.J., MCMANUS K.P., HANNON W.H., PHIPPS F.C., 1991. Effects of elemental mercury exposure at a thermometer plant. *Am. J. Ind. Med.*, 19 : 495-507.

ELGHANY N.A., STOPFORD W., BUNN W.B., FLEMING L.E., 1997. Occupational exposure to inorganic mercury vapour and reproductive outcomes. *Occup. Med.*, 47 (6) : 333-336.

ELLENHORN M.J., 1997. *Ellenhorn's Medical Toxicology, diagnosis and treatment of human poisoning*. Baltimore, Williams and Wilkens, 2nd ed.

ELLENHORN M.J., SCHONWALD G., ORDOG G., WASSERBERGER J., 1997. « Mercury ». *In* : *Ellenhorn's Medical Toxicology, diagnosis and treatment of human poisoning*, Baltimore, Williams and Wilkens, 2nd ed. : 1588-1599.

EPA, 1997. *Mercury study report to Congress. Vol. V. Health effects of mercury compounds*. United States Environnemental Protection Agency, 349 p.

HACON S., ARTAXO P., CAMPOS R.C., 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.

IPCS, 1991. *Inorganic mercury, Environmental Health Criteria 118*. Geneva, World Health Organization, 168 p.

JESUS I.M., SANTOS E.C.O., BRABO E.S., LOUREIRO E.C.B., MASCARENHAS A.F.S., 1999. « Exposure to elemental mercury in urban workers and "garimpeiros" from Tapajos region, Para, Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.), 1999. *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a global pollutant (May 23-27 1999, Rio de Janeiro, Brasil), Book of abstracts*, Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia Mineral : 365.

KISHI R., DOI R., FUKUCHI Y., SATOH H., SATOH T., ONO A., MORIWAKA F., TASHIRO K.,

TAKAHATA N., SASATANI H., SHIRAKASHI H., KAMADA T., NAKAGAWA K., 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. *Environ. Res.*, 62 (2) : 289-302.

LACERDA L.D., MALM O., GUIMARÃES J.R.D., SALOMONS W., WILKEN R.D., 1995. « Mercury and the new gold rush in the South ». *In* SALOMONS W., STIGLIANI W.M. (éd.) : *Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments : risk assessment of delayed and non-near responses*, Berlin, Springer-Verlag : 213-245.

LACERDA L.D., SALOMONS W., 1998. *Mercury from gold and silver mining : a chemical time bomb ?* Berlin, Springer-Verlag, 146 p.

LANGWORTH S., ALMKVIST O., SÖDERMAN E., WIKSTRÖM B.O., 1992 a. Effects of occupational exposure to mercury vapour on the central nervous system. *Br. J. Ind. Med.*, 49 (8) : 545-555.

LANGWORTH S., ELINDER C.G., SUNDQUIST K.G., VESTERBERG O., 1992 b. Renal and immunological effects of occupational exposure to inorganic mercury. *Br. J. Ind. Med.*, 49 (6) : 394-401.

LEVINE S.P., CAVENDER G.D., LANGOLF G.D., ALBERS J.W., 1982. Elemental mercury exposure : peripheral neurotoxicity. *Br. J. Ind. Med.*, 39 (2) : 136-139.

MALM O., 1998. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environ Res.*, 77 (2) : 73-78.

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 area produtora de ouro no distrito de Poconé, MT ». *In : Proceedings of the First International Symposium on Environmental Studies, Tropical Forest*, Rio de Janeiro, Biosfera Edition : 209-213.

MATHIESEN T., ELLINGSEN D.G., KJUUS H., 1999. Neuropsychological effects associated with exposure to mercury vapor among former chloralkali workers. *Scand. J. Work Environ. Health*, 25 (4) : 342-350.

PALHETA D., TAYLOR A., 1995. Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the Amazon region of Brazil. *Sci. Total Environ.*, 168 (1) : 63-69.

PERLINGEIRO R.C., QUEIROZ M.L.S., 1995. Measurement of the respiratory burst and chemotaxis in polymorphonuclear leukocytes from mercury-exposed workers. *Hum. Exp. Toxicol.*, 14 (3) : 281-286.

PIIKIVI L., RUOKONEN A., 1989. Renal function and long-term low mercury vapor exposure. *Arch. Environ. Health*, 44 (3) : 146-149.

QUEIROZ M.L.S., PERLINGEIRO R.C.R., DANTAS D.C.M., ANNICHINO BIZZACCHI J.M., DE CAPITANI E.M., 1994. Immunoglobulin levels in workers exposed to inorganic mercury. *Pharmacol. Toxicol.*, 74 (2) : 72-75.

QUEIROZ M.L.S., DANTAS D.C.M., 1997. B lymphocytes in mercury-exposed wor-

kers. *Pharmacol. Toxicol.*, 81 (3) : 130-133.

QUEIROZ M.L.S., PENA S.C., SALLES T.S.I., DE CAPITANI E.M., SAAD S.T.O., 1998. Abnormal antioxidant system in erythrocytes of mercury-exposed workers. *Hum. Exp. Toxicol.*, 17 (4) : 225-230.

ROELS H., ABDELADIM S., CEULEMANS E., LAUWERYS R., 1987. Relationships between the concentrations of mercury in air and in blood or urine in workers exposed to mercury vapour. *Ann. Occup. Hyg.*, 31 (2) : 135-145.

SÄLLSTEN G., BARREGÅRD L., 1997. Urinary excretion of mercury, copper and zinc in subjects exposed to mercury vapour. *Biometals*, 10 (4) : 357-361.

TUMPLING W.V., WILKEN R.R., EINAX J., 1995. Mercury contamination in the northern Pantanal region, Mato Grosso, Brazil. *J. Geochem. Explor.*, 52 : 127-134.

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.

Julie DOLBEC *et Nadine* FRÉRY

Consommation de poisson et exposition au méthylmercure des populations amazoniennes

LE POISSON COMME SOURCE DE CONTAMINATION AU MÉTHYLMERCURE

Il est définitivement reconnu que l'exposition au méthylmercure des populations s'effectue par la consommation de poissons contaminés au méthylmercure. Le niveau de mercure dans le poisson dépend de multiples facteurs, parmi lesquels le niveau trophique qu'il occupe (voir annexe 4). Après avoir subi une méthylation bactérienne, le mercure présent dans l'environnement s'accumule dans les organismes de la chaîne trophique et se bioamplifie pour atteindre des niveaux plus élevés dans les espèces de poissons des maillons supérieurs. BIDONE *et al.* (1997) rapportent des niveaux de mercure, mesurés dans les poissons du bassin Tartarugalzinho situé dans l'État d'Amapá, au Brésil, qui dépassent dans près de 50 % des cas le niveau de 0,5 ug/g (poids frais). Cette valeur représente la norme de sécurité fixée par l'OMS pour une consommation de poisson sans risque pour la santé (WHO, 1990). Les concentrations de méthylmercure présentes dans les poissons amazoniens, qui peuvent aller jusqu'à 100 % du mercure total, se situent en moyenne autour de 90 % (AKAGI *et al.*, 1995 a : 97 % ; KEHRIG *et al.*, 1998 : 96 % (82-100) ; MALM *et al.*, 1995 : 90 % ; PALHETA et TAYLOR, 1995 : 87-100 % ; FRÉRY *et al.*, 1999 : 98 $\pm$ 5 %).

IMPORTANCE DE LA CONSOMMATION DE POISSON EN AMAZONIE

Les études portant sur les habitudes alimentaires des populations d'Amazonie révèlent que le poisson est une composante importante du régime

alimentaire de ces populations. Cela n'est pas surprenant lorsqu'on connaît l'abondance et la diversité des ressources halieutiques qu'offre la région. Le poisson constitue, dans bien des cas, la source majeure de protéines animales. De façon générale, on estime à 200 g par jour la quantité moyenne de poisson consommée par les habitants d'Amazonie. Dans certains cas, des enquêtes ont montré que 100 % des personnes interrogées consommaient du poisson (BRABO *et al.*, 1999 ; DOLBEC *et al.*, 2000 ; LEBEL *et al.*, 1997). De plus, la fréquence de consommation peut être très élevée. BARBOSA *et al.* (1997) révèlent que 90 % des Indiens de la réserve écologique Apiacás consommeraient du poisson six fois par semaine. Cette consommation n'est pas uniquement le fait des adultes mais aussi des enfants, qui sont de gros consommateurs de poisson dans de nombreuses communautés, ingérant jusqu'à deux repas de poisson par jour (GRANDJEAN *et al.*, 1999). Cet apport est encore plus important dans la communauté amérindienne wayana de Guyane française, qui a conservé un mode de vie traditionnel, l'apport protéique étant essentiellement assuré par le poisson pêché quotidiennement et plusieurs fois par jour (FRÉRY *et al.*, 1999). Ainsi, les personnes âgées de 15 à 45 ans consomment quotidiennement en moyenne 250 à 370 g de poisson selon les classes d'âge et le sexe, les enfants de 3 à 14 ans et les sujets âgés entre 100 et 200 g.

VARIATIONS DE LA CONSOMMATION SELON LES COMMUNAUTÉS DE LA SOCIÉTÉ AMAZONIENNE

Le bassin amazonien est un vaste territoire où cohabitent de nombreuses communautés indigènes et étrangères de diverses origines, chacune d'elles ayant ses propres habitudes alimentaires. Dans certains cas, la chasse constitue une activité incorporée dans le mode de vie du groupe ou des individus, tandis que dans d'autres la pêche occupe une place prédominante pour l'approvisionnement en aliments protéiques. Cette hétérogénéité des populations du bassin amazonien se traduit par une consommation très variable d'une communauté à une autre. À titre d'exemple, BARBOSA *et al.* (1995) montrent que les populations indigènes non indiennes consomment davantage de poisson que les populations indiennes qui, grâce à la pratique de la chasse, ont accès à une source complémentaire de protéines animales.

Les familles de pêcheurs, qui accèdent directement aux ressources halieutiques, consomment plus de poisson que celles ne pratiquant pas la

pêche et qui doivent acheter leur poisson (CERDEIRA *et al.*, 1997). Les familles de non-pêcheurs exercent d'autres activités, comme l'agriculture, ce qui leur permet d'acquérir d'autres sources de nourriture et de réduire leur consommation de poisson.

La consommation de poisson peut aussi varier au sein d'une famille. La distribution de la nourriture ne s'effectue pas en portions égales d'un membre à l'autre. Elle peut varier selon l'âge et le sexe, les hommes ayant tendance de façon générale à consommer plus de poisson que les femmes. Cette consommation peut également varier en fonction de certains interdits alimentaires pouvant toucher certains membres de communautés amérindiennes pendant une période de la vie. Ainsi, il peut exister des interdits culturels programmés (s'appliquant durant la grossesse, après l'accouchement, au cours de l'allaitement, pendant et après une initiation ou encore un deuil) et des interdits personnels non programmés (interdiction de manger tel aliment). Ces interdits peuvent durer quelques semaines, plusieurs mois, ou même des années.

DISPONIBILITÉ DE LA RESSOURCE HALIEUTIQUE

La disponibilité des ressources en poissons est fonction de plusieurs facteurs, notamment de ceux qui contrôlent la productivité des eaux. La productivité des rivières dépend de la qualité des eaux, lesquelles sont classées en trois catégories : les eaux blanches, les eaux claires et les eaux noires. Les rivières blanches seraient celles possédant la plus forte productivité halieutique, conséquence notamment d'une plus grande concentration d'éléments nutritifs, tandis que les eaux noires, pauvres en nutriments et peu transparentes, seraient les moins riches en poissons (JUNK, 1984). La productivité en poissons dépend aussi de l'importance des inondations des rivières, elles-mêmes conditionnées par les caractéristiques topographiques du bassin hydrographique (JUNK, 1984).

Les variations saisonnières du niveau des eaux pourraient expliquer en partie les écarts observés dans la consommation de poisson. En période de montée des eaux (novembre à mai), plusieurs espèces de poissons effectuent une migration vers la forêt inondée, celle-ci leur procurant une alimentation abondante et de qualité. Ce phénomène de migration, qui entraîne une dimi-

nution de la densité en poissons durant les hautes eaux, aurait pour conséquence de faire chuter les rendements des pêches pratiquées par les riverains (BOISCHIO *et al.*, 1995). En revanche, lorsque le niveau des eaux diminue (mai à novembre), les poissons quittent la forêt inondée pour revenir dans le chenal principal de la rivière où ils se reproduisent ; la densité de poissons redevient alors plus élevée. Les captures de poissons s'en trouvent facilitées d'autant. En outre, certains poissons peuvent demeurer captifs dans les petits lacs formés lors du retrait des eaux. La pêche en est facilitée dans ces endroits. Cette variation naturelle de la disponibilité en poissons contribue à expliquer des changements d'habitudes alimentaires chez les populations riveraines et, par suite, des variations au cours de l'année quant à l'exposition au méthylmercure.

Ainsi, les quantités de poisson consommées quotidiennement par les amérindiens wayana de Guyane, en période d'abondance (basses eaux), se sont révélées parfois très élevées (plus de 600 g/jour chez certains hommes adultes), alors qu'en période des hautes eaux on a pu constater une pénurie de la ressource halieutique, avec des quantités consommées pouvant être très faibles (FRÉRY *et al.*, 1999). Par ailleurs, les espèces de poissons présentes peuvent être très différentes entre les deux saisons. En Guyane française, à la saison des hautes eaux, où la ressource en poissons est relativement faible, les espèces carnivores majeures, les plus susceptibles d'accumuler le mercure, sont proportionnellement plus fréquentes qu'en saison sèche.

Des constatations semblables ont été faites dans la rivière Tapajós. LEBEL *et al.* (1997) observent des habitudes de consommation de poisson très différentes selon la saison étudiée. En effet, les poissons appartenant à l'espèce piscivore localement nommée *pescada* sont très consommés pendant la période des hautes eaux ; par ailleurs, cette espèce est de moindre importance dans le régime alimentaire des familles pendant la saison des basses eaux, la préférence allant au *pacu*, une espèce herbivore. Dans un autre village du Tapajós, DOLBEC *et al.* (2001) obtiennent des résultats différents de ceux de LEBEL *et al.* (1997). Une fréquence de consommation de l'espèce *caratinga*, un poisson herbivore, plus grande durant les hautes eaux que durant les basses eaux est observée. Ainsi, on note des variations dans les espèces consommées, non seulement selon les saisons, mais aussi selon les villages étudiés. BOISCHIO *et al.* (1995) ont mesuré les portions individuelles de poisson juste avant leur consommation par 57 familles. Les résultats révèlent que

le repas quotidien des individus est composé en moyenne de 290 g de poisson pendant la saison sèche, de 145 g en saison humide, soit une moyenne annuelle de 200 g. L'estimation que SMITH (1981 ; cité dans BOISCHIO *et al.*, 1995) propose est inférieure à cette quantité et serait de 104 g de poisson ingérés de façon quotidienne par les habitants de Itacoatiara, un village situé en bordure de la rivière Amazone. Selon GIUGLIANO *et al.* (1978), les populations les plus pauvres de Manaus, la capitale de l'État d'Amazonas, consommeraient 150 g de poisson par jour. Le chiffre de 200 g consommés quotidiennement par les populations amazoniennes est couramment véhiculé. Il ne faut pas pour autant perdre de vue qu'il existe de grandes variations inter- et intracommunautaires.

Notons que les moyens utilisés pour estimer la quantité de poisson consommée varient d'une étude à l'autre. Dans certains cas, des estimations très grossières sont effectuées, se fondant sur la productivité des pêches d'une région ; dans d'autres cas, il s'agit de pesées directes de la quantité de poisson ingérée lors du repas des individus ou des familles. Pour certaines études, l'utilisation de portions modèles proposées par les chercheurs (FRÉRY *et al.*, 1999) permet aux participants d'estimer eux-mêmes la quantité de poisson qu'ils ont consommée lors de repas antérieurs. L'avantage d'avoir des données plus précises entraîne l'inconvénient de limiter la recherche à un nombre plus restreint de familles, dû à des contraintes d'ordre logistique. Les résultats de ce type d'étude sont sans doute moins représentatifs de la situation d'une région, mais ils tiennent compte des variations individuelles au sein d'une famille et des différences entre les villages.

BIO-INDICATEURS D'EXPOSITION AU MÉTHYLMERCURE

Les cheveux sont fréquemment utilisés comme bio-indicateurs d'exposition environnementale au méthylmercure. Lors de la formation du cheveu, une intense activité métabolique a lieu au niveau du follicule pileux, ce qui expose le cheveu aux éléments présents dans le sang, y compris les métaux lourds. D'une façon générale, les données rapportées dans la littérature indiquent que les concentrations de Hg dans les cheveux sont 250 fois supérieures en moyenne à celles rencontrées dans le sang. Sachant que les cheveux poussent en moyenne à raison d'un centimètre par mois, l'analyse des cheveux permet une quantification rétrospective de l'exposition au mercure

(CERNICHIARI *et al.*, 1995 ; WHO, 1990). Les cheveux constituent un bio-indicateur de choix du fait également que leur collecte est non invasive et que les échantillons peuvent être conservés longtemps avant d'être analysés sans pour autant subir de détérioration.

L'analyse du mercure total présent dans le sang permet quant à elle une évaluation de l'exposition récente. La fraction de mercure se trouvant sous forme de méthylmercure avoisine 95 % (WHO, 1990), de sorte que la mesure du mercure total est souvent considérée comme une bonne approximation de la concentration de méthylmercure. Le mercure mesuré dans l'urine n'est pas un bon indicateur de l'exposition au méthylmercure car ce dernier est faiblement excrété par voie urinaire (WHO, 1990). En revanche, il se révèle être un bio-indicateur de choix pour évaluer l'exposition aux vapeurs de mercure, notamment chez les populations d'orpailleurs (comme cela est démontré dans l'annexe 6).

Le lait maternel, pour sa part, constitue un élément unique puisqu'il permet de mesurer la quantité de mercure transférée de la mère à l'enfant après la naissance (GRANDJEAN *et al.*, 1994). Les données sur la concentration du mercure dans le lait maternel et sur la quantité de lait ingérée permettent d'évaluer la quantité de mercure absorbée par l'enfant à travers la lactation. Par ailleurs, selon la littérature, le mercure présent dans le lait maternel ne serait pas un bon indice de l'exposition au méthylmercure, celui-ci ne représentant qu'une faible part du mercure total retrouvé dans le lait maternel. À cet égard, OSKARSSON *et al.* (1996) observent des pourcentages relativement importants de mercure inorganique dans le lait (en moyenne 51 %), comparativement à ceux retrouvés dans le sang (26 %), le corollaire étant une faible proportion de méthylmercure dans le lait maternel. En conséquence, de prime abord, le mercure contenu dans le lait maternel ne constituerait pas un bio-indicateur satisfaisant d'exposition au méthylmercure.

L'EXPOSITION HUMAINE AU MÉTHYLMERCURE DANS LE BASSIN AMAZONIEN

LES NIVEAUX D'EXPOSITION

Le tableau I, qui récapitule les données d'exposition au mercure, met bien en évidence la diversité des expositions auxquelles sont soumises les diffé-

rentes communautés amazoniennes. On constate que l'indicateur spécifique de l'exposition au méthylmercure (% MeHg) n'a pas été mesuré pour toutes les études. En toute rigueur, pour discriminer la part de l'exposition totale au mercure qui relève de l'exposition au MeHg par la consommation de poisson, il faudrait disposer de mesures simultanées de mercure total et de méthylmercure, ce dernier étant estimé par la mesure directe du MeHg ou par la mesure du mercure inorganique soustraite de celle du mercure total.

La mesure simultanée du Hg et du MeHg est indispensable lorsqu'il s'agit d'évaluer la double exposition aux vapeurs de Hg produites lors du raffinage du minerai aurifère et au MeHg provenant de la consommation de poisson par les villageois vivant sur les lieux d'orpaillage ou à proximité. Une étude de ce type a été effectuée sur les habitants de villages de pêche et sur ceux de villages où les activités de raffinage de l'or emploient beaucoup de villageois (Akagi *et al.*, 1995 b). Plus de 95 % du mercure des cheveux et du sang des habitants des villages de pêche était sous forme organique. La spéciation du mercure des cheveux des travailleurs du secteur du raffinage de l'or présentait des niveaux légèrement inférieurs dans les cheveux (85 %), tandis que dans le sang le pourcentage de méthylmercure était beaucoup plus faible (72 %). Ces différences observées démontrent l'importance de l'analyse des formes spécifiques de mercure présentes dans les bio-indicateurs d'exposition pour obtenir un portrait plus réaliste de la contribution relative de chacune des sources de mercure chez les populations potentiellement soumises aux deux sources majeures de mercure citées.

La recherche de corrélations entre la consommation de poisson et le degré d'exposition au méthylmercure des populations amazoniennes a fait l'objet de multiples études. Dans certaines d'entre elles, il s'agit de corrélations entre la teneur en méthylmercure dans les bio-indicateurs d'exposition et le nombre de repas de poisson consommés, dans d'autres, plus complètes, il s'agit de corrélations entre la teneur en méthylmercure dans le bio-indicateur d'exposition et la quantité de mercure ingérée (cette dernière étant obtenue à partir de la quantité de poissons consommée et des teneurs en MeHg de ces poissons).

La relation entre la consommation de poisson et l'exposition a été clairement établie pour certaines populations, tant en Amazonie brésilienne (Dolbec *et al.*, 2000 ; Grandjean *et al.*, 1999 ; Lebel *et al.*, 1997 ; Leino et Lodenius, 1995) qu'en Guyane française (Cordier *et al.*, 1998 ; Fréry *et al.*, 1999). Plus précisément, Cordier *et al.* (1998) rapportent une corrélation

Tableau I. Teneurs en mercure dans les cheveux de plusieurs populations amazoniennes selon leur emplacement et leur occupation.

Emplacement	Moyenne (µg/g)	n	Intervalle	Ecart-type	% MeHg	Remarques	Références
Tribus indiennes							
Haut Maroni, Guyane française	10,6**	235	1,9-27,2	4,2	86,5-94	Orpaillage ; régime : poisson de rivière	FRERY *et al.*, 1999
Rio Xingu, Pará, Brésil	8,0	419	-37			Kayapó, en aval de la mine d'or de la rivière Fresco	BARBOSA *et al.*, 1995
Rio Xingu, Mato Grosso, Brésil	13,9		0,3-57,3		87	10 tribus indiennes, Xingu Park, haut de la rivière à une distance considérable des mines	VASCONCELLOS *et al.*, 1999
Rio Tapajós, Mato Grosso, Brésil	34,2	55	-128		87,2	Munduruku/Apiaká, haut de la rivière Tapajós, réserve d'Apiacás	BARBOSA *et al.*, 1997
Rio Tapajós, Pará, Brésil	16,0	324	4,5-90,4			Sai Cinza, village riverain, district de Jacareacanga	SANTOS *et al.*, 1999 a
Guyane française	6,6**	96	0,7-21,2			Populations amérindiennes	CORDIER *et al.*, 1998
Rio Negro, Roraima, Brésil	3,6	162	1,4-8,14		77,3	Yanomani ; régime : animaux sauvages, fruits, pauvre en poisson	MALM *et al.*, 1995 ; KEHRIG *et al.*, 1997
Tucurui, Pará, Brésil	8,5	12	3,3-12	2,8		Parakanã, réservoir ; régime pauvre en poisson	LEINO et LODENIUS, 1995
Populations riveraines							
Réservoir Balbina, Amazonas, Brésil	11,4	57	2,6-31,6			Village de Balbina, près du réservoir	SOUSA et FORSBERG, 1999
Réservoir Balbina, Amazonas, Brésil	6,54	53	1,2-22,0		95	Village de Balbina ; régime modéré en poisson (1-7 repas/semaine)	KEHRIG *et al.*, 1998 a
Rio Amazone, Pará, Brésil	4,0	316	0,4-11,8			Lago Grande, district de Monte Alegre	SANTOS *et al.*, 1999 b
Rio Amazone, Pará, Brésil	4,4	322	0,4-17,5			Ilha do Ituqui, district de Santarém	SANTOS *et al.*, 1999 b
Rio Amazone, Pará, Brésil	3,80**	124	0,5-12,4			Santana do Ituqui, district de Santarém, enfants	GRANDJEAN *et al.*, 1999
Rio Madeira, Rondônia, Brésil			1,0-26,7			Amont de Porto Velho, à la frontière bolivienne	PFEIFFER *et al.*, 1991
Rio Madeira, Amazonas, Brésil	6,1*	12	2,8-8,9	1,7	56,6	Humaitá, en aval de Porto Velho	KEHRIG *et al.*, 1997
Rio Madeira, Amazonas, Brésil	11,5*	10	6,5-19,7	3,8	69,5	Manicoré, en aval de Porto Velho	KEHRIG *et al.*, 1997

Tableau I (suite). Teneurs en mercure dans les cheveux de plusieurs populations amazoniennes selon leur emplacement et leur occupation.

Emplacement	Moyenne (µg/g)	n	Intervalle	Ecart-type	% MeHg	Remarques	Références
Rio Madeira, Amazonas, Brésil	28,59*	6	17,5-37,8	6,6	61,1	Rivière Madeira et ses tributaires	Kehrig *et al.*, 1997
Rio Madeira, Amazonas, Brésil	8,7	75	-32			Région de la réserve de Cuniã	Barbosa *et al.*, 1995
Rio Madeira, Brésil	17,2	241				170 km en aval de Porto Velho	Barbosa *et al.*, 1995 ; Boischio *et al.*, 1995
Rio Negro, Amazonas, Brésil	75,5	154	5,8-171,2	35		Populations riveraines consommatrices de poisson, rivière Negro et ses tributaires	Silva-Forsberg *et al.*, 1999
Rio Tocantins, Pará, Brésil	65	45	6-240	58		Réservoir Tucurui ; régime riche en poisson	Leino et Lodenius, 1995
Rio Tapajós, Pará, Brésil	19,9	320	0,1-94,5			São Luis du Tapajós, district d'Itaituba	Santos *et al.*, 1999 a
Rio Tapajós, Pará, Brésil	25	30	5,7-52		88,1	Haut de la rivière, Jacareacanga	Malm *et al.*, 1995 ; Kehrig et al., 1997
Rio Tapajós, Pará, Brésil	24,6	27		17,8	96,0	Haut de la rivière, Jacareacanga, village de pêche	Akagi *et al.*, 1995 b
Rio Tapajós, Pará, Brésil	37	14		17,1	96,4	Haut de la rivière, Vila São Martins, village de pêche	Akagi *et al.*, 1995 b
Rio Tapajós, Pará, Brésil	28,8	10		13,0	95,7	Haut de la rivière, Vila Novo Sitio, village de pêche	Akagi *et al.*, 1995 b
Rio Tapajós, Pará, Brésil	26	25	4,7-151		82,7	Bas de la rivière, Brasilia Legal	Malm *et al.*, 1995 ; Kehrig *et al.*, 1997
Rio Tapajós, Pará, Brésil	12,9	96	-142			Bas de la rivière, Brasilia Legal	Lebel *et al.*, 1997
Rio Tapajós, Pará, Brésil	10,8	68			94,4	Bas de la rivière, Cametá	Dolbec *et al.*, 2000
Rio Tapajós, Pará, Brésil	10				91	Bas de la rivière, Ponta das Pedras	Malm *et al.*, 1995
Rio Tapajós, Pará, Brésil	17,7**	86	7,3-63,8			Sai Cinza, enfants, village riverain,	Grandjean *et al.*, 1999
Rio Tapajós, Pará, Brésil	25,4**	98	0,6-83,5			São Luis du Tapajós, enfants d'un village riverain	Grandjean *et al.*, 1999
Rio Tapajós, Pará, Brésil	11,9**	112	0,7-35,8			Bas de la rivière, Brasilia Legal, enfants	Grandjean *et al.*, 1999

Tableau I (fin). Teneurs en mercure dans les cheveux de plusieurs populations amazoniennes selon leur emplacement et leur occupation.

Emplacement	Moyenne (µg/g)	n	Intervalle	Ecart-type	% MeHg	Remarques	Références
Rio Tartarugalzinho, Amapá, Brésil	28	11	8,4-53,8	13,3		Riverains du lac Tres Bocas, consommateurs de poisson	AKAGI *et al.*, 1995 a
Rio Tartarugalzinho, Amapá, Brésil	28	15				Populations riveraines du lac Duas Bocas, consommatrices de poisson, présence de mines dans le bassin versant	GUIMARÃES *et al.*, 1999 a
Rio Tartarugalzinho, Amapá, Brésil	16,7	15				Populations riveraines du lac Pracuúba, consomment du poisson, pas de mines dans le bassin versant	GUIMARÃES *et al.*, 1999 a
Mineurs							
Rio Tartarugalzinho, Amapá, Brésil	6,8					Village minier de Tartarugalzinho	GUIMARÃES *et al.*, 1999
Rio Xingu, Pará, Brésil	3					Mines Maria Bonita, rivière Fresco	BARBOSA *et al.*, 1995
Populations urbaines							
Bassin du Rio Tapajós, Mato Grosso, Brésil	4,1	3		1,3	85,2	Haut de la rivière, Alta Floresta, régime diversifié	AKAGI *et al.*, 1995 b
Bassin du Rio Tapajós, Mato Grosso, Brésil	2,8***	138				Ville de Itaituba, régime pauvre en poisson (0-4 repas/semaine)	GRANDJEAN *et al.*, 1993
Bassin du Rio Tapajós, Pará, Brésil	0,8	22	0,08-1,9			Ville de Santarém, groupe d'étudiants, régime pauvre en poisson	PASSOS *et al.*, 1999
Tucurui, Pará, Brésil	37	16	11-64	21		Ville de Tucuruí, régime riche en poisson (14 repas/semaine)	LEINO et LODENIUS, 1995
Guyane française	1,7**	6	0,2-5			Populations européennes, régime pauvre en poisson (< 2 repas/semaine)	CORDIER *et al.*, 1998

* Concentration de MeHg.

** Moyenne géométrique.

*** Médiane.

entre le nombre de repas de poisson consommés par semaine et la quantité moyenne de Hg total dans les cheveux. Les populations ont été classées en trois groupes : consommateurs de poissons d'eau douce, d'eau marine et des estuaires. Une corrélation significative a été observée entre l'exposition au mercure et la consommation individuelle de poisson, pour tous types de régimes alimentaires confondus (r = 0,50). Le coefficient de corrélation était de 0,62 lorsque seule la consommation de poissons d'eau douce était prise en compte. LEINO et LODENIUS (1995), pour leur part, ont observé une corrélation positive entre le nombre de repas de poissons prédateurs consommés par semaine et le mercure mesuré dans les cheveux. LEBEL *et al.* (1997), après avoir classé la consommation de poisson par catégorie de régimes alimentaires, ont constaté que les personnes ayant un régime riche et modéré en poisson présentaient des teneurs en mercure supérieures au groupe ayant un régime faible en poisson.

Les chiffres rapportés par DOLBEC *et al.* (2001) confirment ces résultats sur une population différente, démontrant que les habitants ayant un régime alimentaire journalier à base de poisson présentent des niveaux plus élevés de mercure que ceux qui n'en consomment que quelques fois par semaine (fig. 1). L'exposition au méthylmercure est également plus forte chez les groupes d'individus qui se nourrissent principalement de poissons carnivores que chez ceux qui consomment des poissons herbivores (fig. 2).

L'analyse de l'exposition chez des enfants vivant près de la rivière Tapajós aboutit à des conclusions qui vont dans le même sens : les taux de mercure capillaire sont plus élevés chez les enfants qui consomment du poisson deux fois par jour que chez ceux qui n'en consomment que rarement (GRANDJEAN *et al.*, 1999). Ainsi, les résultats des études qui viennent d'être citées indiquent nettement la relation qui existe entre la consommation de poisson et l'exposition des populations au méthylmercure. Toutefois, ce type d'études a ses limites, du fait qu'il ne permet pas d'associer le mercure mesuré dans les bio-indicateurs d'exposition à une dose de méthylmercure exacte ingérée *via* la consommation de poisson.

Dans le second type d'études, ce sont les relations entre la quantité de mercure ingérée (soit la quantité de poisson consommée x la teneur moyenne en mercure de ces poissons) et le méthylmercure évalué dans le bio-indicateur d'exposition qui sont recherchées. Avec cette méthode, BOISCHIO *et al.* (1995)

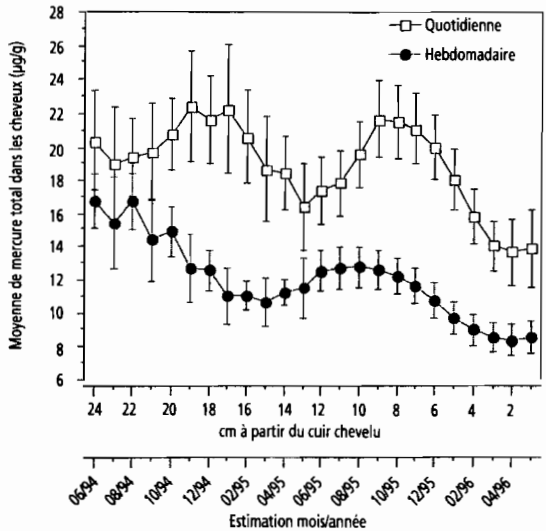


Figure 1

Représentation séquentielle des niveaux moyens de mercure total dans les cheveux selon la fréquence de consommation de poisson. Personnes consommant quotidiennement (n = 10) et quelques fois du poisson par semaine (n = 26). Adapté de DOLBEC *et al.*, 2001.

utilisent un système d'équations développées par Clarkson[1] pour prévoir les teneurs en mercure chez les populations consommatrices de poisson. Les seules mesures réalisées portent sur les teneurs en mercure des poissons. Une comparaison est ensuite établie entre les valeurs de concentration de mercure ainsi estimées dans les cheveux et celles réellement mesurées. Cette méthode a ses limites puisque la quantité de poisson consommée repose sur une estimation de 200 g de poisson pour l'ensemble de la population et que cette consommation est sujette à des variations interindividuelles, modifiant du même coup la quantité de mercure ingérée quotidiennement. De plus, les quantités de mercure mesurées dans les poissons ne sont pas nécessairement celles auxquelles les individus seront exposés lors de la consommation. Malgré ces limites, les valeurs calculées sont proches des valeurs effectivement mesurées. BOISCHIO *et al.* (1995) semblent indiquer que l'approximation est proche de la réalité. D'autres études du même type ont permis d'évaluer ces relations

1 Système d'équations : équation 1 : Hg ingéré quotidiennement (µg) = quantité de poisson (200 g) x Hg dans le poisson (µg/g) ; équation 2 : Hg sanguin (ng/ml) = 0,95 x ingestion journalière (µg) : équation 3 : Hg dans les cheveux (ng/g) = 250 Hg sanguin (ng/ml).

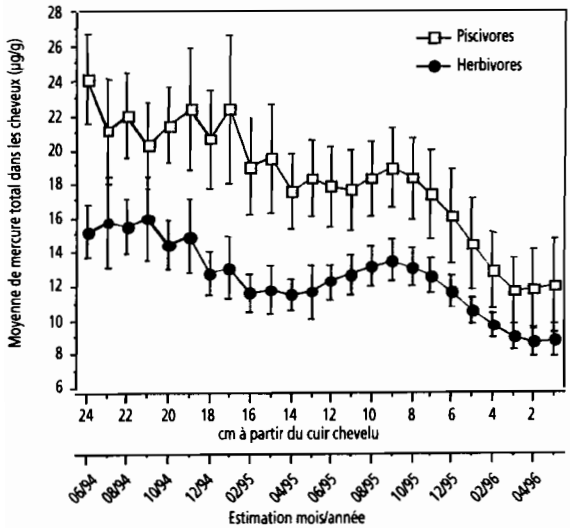


Figure 2

Représentation séquentielle des niveaux moyens de mercure total dans les cheveux selon la préférence alimentaire. Personnes consommant en plus grande quantité des poissons piscivores (n = 10) et consommant davantage de poissons herbivores (n = 23). Adapté de Dolbec *et al.*, 2001.

en s'appuyant sur le même système d'équations. Elles restent incomplètes puisque le mercure contenu dans les poissons n'est pas mesuré et elles se fondent sur une série d'estimations ne permettant pas d'obtenir une information fiable quant au lien entre la consommation de poisson et l'imprégnation humaine de méthylmercure.

Dans l'enquête nutritionnelle effectuée en Guyane, les quantités de mercure ingérées et de mercure dans les cheveux étaient corrélées significativement ($r = 0,36$; $p < 0,01$). Cependant, il faut préciser que les quantités de mercure ingérées individuellement ne portaient que sur la période d'étude qui était relativement courte (14 jours au maximum). On peut supposer que cette corrélation serait plus élevée si la période d'étude était plus longue (Fréry *et al.*, 1999).

En définitive, bien qu'il ne soit pas nécessaire de connaître la quantité de poisson ingérée pour estimer l'exposition au mercure, il n'en demeure pas moins que l'évaluation de l'exposition par des bio-indicateurs comme les cheveux et le sang précise grandement la mesure de la quantité de mercure ingérée, permettant de valider les informations obtenues sur le régime alimentaire.

L'estimation de l'exposition au méthylmercure chez les individus fondée uniquement sur des données de consommation de poisson peut biaiser le calcul de la charge réelle de mercure ingérée, puisque la consommation varie d'un individu à l'autre, et de façon probablement plus prononcée d'un groupe social à un autre. Rappelons en outre que la quantité de mercure présente dans les poissons varie au sein d'une même espèce et aussi d'une espèce à l'autre et selon le niveau trophique. Ainsi, une estimation des quantités de mercure ingérées fondée uniquement sur des données sporadiques de concentrations de mercure mesurées dans les poissons ne constitue pas un bon indicateur de l'ingestion de mercure à travers l'alimentation.

SAISONNALITÉ DE L'EXPOSITION

Le réseau hydrologique amazonien est soumis à d'importantes variations cycliques qui s'observent par les différences marquées du niveau des eaux selon les saisons. Cette variation saisonnière peut entraîner des changements dans les peuplements de poissons des rivières et, par suite, dans le choix par les populations humaines des espèces de poissons à consommer. Certaines études semblent démontrer que l'exposition au mercure des populations humaines varie saisonnièrement. Comme mentionné précédemment, il est possible d'effectuer ce type d'analyse rétrospective par l'évaluation séquentielle de la teneur en mercure dans chaque centimètre de cheveu et de relier ces centimètres à la période de l'année leur correspondant.

L'analyse des résultats de deux études effectuées avec la participation des habitantes de Brasilia Legal et Cametá, deux villages situés sur les rives du Tapajós, met en évidence des différences dans les relations entre les saisons et les quantités de mercure contenues dans les cheveux de ces populations. La comparaison de ces études, menées selon une méthodologie semblable, permet de mieux comprendre l'exposition humaine au méthylmercure.

Tout d'abord, l'étude entreprise à Brasilia Legal (LEBEL *et al.*, 1997) indique la présence d'une exposition au méthylmercure plus élevée pendant la période des hautes eaux et plus faible pendant les basses eaux, tandis que les données obtenues à Cametá (DOLBEC *et al.*, 2001) indiquent une relation s'orientant dans le sens inverse. L'analyse attentive des résultats de ces deux études indique toutefois certaines similitudes. Dans les deux cas, les niveaux de mercure les

plus élevés sont rencontrés chez les individus qui consomment de préférence des poissons carnivores, consommation ayant lieu de façon prédominante pendant la saison des basses eaux dans un cas (Cametá) et durant les hautes eaux pour l'autre village (Brasilia Legal). Dans l'étude sur Cametá, il est clairement démontré que les individus ingérant plus fréquemment des espèces de poissons carnivores, espèces situées au sommet de la chaîne trophique aquatique, étaient aussi plus fortement contaminés par le mercure que ceux se nourrissant principalement d'espèces herbivores (Dolbec *et al.*, 2001).

Ces divergences dans le régime de consommation de poisson apparaissent comme l'explication la plus admissible des variations saisonnières d'exposition au méthylmercure observées pour ces deux villages. La diversité des espèces de poisssons rencontrées dans ces différents villages et la consommation humaine qui en résulte, couplées à la variation de la taille des poissons d'une espèce d'un endroit à l'autre, peuvent être liées à la présence d'une succession de portions fluviatiles aux caractéristiques hydrographiques et hydrologiques distinctes, c'est-à-dire d'habitats bien différenciés le long de la rivière. D'ailleurs, Brasilia Legal et Cametá se situent sur des sections du Tapajós qui sont soumises à deux systèmes aquatiques possédant des débits d'eau très différents et une dynamique écologique distincte (Roulet *et al.*, 2000). Les populations des deux villages ont donc accès à des lieux de pêche qui possèdent des caractéristiques très différentes, ce qui entraîne une variabilité des captures de pêche dans les deux villages, et cela même si les deux localités sont situées sur la même rivière, à moins de 100 km de distance. Cet exemple montre combien il est important de considérer la spécificité des emplacements géographiques dans l'analyse de l'exposition mercurielle des populations étudiées.

Dans l'étude guyanaise, l'analyse des variations saisonnières a montré une bonne corrélation entre les concentrations de mercure aux deux saisons ($r = 0,68$; $p < 0,01$) et une proportion identique de MeHg aux mois de mars et novembre. La différence en mercure total n'était pas statistiquement différente, bien qu'en moyenne les concentrations de novembre soient d'environ 7 % supérieures à celles de mars. Pour reprendre les arguments cités ci-dessus, cela pourrait s'expliquer en partie par le fait que les pêches étaient plus abondantes les mois précédant novembre (saison sèche).

À l'échelle du bassin amazonien, le mercure présent dans les poissons peut varier selon la saison, mais aussi selon le poids et la taille qu'atteignent les

poissons, bien que la relation entre le mercure et le poids soit encore ambiguë et variable selon l'espèce et la provenance du poisson. Selon HUCKABEE *et al.* (1979), les niveaux de mercure seraient mieux corrélés avec la taille des poissons, puisqu'elle ne change pas avec le temps, tandis que le poids est soumis à des variations selon la disponibilité de l'alimentation et la physiologie de l'espèce. Ainsi, de plus hauts niveaux de mercure dans les poissons observés durant les saisons sèches pourraient s'expliquer par une réduction du poids des poissons, une réduction de la disponibilité nutritionnelle, avec par conséquent une augmentation de la concentration dans la chair du poisson. D'autre part, l'analyse des différentes parties musculaires du poisson indique une certaine homogénéité dans les quantités de mercure obtenues (OLIVERO et SOLANO, 1998).

Les travaux effectués par analyse séquentielle des échantillons de cheveux d'autres populations localisées en différentes régions du bassin amazonien confirment ces variations saisonnières de l'exposition au méthylmercure (AKAGI *et al.*, 1995 a ; KEHRIG *et al.*, 1997 a et b). Bien qu'utile à la compréhension des phénomènes saisonniers de variation de l'exposition au méthylmercure, l'analyse séquentielle rétrospective peut s'étendre à la quantification de l'exposition antérieure à laquelle a été soumis le nouveau-né.

TRANSFERT DU MERCURE DE LA MÈRE À L'ENFANT

Le lait maternel, bien qu'il soit hautement recommandé en raison de ses effets bénéfiques pour la croissance des enfants, comme élément nutritif, et aussi pour le transfert de facteurs de protection immunitaire, peut présenter le désavantage d'être la source de contaminants pour les nouveau-nés. Une certaine quantité de mercure serait libérée dans le lait des mères, exposant par là même les nourrissons. Par ailleurs, comme il a été précédemment mentionné, les travaux de OSKARSSON *et al.* (1996) indiquent une forte proportion du mercure transférée de la mère à l'enfant sous forme de mercure inorganique, et un transfert de méthylmercure de moins grande importance par cette voie d'exposition.

Jusqu'à présent, peu d'études effectuées en Amazonie portent sur l'évaluation de l'exposition des enfants au méthylmercure (tabl. II). Toutefois, il est possible d'en tirer certaines constatations intéressantes. Des données récentes, obtenues sur des individus habitant les rives de la rivière Madeira,

Tableau II. Teneurs en mercure dans les cheveux ou le sang d'enfants de différentes populations d'Amazonie brésilienne.

Emplacement	Moyenne (µg/g)	n	Intervalle (µg/g)	Remarques	Références
Rio Madeira, Brésil	9,8 (cheveux)	37	1,4-34,2 (cheveux)	Orpaillage ; régime : poisson de rivière	Barbosa et Dórea 1998
Rio Madeira, Brésil					
Indiens	7,3 (cheveux)	54	2,0-20,4 (cheveux)	Orpaillage ; régime : poisson de rivière, gibier	Barbosa *et al.*, 1998
Non-Indiens	10,8 (cheveux)	71	0,8-44,4 (cheveux)	Orpaillage ; régime : poisson de rivière	Barbosa *et al.*, 1998
Equateur					
Nambija	16,2 (sang)	36	6-45 µg/l (sang)	Région d'orpaillage ; régime : poisson de rivière	Counter *et al.*, 1998
Canton de Pujili	2,4 µg/l (sang)	15	1-6 µg/l (sang)	Pas d'orpaillage ; population-contrôle de Nambija ; régime : porc, cochon d'Inde, poulet, fromage, etc.	Counter *et al.* 1998
Guyane française	2,5* (cheveux)	136	0,2-31 (cheveux)	Orpaillage ; régime : poisson de rivière	Cordier *et al.*, 1999
Rio Tapajós, Brésil	11,9* (cheveux)	91	0,7-35,8 (cheveux)	Orpaillage en amont ; régime : poisson de rivière	Grandjean *et al.*, 1999
Rio Tapajós, Brésil	25,4* (cheveux)	87	0,6-83,5 (cheveux)	Orpaillage en amont ; régime : poisson de rivière	Grandjean *et al.*, 1999
Rio Tapajós, Brésil	17,7* (cheveux)	71	7,3-63,8 (cheveux)	Orpaillage en amont ; régime : poisson de rivière	Grandjean *et al.*, 1999
Amazone, Brésil	3,8* (cheveux)	105	0,5-12,4 (cheveux)	Régime : poisson de rivière (Amazone)	Grandjean *et al.*, 1999

* Moyenne géométrique.

indiquent que le mercure contenu dans les cheveux de 47 nouveau-nés est faiblement corrélé au mercure mesuré dans le lait maternel provenant de leur mère respective, mais qu'il est plus fortement corrélé ($r = 0,821$; $p < 0,0001$) aux concentrations de mercure dans les cheveux des mères (Barbosa et Dórea, 1998). La relation observée entre les niveaux de mercure des cheveux des mères et ceux des enfants est en accord avec les résultats obtenus chez des populations indigènes amazoniennes de diverses origines ethniques se nourrissant de poissons en provenance des rivières Madeira, Fresco et Tapajós (Barbosa *et al.*, 1998 ; Grandjean *et al.*, 1999). Cette même étude indique que les niveaux de mercure des cheveux des mères sont plus élevés que ceux de

leur enfant. Tout comme pour les villages brésiliens, les résultats concernant la Guyane française montrent que les teneurs en mercure dans les cheveux des mères sont plus élevés que celles dans les cheveux des enfants (CORDIER *et al.*, 1998). À titre comparatif, notons que les teneurs en mercure mesurées dans le lait des femmes amazoniennes participant à l'étude (moyenne de 5,8 ng/g) se situent parmi les plus élevés de celles enregistrées à l'échelle internationale, lesquelles varient de 0 à 13,9 ng par gramme de lait maternel.

Une observation détaillée de la variation trimestrielle des concentrations de mercure dans les cheveux des mères durant la grossesse démontre que les teneurs en mercure, après avoir subi une diminution durant les deuxième et troisième trimestres de la grossesse, reviennent, pendant la période d'allaitement, à leur niveau de base d'avant la grossesse. Cette observation met bien en évidence le transfert placentaire du métal de la mère au fœtus et peut-être aussi les modifications physiologiques de l'organisme gravide, avec notamment l'augmentation de la masse sanguine et en particulier du volume plasmatique qui croît proportionnellement plus vite que le volume cellulaire. Le mercure en serait dilué d'autant. De plus, la relation entre la durée de l'allaitement et la quantité de mercure mesurée dans les cheveux des nouveau-nés n'a pas été clairement établie. La corrélation peut être positive ou non significative selon le groupe ethnique considéré (BARBOSA *et al.*, 1998). Ces résultats sembleraient montrer qu'un transfert important de mercure par voie placentaire s'opère durant la grossesse, tandis qu'un transfert de mercure de bien moindre importance aurait lieu durant l'allaitement.

Ces dernières données sur la durée d'allaitement en relation avec le mercure dans les cheveux sont différentes de celles obtenues chez les populations des îles Féroé qui, contrairement à l'Amazonie, montrent une relation entre la durée de l'allaitement et l'exposition (GRANDJEAN *et al.*, 1994). Bien des facteurs peuvent être à l'origine d'une telle différence dans les données ; notons, à titre indicatif, que le type de ressources aquatiques consommées (marines *versus* dulçaquicoles) peut être l'une des causes de ces différences.

Les concentrations mercurielles contenues dans le sang prélevé du cordon ombilical des enfants des îles Féroé étaient corrélées avec celles retrouvées dans les cheveux des enfants (GRANDJEAN *et al.*, 1994). L'évaluation de la présence de mercure dans le cordon ombilical des nouveau-nés n'a pas fait, jusqu'à présent, l'objet d'investigations au sein des populations d'Amazonie.

LES DÉTERMINANTS CULTURELS ET SOCIAUX DE L'EXPOSITION AU MÉTHYLMERCURE

Bien que les environnements physique et biologique jouent un rôle important dans les variations de l'exposition humaine au méthylmercure, les facteurs proprement sociaux et culturels ne peuvent être oubliés pour autant si on veut parvenir à une vision holistique de la problématique de la contamination mercurielle à l'échelle du bassin amazonien.

Lors de l'étude de l'exposition au méthylmercure de la population de la ville de Santarém (Pará, Brésil), classée par groupe, Passos *et al.* (1999) ont démontré que la teneur moyenne en mercure dans les cheveux des personnes appartenant à une classe économique plus modeste est supérieure à celle mesurée chez des individus plus favorisés. Étant donné que les poissons consommés par les deux groupes présentaient des niveaux de mercure similaires (Passos *et al.*, 1999), il semble que l'explication des différences observées entre les deux groupes soit de nature socio-économique. Les groupes les moins nantis consommeraient davantage de poisson que les groupes plus nantis.

Les habitudes de vie partagées par les membres d'un même foyer se reflètent quotidiennement dans le choix des aliments consommés ainsi que dans le mode de préparation et de cuisson de ces mêmes aliments. Les individus vivant sous un même toit seraient donc plus susceptibles d'être exposés à des quantités de mercure similaires que des personnes appartenant à des familles distinctes. Tsugane et Kondo (1987) fournissent des résultats en provenance de diverses communautés d'immigrants japonais, localisées en Amérique latine, qui vont dans ce sens, c'est-à-dire une exposition semblable pour les membres d'un même ménage.

Malgré cette convergence dans les degrés d'exposition pour des personnes qui vivent ensemble, il peut exister des variations entre les membres d'une même famille, attribuables en partie au fait qu'au cours d'un même repas le choix peut porter sur plusieurs variétés de poissons. L'étude de Boischio *et al.* (1995) montre qu'un repas peut inclure jusqu'à sept espèces différentes de poissons, ce qui signifie une exposition au mercure tout aussi variée. Cette observation est corroborée par les résultats d'exposition au mercure, à savoir une différence interindividuelle dans l'exposition, pouvant s'expliquer par les différentes quantités de poisson consommées par les membres de la famille

(BOISCHIO *et al.*, 1995). De façon générale, pour une population donnée, les hommes présentent des niveaux de mercure plus élevés que les femmes (DOLBEC *et al.*, 2000 ; FRÉRY *et al.*, 1999 ; LEBEL *et al.*, 1997) et ce même chez des enfants âgés entre 7 et 12 ans (GRANDJEAN *et al.*, 1999). Selon SHRESTHA et FORNERINO (1987), les différences entre hommes et femmes ne seraient pas attribuables à des différences métaboliques puisque le mercure n'est pas un élément essentiel de la nutrition. Ces niveaux plus élevés de mercure chez les hommes seraient liés à leur plus grande consommation de poisson.

La relation entre les concentrations de mercure et l'âge des individus exposés au mercure par l'alimentation a été clairement établie dans l'enquête guyanaise (tabl. III). Il n'en est généralement pas ainsi. Des divergences dans les résultats obtenus par plusieurs auteurs confirment cette difficulté à établir un lien définitif entre ces deux variables. Une étude menée dans une réserve indienne de descendants apiaká et munduruku, située à la jonction des rivières Teles Pires et Juruena, montre une augmentation des niveaux de

Tableau III. Quantité de mercure ingérée selon l'âge et le sexe par une population amérindienne du haut Maroni, Guyane française (FRÉRY *et al.*, 1999).

Classe d'âge (ans)		Age moyen	n	Hg (ng/jour)*			Hg (µg/kg poids corporel/jour)			Hg (µg/kg/semaine)**
				Moyenne arithmétique	Ecart-type	Médiane	Moyenne arithmétique	Ecart-type	Médiane	Moyenne arithmétique
≤ 1		0,84	19	1 197	1 015	1 008	0,15	0,13	0,12	1,05
1-3		1,8	55	6 626	6 070	4 169	0,70	0,63	0,46	4,90
3-6		5,4	96	14 385	17 121	9 073	0,98	1,11	0,56	6,86
7-10		8,7	166	27 673	40 799	13 964	1,10	1,63	0,57	7,70
10-14		12,4	83	37 653	43 133	16 135	1,13	1,21	0,62	7,91
15-25	Hommes	19,3	102	47 853	50 881	28 309	0,79	0,84	0,46	5,53
	Femmes	20,3	124	41 355	59 868	23 239	0,86	1,25	0,44	6,02
25-45	Hommes	37	101	61 255	65 985	33 994	1,45	1,77	0,7	10,15
	Femmes	33,5	89	41 259	50 073	21 148	1,20	1,56	0,42	8,40
> 45	Hommes	58,1	63	28 789	56 331	14 369	0,46	0,89	0,23	3,22
	Femmes	56,6	42	29 123	33 227	12 910	0,61	0,67	0,32	4,27

* 1 ng = 10^{-3} µg = 10^{-6} mg.

** Résultats à comparer avec la dose hebdomadaire de Hg tolérable (PTWI, FAO/OMS) : 200 µg par semaine ou 3,3 µg/kg (pour un adulte de 60 kg). Ces résultats sous-estiment la quantité de mercure consommée puisque l'apport de mercure par la consommation de viande a été compté comme nul.

mercure dans les cheveux avec l'âge (BARBOSA *et al.*, 1997). Par ailleurs, les résultats d'études sur des populations se nourrissant de poissons en provenance de la rivière Tapajós et d'autres rivières d'Amazonie brésilienne (DOLBEC *et al.*, 2000 ; GRANDJEAN *et al.*, 1999 ; KEHRIG *et al.*, 1997 ; LEBEL *et al.*, 1997) ainsi que d'un réservoir hydroélectrique (LEINO et LODENIUS, 1995) ne montrent pas de relation entre l'âge et l'exposition au méthylmercure. D'autre part, dans le cas de l'étude de LEBEL *et al.* (1997), l'exposition au mercure diminuerait à mesure que l'éducation s'accroît. Les auteurs attribuent cette diminution du mercure à une meilleure connaissance de ses effets chez les personnes plus scolarisées et mettent ainsi en évidence le caractère positif des interventions éducatives au sein du village portant sur l'exposition au méthylmercure par la consommation de poisson.

AUTRES FACTEURS POUVANT ACCROÎTRE L'EXPOSITION AU MÉTHYLMERCURE

Il est maintenant reconnu que l'élimination du mercure s'effectue sous l'action de bactéries déméthylantes présentes dans le tractus intestinal. Or, bien que la période à laquelle apparaissent ces bactéries intestinales ne soit pas connue précisément, les études effectuées sur le modèle animal indiquent qu'elles se manifesteraient pour la première fois après l'allaitement (GRANDJEAN *et al.*, 1994). La période d'allaitement des nourrissons varie selon les populations et les individus. En Amazonie, elle serait relativement longue (CORDIER et GAREL, 1999) ; elle est d'environ deux ans chez les Wayana de Guyane. Les enfants allaités plus longtemps auraient probablement un taux d'excrétion du mercure plus élevé que ceux non allaités, ce qui reste à vérifier.

Les aliments riches en fibres favoriseraient l'excrétion du mercure après une exposition au méthylmercure, réduisant ainsi le temps de rétention et la possible toxicité du méthylmercure (CHAPMAN et CHAN, 2000).

Les études sur les animaux démontrent les propriétés protectrices du sélénium dans l'intoxication au mercure. Le sélénium est un métal constituant de la glutathione peroxydase, une protéine inhibant l'action destructrice des radicaux libres formés à la suite de l'action de certains agents toxiques dont le mercure. Le sélénium pourrait aussi s'associer au mercure pour former un com-

plexe rendant ce dernier inactif. Grâce à ces propriétés, le sélénium est un élément dont la présence peut s'avérer importante à considérer dans les espèces de poissons consommées par les populations. DÓREA *et al.* (1998) ont évalué les concentrations de sélénium et de mercure dans sept espèces de poissons couramment consommées par les populations locales, en divers emplacements de la rivière Madeira, et représentatifs de trois niveaux trophiques (herbivores, omnivores et piscivores). Globalement, les résultats indiquent que les concentrations de mercure sont plus élevées que celles de sélénium, et qu'elles augmentent toutes deux avec le niveau trophique. Les auteurs comparent leur étude à des évaluations effectuées sur des mammifères marins et chez des poissons d'eau douce provenant de sites autres que le bassin amazonien, où le sélénium se retrouve en plus grande concentration que le mercure. Comparaison faite, les effets bénéfiques associés à la présence de sélénium dans les poissons des eaux du bassin amazonien ne sont peut-être pas suffisants pour contrecarrer les effets toxiques du mercure. Par ailleurs, le sélénium pouvant s'accumuler aussi dans les graisses, contrairement au mercure, il est important, lors de la quantification du mercure et du sélénium dans les poissons, de ne pas limiter l'évaluation aux concentrations mesurées dans les muscles, une telle analyse n'étant pas représentative de la quantité réelle de mercure et de sélénium absorbée par l'individu qui consomme le poisson.

[Références bibliographiques]

AKAGI H., MALM O., KINJO Y., HARADA M., BRANCHES F.J.P., PFEIFFER W.C., KATO H., 1995 a. Methylmercury pollution in Amazon, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 175 : 85-96.

AKAGI H., MALM O., BRANCHES F.J.P., KINJO Y., KASHIMA Y., GUIMARÃES J.R.D., OLIVEIRA R.B., HARAGUCHI K., PFEIFFER W.C., TAKIZAWA Y., KATO H., 1995 b. Human exposure to mercury due to goldmining in the Tapajós river basin, Amazon, Brazil : speciation of mercury in human hair, blood and urine. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 85-94.

BARBOSA A.C., BOISCHIO A.A., EAST G.A., FERRARI I., GONÇALVES A., SILVA P.R.M., DA CRUZ T.M.E., 1995. Mercury contamination in the Brazilian Amazon. Environmental and occupational aspects. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 109-121.

BARBOSA A.C., GARCIA A.M., DE SOUZA J.R., 1997. Mercury contamination in hair of riverine populations of Apiacás reserve

in the Brazilian Amazon. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 1-8.

BARBOSA A.C., DÓREA J.G., 1998. Indices of mercury contamination during breast feeding in the Amazon. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 6 : 71-79.

BARBOSA A.C., SILVA S.R.L., DÓREA J.G., 1998. Concentration of mercury in hair of indigenous mothers and infants from the Amazon Basin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 34 : 100-105.

BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.), 1999. *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a global pollutant (May* 23-27 1999, Rio de Janeiro, Brazil), Book of abstracts, Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia Mineral, 592 p.

BIDONE E.D., CASTILHOS Z.C., SANTOS T.J.S., SOUZA T.M.C., LACERDA L.D., 1997. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho river, Amapá State, Northern Amazon, Brazil. A screening approach. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 9-15.

BOISCHIO A.A., HENSHEL D., BARBOSA A.C., 1995. Mercury exposure through fish consumption by the upper Madeira river population, Brazil-1991. *Ecosyst. Health*, 1 (3) : 177-192.

BRABO E.S., SANTOS E.O., JESUS I.M., MASCARENHAS A.F., FAIAL K.F., 1999. Níveis de mercúrio em peixes consumidos pela comunidade indígena de Sai Cinza na Reserva Munduruku, Município de Jacareacanga, Estado do Pará, Brasil. *Cad. Saúde Pública*, 15 (2) : 325-331.

CERDEIRA R.G.P., RUFFINO M.L., ISAAC V.J., 1997. Consumo de pescado e outros alimentos pela populaçao ribeirinha do lago grande de Monte Alegre, PA-Brasil. *Acta Amazonica*, 27 (3) : 213-228.

CERNICHIARI E., TORIBARA T.Y., LIANG L., MARSH D.O., BERLIN M.W., MYERS G.J., COX C., SHAMLAYE C.F., CHOISY O., DAVIDSON P., CLARKSON T.W., 1995. The biological monitoring of mercury in the Seychelles study. *Neurotoxicology*, 16 (4) : 613-628.

CHAPMAN L., CHAN H.M., 2000. The influence of nutrition on methyl mercury intoxication. *Environ. Health Persp.*, 108 (suppl. 1) : 29-56.

CORDIER S., GRASMICK C., PASQUIER-PASSELAIGUE M., MANDEREAU L., WEBER J.-P., JOUAN M., 1998. Mercury exposure in French Guiana : levels and determinants. *Arch. Int. Health*, 53 : 299-303.

CORDIER S., GAREL M., 1999. *Risques neurotoxiques chez l'enfant liés à l'exposition au méthylmercure en Guyane française*. Rapport InVS-INSERM.

COUNTER S.A., BUCHANAN L.H., LAURELL G., ORTEGA F., 1998. Blood mercury and auditory neuro-sensory responses in children and adults in the Nambija gold mining area of Ecuador. *Neurotoxicology*, 19 (2) : 185-196.

DOLBEC J., MERGLER D., SOUSA PASSOS C.J., SOUSA DE MORAIS S., LEBEL J., 2000. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of Tapajós river, Brazilian Amazon. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 73 : 195-203.

DOLBEC J., MERGLER D., LARRIBE F., ROULET M., LEBEL J., LUCOTTE M., 2001. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an amazonian population, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 271 : 87-97.

DÓREA J.G., MOREIRA M.B., EAST G., BARBOSA A.C., 1998. Selenium and mercury concentrations in some fish species of the Madeira River, Amazon Basin,

Brazil. *Biol. Trace Element Res.*, 65 (3) : 211-220.

FRÉRY N., MAILLOT E., DEHEEGER M., BOUDOU A., MAURY-BRACHET R., 1999. *Exposition au mercure de la population amérindienne wayana de Guyane : enquête alimentaire*. Paris, Institut de veille sanitaire.

GIUGLIANO R., SHRIMPTON R., ARKCOLL D.B., GIUGLIANO L.G., PETRERE Jr M., 1978. Diagnóstico da realidade alimentar e nutricional do Estado do Amazonas 1978. *Acta Amazonica*, 8 (suppl. 2) : 5-54.

GRANDJEAN P., CARDOSO B., GUIMARÃES G., 1993. Mercury poisoning. *Lancet*, 342 : 991.

GRANDJEAN P., JORGENSEN P.J., WEIHE P., 1994. Human milk as a source of methylmercury exposure in infants. *Environ. Health Persp.*, 102 (1) : 74-77.

GRANDJEAN P., WHITE R.F., NIELSEN A., CLEARY D., OLIVEIRA SANTOS E.C., 1999. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. *Environ. Health Persp.*, 107 (7) : 587-591.

GUIMARÃES J.R.D., FOSTIER A.-H., FORTI M.C., MELFI J.A., KEHRIG H., MAURO J.B.N., MALM O., KRUG J.F., 1999. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. *Ambio*, 28 (4) : 296-301.

HUCKABEE J.W., ELWOOD J.W., HILDEBRAND S.G., 1979. « Accumulation of mercury in freshwater biota ». *In* NRIAGU J.O. (éd.) : *The biochemistry of mercury in the environment*, Amsterdam, Elsevier North Holland : 277-302.

JUNK W.J., 1984. « Ecology, fisheries and fish culture in Amazonia ». *In* SIOLI H. (éd.) : *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*, Dordrecht, W. Junk Publ.

KEHRIG H.A., MALM O., AKAGI H., 1997. Methylmercury in hair samples from different riverine groups, Amazon, Brazil. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 17-29.

KEHRIG H.A., MALM O., AKAGI H., GUIMARAES J.R.D., TORRES J.P.M., 1998 a. Methylmercury in fish and hair samples from the Balbina Reservoir, Brazilian Amazon. *Environ. Res.*, 77 (2) : 84-90.

KEHRIG H.A., MALM O., MOREIRA I., 1998 b. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) from four main Brazilian estuaries. *Sci. Total Environ.*, 213 : 263-271.

LEBEL J., ROULET M., MERGLER D., LUCOTTE M., LARRIBE F., 1997. Fish diet and mercury exposure in a riparian amazonian population. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 31-44.

LEINO T., LODENIUS M., 1995. Human hair mercury levels in Tucuruí area, State of Pará, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 175 : 119-125.

MALM O., BRANCHES F.J.P., AKAGI H., CASTRO M.B., PFEIFFER W.C., HARADA M., BASTOS W.R., KATO H., 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 175 : 141-150.

OLIVERO J., SOLANO B., 1998. Mercury in environmental samples from a waterbody contaminated by gold mining in Colombia, South America. *Sci. Total Environ.*, 217 : 83-89.

OSKARSSON A., SCHUTZ A., SKERFVING S., HALLEN I.P., OHLING B., JSON-LAGERKVIST B., 1996. Total and inorganic mercury in breast milk and blood in relation to fish consumption and amalgam fillings

in lactating women. *Arch. Environ. Health,* 51 (3) : 243-241.

PALHETA D., TAYLOR A., 1995. Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the Amazon region of Brazil. *Sci. Total Environ.*, 168 : 63-69.

PASSOS C.J.S., LUCOTTE M., QUEIROZ A.G., 1999. « The influence of socio-economic conditions on contrasting mercury exposure through fish consumption : a case-study in Santarem, Pará, Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.).

PFEIFFER W.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 (3-4) : 239-248.

ROULET M., LUCOTTE M., GUIMARÃES J.R.D., RHÉAULT I., 2000. Methylmercury in water, seston and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós river, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 261 (1-3) : 43-59.

SANTOS E.C.O., JESUS I.M., BRABO E., LOUREIRO E.C.B., WEIRICH J., MASCARENHAS A.F.S., 1999 a. « Descriptive study of the levels of exposure to the mercury among two riverside communities of Amazon, Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 428.

SANTOS E.C.O., JESUS I.M., BRABO E., LOUREIRO E.C.B., WEIRICH J., MASCARENHAS, A.F.S., 1999 b. « Hair as an indicator of exposure to mercury through the ingestion of fish in two areas which do not suffer impact from gold mining activity, State of Pará, Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 404.

SHRESTHA K.P., FORNERINO I., 1987. Hair mercury content among residents of Cumana, Venezuela. *Sci. Total Environ.*, 63 : 77-81.

SILVA-FORSBERG M.C., FORSBERG B.R., ZEIDEMANN V.K., 1999. Mercury contamination in human linked to river chemistry in the Amazon Basin. *Ambio*, 28 (6) : 519-521.

SOUSA A.P., FORSBERG B.R.,1999. « Mercury contamination in the human population of the Balbina reservoir, Central Amazon, Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 406.

TSUGANE S., KONDO H., 1987. The mercury content of hair of Japanese immigrants in various locations in South America. *Sci. Total Environ.*, 63 : 69-76.

VASCONCELLOS M.B.A., PALETTI G., SAIKI M., FAVARO D.I.T., CATHARINO M.G.M., BARUZZI R., RODRIGUES D.A., BYRNE A.R., FORTI M.C., 1999. « Biomonitoring of total mercury and methylmercury contamination of population groups living in the Xingu Park Indian Reservation and in the State of Amapá, Brazil, by means of hair analysis ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 407.

WHO, 1990. *Environmental Health Criteria 101 : Methylmercury*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, 144 p.

Elisabeth Oliveira Santos

Enquêtes sanitaires et contaminations mercurielles en Amazonie brésilienne

Dans cette annexe, nous apporterons des éléments d'information sur les conditions de vie passées et présentes des populations amazoniennes, sur leur état de santé et sur les incidences sanitaires de certaines activités anthropiques qui entraînent une modification de leur environnement.

CONDITIONS SANITAIRES DES POPULATIONS AMAZONIENNES : GÉNÉRALITÉS

Le peuplement de l'Amazonie s'est développé à partir de trois groupes ethniques principaux : les Indiens, les premiers occupants, qui se sont dispersés en de nombreuses et petites communautés en bordure de l'Amazone et de ses affluents ; les Blancs, principalement représentés par les Portugais ; les Noirs, venus d'Afrique. Du contact social et du mélange de sang entre ces trois contingents, une population métissée a progressivement émergé, qui se trouve de nos jours en position de prédominance numérique.

La population rurale de l'Amazonie s'est répartie le long des cours d'eau : principalement l'Amazone basse et moyenne, le Solimões, les cours supérieurs des rivières du Sud-Est amazonien, celles-ci accueillant des *seringueiros* (saigneurs d'hévéa), ainsi que le Bragantine, l'île de Marajó et le Bas Tocantins, près de l'embouchure de l'Amazone et à Belém.

Cette population, en majorité paysanne, pratique des activités de type extractiviste, l'agriculture de terres marécageuses (*varzeas*) et de terre ferme, l'élevage semi-extensif en bordure des rivières dans la basse Amazonie ou encore extensif sur l'île de Marajo. Les ouvriers, métis ou *caboclos* pour la plupart, sont pêcheurs, cueilleurs de châtaignes et de résines d'arbre, saigneurs

d'hévéa, vendeurs de peaux et de cuirs, chercheurs de diamants et d'or, petits commerçants, exécutants de petits boulots ou *biscateiros*. Les populations indigènes, quand elles sont en contact avec la société « nationale », participent aux mêmes activités, de façon régulière ou intermittente. Dans les grandes villes, on trouve les propriétaires terriens, ou *seringalistas*, les commerçants, les artisans, les entrepreneurs, les industriels et les fournisseurs de services.

Entre le début des années 1920 et la fin des années 1950, la population a triplé mais le tissu social n'a guère changé. En revanche, au cours d'une période récente, la politique de développement menée par l'État a profondément modifié la structure sociale. Le gouvernement brésilien, dans le but d'associer l'Amazonie à l'effort de modernisation du pays, a promu, à partir de la seconde moitié des années 1960, diverses stratégies de développement accompagnées de nombreuses mesures (LOUVEIRO, 1989 ; voir annexe 14).

Ainsi, l'aménagement du milieu amazonien s'est réalisé à coup de grands projets d'agriculture-élevage, d'exploitations forestières, minières et d'autres ressources naturelles, de constructions de routes et de lacs de barrage. Pour mener à bien cette politique, l'arrivée de nouveaux immigrants a été fortement encouragée et la poussée démographique a eu pour effet de repousser de façon progressive mais implacable les populations préexistantes chaque jour plus avant à l'intérieur de la forêt. Une nouvelle hiérarchie socio-économique s'est mise en place dans les villes nouvelles, très éloignée de celle des villes traditionnelles.

Cette politique a non seulement été à l'origine de graves impacts environnementaux, mais elle a aussi conduit à de profonds changements dans la vie domestique. Les migrations, les échanges sociaux et les contacts humains nouveaux ont eu des répercussions très négatives sur la santé des populations, ne serait-ce qu'en favorisant la dispersion des endémies locales, l'introduction et la dispersion de maladies nouvelles (SANTOS *et al.*, 1992).

De nos jours, les infrastructures sanitaires de base sont toujours très insuffisantes en moyens et en nombre. Les populations, qui restent en grande partie analphabètes, sont mal préparées pour modifier leur hygiène de vie tout comme pour répondre aux besoins des nouvelles activités qui se développent dans la région. Les ressources alimentaires sont limitées et peu diversifiées. Les transports de produits et de passagers sont précaires. En conséquence, les populations amazoniennes se trouvent, pour la plupart

d'entre elles, dans une situation sanitaire très préoccupante, marquée en premier lieu par une forte mortalité infantile (BECKER et LECHTIG, 1987).

Au manque d'hygiène, à la malnutrition, aux dures conditions de travail dans les champs, dans les placers ou en forêt, à l'absence d'actions préventives et d'assistance médicale, s'ajoute une longue liste de maladies endémiques et nouvellement introduites.

La tuberculose, directement corrélée à la nutrition, est en augmentation, tant dans les zones rurales que dans les banlieues des villes (FUNASA, 1996 ; OPAS, 1998).

La lèpre, qui touche des populations atteintes par la malnutrition et manquant d'éducation sanitaire, est largement répandue en Amazonie (OPAS, 1998).

Les deux formes de leishmaniose, tégumentaire et viscérale, sont en augmentation, surtout la seconde forme. La maladie touche autant les petites communautés qui s'installent dans des zones de forêt pour pratiquer l'extractivisme et l'agriculture que celles qui se regroupent dans des zones périurbaines comme à Santarém, où se développe un foyer important de la forme viscérale de la maladie (FUNASA, 1996 ; OPAS, 1998).

La bilharziose mansonique est liée à l'immigration de communautés allochtones, provenant en grande partie du Nordeste brésilien. Dans l'État du Pará, elle a progressé à partir d'un premier foyer enregistré en 1951 (MACHADO et MARTINS, 1951 ; OPAS, 1998).

Les diarrhées sont chroniques chez les populations qui vivent avec les divers pathogènes entériques durant toute leur vie (SANTOS *et al.*, 1992 ; OPAS, 1998). Les enfants de moins de cinq ans sont les plus touchés.

Les hépatites sont sous-estimées par les données officielles car il est difficile de les différencier d'autres maladies provoquant également une altération primaire ou secondaire des fonctions hépatiques (BENSABATH et DIAS, 1983 ; BENSABATH et SUAREZ, 1986 ; SANTOS *et al.*, 1995 ; OPAS, 1998).

En Amazonie brésilienne, les arbovirus comptent actuellement 186 types différents, 34 d'entre eux ayant déjà été impliqués dans des cas d'infection humaine et quatre étant reconnus capables de provoquer des épidémies. Ce sont l'oropouche, la dengue (cette dernière, depuis cinq ans, provoque des flambées épidémiologiques dans les États d'Amazonie), la fièvre jaune (objet actuelle-

ment d'une intense surveillance, 75 cas ayant été enregistrés en 1999 dans six États du Brésil ; FUNASA, 1999) et le mayaro (MOURA et TRAVASSOS DA ROSA, 1990).

La rubéole, transmise par contact direct entre individus, est une maladie grave chez les femmes enceintes car le virus, au cours des premiers mois de gestation, peut franchir la barrière placentaire et causer des malformations du fœtus durant son développement, avec des manifestations qui atteignent le système nerveux, les os et le sang (SOUZA *et al.*, 1997). Depuis peu, des campagnes de vaccination sont organisées. Dans les zones urbaines de la région nord, selon les recherches réalisées par l'Institut Evandro Chagas en 1997, elle atteint 67,2 % des femmes entre 10 et 21 ans ; cette proportion est moindre en zone rurale où la densité de population est plus faible. Au Brésil, durant les années 1994 et 1995, une lutte a dû être engagée pour enrayer une épidémie de rubéole qui était partie du nord.

IMPACT DES CONTAMINATIONS MERCURIELLES SUR LA SANTÉ DES POPULATIONS AMAZONIENNES

La dissémination croissante de polluants, notamment du mercure par les activités d'orpaillage, n'a fait qu'aggraver la situation sanitaire des populations, déjà très préoccupante (CÂMARA et COREY, 1992). L'orpaillage a commencé à proliférer significativement en Amazonie brésilienne dès le début des années 1970, lors de la mise en place du Plan d'intégration national et la construction de la route transamazonienne Cuiabá-Santarém.

L'usage du mercure pour l'enrichissement du minerai aurifère représente une source directe d'exposition des orpailleurs et de leur entourage aux vapeurs de ce métal. Il est également une source indirecte d'exposition des populations au méthylmercure *via* la consommation de poissons contaminés. D'autres activités anthropiques, qui ont également connu un grand essor ces dernières décennies, sont susceptibles de remobiliser une partie du mercure contenu dans les sols forestiers lors des déboisements (ROULET *et al.*, 1998 ; FOSTIER *et al.*, 1999 ; ZEIDEMANN *et al.*, 1999 ; RIBEIRO *et al.*, 1999), dans la couverture végétale lors des incendies (VEIGA *et al.*, 1994), et aussi dans les sols néo-inondés (construction de barrages hydroélectriques) (ROULET et LUCOTTE, 1995). Or ce mercure naturel, au même titre que le mercure provenant des rejets de l'orpaillage, est susceptible de passer à l'état de mercure méthylé,

sous certaines conditions environnementales, en milieu aquatique. Une fois constituée, cette forme, très toxique pour les organismes vivants, transite *via* la chaîne alimentaire jusqu'au poisson puis l'homme (voir annexe 5).

Ainsi, depuis trois décennies, les populations amazoniennes sont exposées de façon croissante à deux formes de contamination mercurielle, l'une par inhalation directe de vapeurs de mercure émises lors de certaines opérations d'enrichissement et de purification de l'or et l'autre par ingestion de méthylmercure contenu dans les poissons consommés (SANTOS *et al.*, 1995).

L'impact du mercure sur la santé n'est pas simple à cerner car il est difficile d'analyser et de discriminer les symptômes relevant des maladies présentes et ceux relevant de chacune des deux formes d'intoxication (SANTOS, 1993 ; SANTOS *et al.*, 1995 ; OPAS, 1998). Toutefois, un certain nombre de programmes de recherche ont été mis en place pour traiter de ce problème. L'un des plus complets est celui développé à l'Institut Evandro Chagas, à Belém (Brésil).

Ce dernier programme présente deux atouts : d'une part la durée et d'autre part la diversification des échantillons de population. Il a débuté au début des années 1990 et il est mené auprès de diverses populations représentatives de situations types de contamination mercurielle :

- la contamination par les vapeurs de mercure des *garimpeiros* qui procèdent à la préparation et au brûlage de l'amalgame or-mercure dans les placers, des joailliers qui purifient l'or dans les « *casas de ouro* », enfin des familles et autres ouvriers se trouvant à proximité de ces lieux d'émission de vapeurs de mercure (JESUS *et al.*, 1999) ;
- la contamination, par ingestion du méthylmercure contenu dans les poissons consommés, des populations riveraines ; parmi ces dernières, une distinction est faite entre celles qui se trouvent à l'intérieur et celles qui vivent hors des régions affectées par l'orpaillage, de manière à définir des normes régionales, nécessaires pour évaluer l'intoxication provenant de l'orpaillage.

Quatre études ont été retenues qui permettent de présenter un premier bilan. Elles portent sur :

- une population typique d'orpailleurs exposée aux vapeurs de mercure ;
- une population riveraine d'implantation ancienne, les Indiens de Munduruku ;
- deux populations riveraines d'implantation récente, situées dans des environnements inégalement affectés par l'activité d'orpaillage.

Ces études, bien que la spécificité de chacune d'elles ait été prise en compte, ont été menées selon une méthodologie commune, reposant sur :

- un ensemble de données socio-démographiques et cliniques comportant un recensement de la communauté, un questionnaire sur l'identité, les conditions de vie, les activités passées et actuelles, les habitudes alimentaires et la morbidité ;
- des analyses cliniques et hématologiques ;
- des consultations médicales avec observation des symptômes généraux ainsi qu'un examen physique plus spécifique destiné à tester les dysfonctionnements de l'équilibre dynamique, de la coordination motrice, de la sensibilité tactile et douloureuse, du tonus musculaire et de la posture segmentaire ;
- des prélèvements d'urine et de sang destinés à des analyses de mercure total, des prélèvements de sang/sérum pour divers dosages hématologiques et biochimiques et diagnostics de paludisme, des prélèvements de selles pour effectuer des parasitoscopies et enfin des prélèvements de cheveux pour déterminer le niveau général d'imprégnation de mercure.

Des dosages de mercure total ont également été effectués sur les poissons de la rivière Tapajós, ainsi que dans les sols et les sédiments aux différents points d'implantation des populations suivies.

UNE POPULATION D'ORPAILLEURS EXPOSÉS AUX VAPEURS DE MERCURE : LE PLACER DU RATO

Rappelons que, jusqu'à la seconde moitié des années 1970, l'orpaillage en Amazonie était exclusivement manuel, reposant sur un équipement rudimentaire (pelles, pioches, etc.). Il se développait dans les cours d'eau des plaines inondées, dans les paléo-alluvions et, plus rarement, dans des alluvions récentes. Le mercure n'était utilisé que pour la concentration finale du minerai. À partir de cette époque, une nouvelle technique employant un jet d'eau sous pression pour désagréger les sols s'est rapidement répandue dans l'ensemble de l'Amazonie. Initialement introduit dans une caisse de concentration de l'or, le mercure (*azougue*) est avec cette technique répandu à même le sol. Dans quelques régions, comme sur le Tapajós et le Madeira, l'orpaillage est également pratiqué dans le propre lit actif des rivières avec utilisation de radeaux et de dragues.

Une grande partie du mercure utilisé est libérée dans l'environnement sous forme de vapeurs, lors de l'incinération sur place de l'amalgame (alliage or-mercure). Les *garimpeiros* qui procèdent à l'opération inhalent directement ces vapeurs. Ce sont généralement de jeunes immigrants en provenance du nord-est du Brésil.

Les orpailleurs et leur famille, qui font l'objet de cette étude, se sont installés entre Santarém et Jacareacanga (État du Pará), le long de la rivière Rato, qui appartient au bassin hydrographique de la rivière Tapajós. L'exposition des orpailleurs aux vapeurs de mercure dans cette région à grande concentration de placers a été mise en évidence (AKAGI *et al.*, 1995).

La population totale s'élève à 300 personnes. L'enquête a porté sur 223 individus, comprenant des orpailleurs et des non-orpailleurs, 67 % d'hommes et 33 % de femmes, 71,3 % d'entre eux étant âgés de 24 à 40 ans. Le travail d'orpaillage est essentiellement assuré par les hommes. Le niveau d'instruction est très faible : plus de 64,0 % ont reconnu un niveau d'instruction minimal, 24,0 % se sont déclarés analphabètes, 3,0 % à peine ont achevé le cycle primaire. Cette déficience ne peut que perdurer chez les nouvelles générations qui n'ont pas accès à la scolarisation.

Résultats

En ce qui concerne les habitudes de vie et l'alimentation, on a pu faire les constats suivants :

- 70,0 % des individus déclarent fumer ou avoir fumé pendant longtemps, 81,0 % reconnaissent s'adonner à la boisson chaque jour ou chaque fin de semaine, 10,0 % ont consommé de la marijuana et/ou de la cocaïne ;
- le régime alimentaire de base comprend de la viande, du poisson, des haricots noirs, de la farine de manioc et de maïs, du riz, peu de légumes et pratiquement aucun fruit ; la consommation de poisson mentionnée par 80,0 % des individus se limite à un à deux repas par semaine, les poissons provenant du bassin du Tapajós sur lequel planent des soupçons de pollution par le mercure ;
- l'approvisionnement en eau de la majorité de la population provient de puits ou directement de la rivière, sans aucun traitement préalable (des coliformes fécaux ont été détectés en abondance dans les eaux consommées) ;
- 80 % des ordures sont déposées en lisière de la forêt et au moins 10,0 %

sont jetées directement dans la rivière ; 58,5 % des déchets sont déposés à ciel ouvert, 41,5 % sont regroupés en un lieu faisant office de dépôt.

Les données de morbidité par maladie de l'appareil digestif révèlent que 71,0 % des personnes consultées souffrent ou ont souffert de problèmes intestinaux et que, parmi elles, 90 % évoquent des troubles datant de moins d'un an. La coproscopie réalisée sur 154 individus de la population du placer du Rato a montré que 96,1 % d'entre eux étaient parasités ou polyparasités : 94 individus ont été infectés par *Ancilostomideo*, 73 par *Ascaris lumbricoides*, 30 par *Entamoeba coli*, 21 par *Entamoeba histolytica*, 19 par *Endolimax nana*, 12 par *Iodamoeba butschilii*, 8 par *Giardia lamblia*, 5 par *Trichocephalus trichiurus*, 1 par *Strongiloides stercoralis* et 1 par *Enterobius vermiculares*.

Une hématimétrie, pratiquée selon la méthode HBCN (Todd *et al.*, 1982) sur 120 patients porteurs de parasites intestinaux, a révélé la présence d'anémie chez 57,5 % d'entre eux. Le paludisme touche la quasi-totalité des orpailleurs (98 %), tandis que 69,0 % de la population signalent avoir eu la maladie au cours de la dernière année. Parmi les personnes atteintes par le paludisme, 29,0 % ont déjà subi une à deux crises, 26,0 % plus de deux crises, 23,0 % de trois à cinq crises, 2,0 % de six à douze crises. Enfin, 97,0 % des individus ont eu la dernière crise sur place.

L'examen du paludisme, effectué par lecture de plaques sur 186 individus, a montré que 35,0 % des personnes testées présentaient la maladie. Le tableau I regroupe les résultats obtenus auprès de 65 patients positifs au paludisme, par sexe et par situation professionnelle, en prenant comme référence l'état clinique, symptomatique ou asymptomatique, lors de la collecte de sang. Parmi les 65 lames positives, 34 (52,3 %) furent recueillies chez des patients sans signe clinique. Dans le groupe des orpailleurs, parmi les 32 individus consultés, 19 (59,4 %) étaient asymptomatiques et 13 (40,6 %) déclarèrent avoir des symptômes de la maladie.

L'hématimétrie effectuée sur 148 individus a montré que 66,4 % d'entre eux souffraient d'anémie, révélant des taux d'hémoglobine en dessous de la moyenne. Des hématimétries pratiquées sur des patients simultanément positifs pour le paludisme et la parasitose intestinale ont fait apparaître que 61,2 % d'entre eux étaient anémiques. En prenant en compte les patients uniquement touchés par le paludisme, ceux qui sont atteints d'anémie représentent 64,2 % de l'échantillon analysé.

Tableau I. Résultats concernant les 65 patients du placer du Rato présentant des tests positifs au paludisme, selon le sexe, la situation professionnelle et la présence de symptômes paludiques (Itaituba, Pará, septembre 1992).

Sexe	Masculin		Féminin		Total
Occupation	Symptômes	Pas de symptômes	Symptômes	Pas de symptômes	
Orpailleurs	13	19	-	-	32
Prostituées*	-	-	5	1	6
Cuisiniers	-	-	3	3	6
Autres	4	3	4	3	14
Sans occupation	-	2	4	3	7
Total	17	24	14	10	65

* Il n'a pas été possible d'obtenir des données sur la prostitution masculine.
Source : Enquête et analyses de laboratoire, projet Itaituba, IEC/CETEM.

Plusieurs plaintes cliniques enregistrées au cours de l'enquête apportent quelques informations sur une possible morbidité associée à l'usage du mercure durant le travail d'extraction de l'or ; 11 % des orpailleurs consultés font le rapprochement entre leurs problèmes de santé et l'exposition au mercure, 43 % décrivent des symptômes cutanés, 13 % des signes d'asthénie et 43 % d'autres symptômes.

Le tableau II met en évidence des corrélations positives entre les principaux symptômes supposés être causés par l'exposition au mercure métallique (insomnie, irritabilité, nervosité, palpitations, perte de mémoire) et le temps d'exposition à ce métal (YOSHIDA et YAMAMURA, 1982).

Tableau II. Principaux symptômes relatés, susceptibles d'être associés à l'exposition au mercure métallique, selon le temps d'exposition (placer du Rato, Itaituba, Pará, 1992).

Symptomatologie associée	Temps d'exposition				χ^2	p
	Jusqu'à 5 ans		Plus de 5 ans			
	Oui	Non	Oui	Non		
Dépression	10	107	15	91	1,75	0,18
Insomnie	26	91	32	74	1,83	0,17
Irritabilité	25	41	92	65	8	0,004
Nervosité	45	72	65	41	11,63	0,000
Palpitations	19	98	40	66	13,21	0,000
Perte de mémoire	38	79	49	57	4,42	0,035

Source : projet Itaituba, IEC/CETEM.

Les résultats des dosages de mercure dans l'urine, collectée auprès de 173 individus, indiquent que 148 de ces patients présentaient des quantités de mercure inférieures à 10 µg/l (ce qui indique de faibles indices d'exposition au métal, sachant que 83 d'entre eux étaient des orpailleurs), 16 patients, parmi lesquels 9 *garimpeiros*, montraient des taux moyens compris entre 10 et 19 µg/l et enfin 9 patients, dont 5 orpailleurs, avaient des taux égaux ou supérieurs à 20 µg/l (tabl. III).

Parmi les 25 patients qui présentaient des taux de mercure égaux ou supérieurs à 10 µg/l, 22 ont déclaré des symptômes compatibles avec le profil clinique de l'intoxication chronique par le mercure, tandis que trois autres n'ont signalé aucun symptôme qui puisse être associé à cette intoxication.

Une fréquence élevée de syphilis a été observée : 77 cas positifs ont été relevés (42,0 % de l'échantillon) comprenant 61 hommes et 16 femmes. Les orpailleurs et les prostituées sont les plus touchés (respectivement 16 individus sur 103 et 6 sur 16).

La présence de l'hépatite B est élevée, et ce même pour la première tranche d'âge de 0 à 10 ans. Elle augmente graduellement selon l'âge pour atteindre 100 % chez les tranches d'âge supérieures à 40 ans. La prévalence

Tableau III. Dosimétrie du mercure total dans l'urine sur un échantillon de population du placer du Rato, selon l'âge et l'activité professionnelle (Itaituba, Pará).

Age	Taux de Hg dans l'urine (µg/l)									
	0-3		3-9		10-19		20-50		> 50	
	O	NO	O	NO	O	NO	O	NO	O	NO
1-4	-	2	-	2	-	1	-	-	-	-
5-9	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-
10-14	-	5	1	1	-	-	-	-	-	-
15-19	4	1	-	1	1	-	-	-	-	-
20-29	29	15	12	14	5	1	1	1	-	1
30-39	15	7	8	9	3	3	2	2	-	-
40-49	4	2	5	1	-	1	1	-	-	-
50-59	1	2	2	-	1	-	-	-	1	-
Ignoré	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	55	36	28	29	10	6	4	3	1	1

O = orpailleur ; NO = non-orpailleur.
Source : projet Itaituba, IEC/CETEM.

générale de la maladie pour le groupe s'établit à 85,0 %. Parmi les 182 patients étudiés, 11 (6,0 %) étaient porteurs du virus (HBsAg positifs), le dosage de mercure accusant la teneur de 39,08 µg/l pour l'un d'entre eux.

Commentaires

Les données de morbidité observées chez une population typique d'orpailleurs à prédominance masculine mettent en évidence la fréquence élevée du paludisme ainsi que celle des parasitoses intestinales et de l'hépatite B. Pour le paludisme, l'endémicité et la quasi-absence de mesures thérapeutiques ont favorisé un niveau élevé de résistance : 52 % parmi les 35 % de patients positifs ne présentaient pas de symptômes, ce qui accroît la difficulté de contrôle de la maladie (SILVA *et al.*, 1993). Parmi ces patients positifs, au nombre de 65 individus, six d'entre eux présentaient des taux de mercure supérieurs à 20 µg/l, mettant en évidence, une fois de plus, la concomitance des maladies chez une même personne. Pour la syphilis, la prédominance d'anticorps, qui atteint une fréquence élevée chez ces populations (supérieure à celle rencontrée au sein des populations carcérales), montre bien le caractère super-endémique de cette maladie dans la région (ANDRADE *et al.*, 1989 ; GOMES, 1985). La fréquence élevée des marqueurs de l'hépatite B, tout particulièrement chez les orpailleurs (BENSABATH et DIAS, 1983 ; BENSABATH et SOARES, 1983, 1986), ainsi que celle des patients porteurs du virus HBsAg positifs (au nombre de 11 dans l'échantillon étudié) s'expliquent par le fait qu'il s'agit de maladies à transmission parentale, avec possibilité de transmission par contact sanguin et hémodérivés et également par voie sexuelle (HADLER et MORGALIS, 1989 ; SILVA, 1995). Ainsi, l'exposition au mercure n'apparaît que comme un facteur aggravant dans un contexte sanitaire déjà très précaire.

Il n'a pu être établi de correspondance entre les concentrations de mercure observées dans l'urine et celles mesurées dans l'atmosphère du lieu de travail (YOSHIDA et YAMAMURA, 1982), bien qu'on puisse s'attendre à des taux d'imprégnation plus élevés sur le lieu d'incinération de l'amalgame. Il a également été fait des observations en apparence contradictoires : certains individus présentant des teneurs de mercure dans les urines supérieures à 10 µg/l ne montraient aucun signe d'intoxication, tandis que d'autres ayant des teneurs supérieures à 10 µg/l manifestaient des signes d'intoxication. Ces absences de corrélation ne peuvent surprendre car la teneur de mercure dans l'urine d'une personne donnée est fonction de l'heure de la collecte, de l'inter-

valle de temps écoulé entre cette collecte et la dernière exposition aux vapeurs du métal, de la fréquence des expositions et de la cinétique d'excrétion du mercure, qui est propre à chaque individu (PIOTROWSKY *et al.*, 1975 ; WALLIS et BARBER, 1982 ; LIE *et al.*, 1982). La variabilité en fonction de l'heure a toutefois pu être évitée en choisissant d'analyser exclusivement les urines de la première miction. En ce qui concerne la manifestation des symptômes, il ne faut pas oublier que certains d'entre eux peuvent aussi bien être attribués à certaines maladies endémiques qu'à l'intoxication mercurielle. Il est difficile d'établir des relations précises de cause à effet. On peut seulement affirmer qu'il existe une corrélation positive entre les symptômes référencés dans le tableau II et le temps d'exposition du patient au métal.

Ces populations ne semblent pas significativement exposées à l'intoxication par le méthylmercure car le poisson ne constitue pas leur principale source de protéines (GIUGLIANO, 1981, 1984). Elles ne souffriraient pas d'insuffisance protéico-calorique grave, mais seraient soumises à un régime pauvre en vitamines et sels minéraux par manque de fruits et de légumes. Cette constatation est commune en Amazonie (ARAÚJO et SHRIMPTON, 1982).

L'étude consacrée au placer du Rato, qui offre une vision générale des conditions de santé rencontrées dans la communauté *garimpeira* étudiée, met en évidence la superposition de multiples pathologies qui ne peuvent être ignorées lorsque sont effectués des examens cliniques ou encore des traitements thérapeutiques. Elle montre aussi que l'intoxication par les vapeurs de mercure doit d'autant plus être prise en considération qu'elle atteint des populations connaissant des situations sanitaires très précaires.

ENQUÊTE SUR UNE COMMUNAUTÉ RIVERAINE AUTOCHTONE EXPOSÉE À L'INTOXICATION AU MÉTHYLMERCURE PAR VOIE ALIMENTAIRE : LES INDIENS DE MUNDURUKU

L'avancée coloniale a provoqué un déclin radical des populations indiennes. Ainsi, dans l'État du Pará, du début du XVIIIe siècle à nos jours, elles sont passées de 54 000 individus à 16 000 (SANTOS et *al.*, 1992 ; OLIVEIRA, 1983) et occupent à présent à peine 18 % du territoire de l'État. Ce déclin s'est accentué avec le temps. Il s'explique par la multiplication des conflits

territoriaux avec les immigrants, l'introduction de maladies nouvelles véhiculées par ces derniers, et enfin la désagrégation du système socioculturel des populations autochtones. Ces populations ont non seulement acquis des habitudes nouvelles mais elles ont aussi perdu toute garantie concernant l'intégrité de leurs terres et la protection de leurs richesses naturelles (SANTOS *et al.*, 1992 ; GONÇALVES, 1993 ; SANTOS, 1993).

Actuellement, ces populations indiennes, qui habitent le bassin de la rivière Tapajós, sont potentiellement menacées par la pollution au mercure, lequel provient, entre autres, de l'orpaillage intensément pratiqué dans la région. Cette pollution les atteint directement *via* la consommation de poissons contaminés qui, pour eux, représente l'essentiel des apports protéiques (BRABO *et al.*, 1999 a et b ; AULA *et al.*, 1994 ; CASTILHOS *et al.*, 1998).

L'étude en question porte sur l'exposition aux vapeurs de mercure des populations indigènes du village de Munduruku, situé sur la rive gauche du fleuve Tapajós, à 15 km en amont de la commune de Jacareacanga. Le hameau, où vivent 390 personnes, comporte 63 constructions – huit bâties en dur et les autres en terre, recouvertes de paille – et s'étend sur 1 200 m de longueur et 165 m de largeur tout au long du fleuve.

Les Indiens de Munduruku, bien connus dans la région comme « chasseurs de tête » – ils avaient l'habitude après les batailles d'exhiber la tête de leurs ennemis en guise de trophée –, vivent de la pêche et de la chasse, de la culture du manioc, de l'élevage (ils possèdent un cheptel bovin de 22 têtes) et se livrent à un petit commerce de bois nobles, à la cueillette de noix et de latex. Certains s'adonnent de manière intermittente à l'orpaillage.

L'hygiène collective est très sommaire. L'eau de consommation provient des petits ruisseaux qui entourent le village et elle est utilisée sans le moindre traitement, tandis que les déchets sont abandonnés à ciel ouvert.

Résultats

L'étude a porté pour l'essentiel sur des examens toxicologiques et cliniques. Parallèlement, des soins ont été dispensés en fonction des observations et des résultats des analyses médicales. Au total, 330 personnes, soit 192 (58,2 %) femmes et 138 (41,8 %) hommes, ont répondu à un questionnaire épidémiologique.

Des méthodes non paramétriques ont été utilisées pour traiter les informations afin de tenir compte d'un certain nombre de données hors normes. Le test de Krushall-Wallis a été retenu pour comparer la distribution du mercure en fonction des différents groupes, de même que le coefficient de Spearman (ARMITAGE, 1971) pour évaluer la corrélation.

En qui concerne les analyses toxicologiques, le tableau IV indique les taux de mercure mesurés dans les cheveux de l'échantillon de la population classée par tranche d'âge. Les valeurs moyennes varient de 4,50 µg/g chez les enfants de moins de 2 ans à 90,40 µg/g chez les adolescents de 11 à 15 ans ; 204 individus (67 % de la population échantillonnée) présentent des taux inférieurs à la moyenne (soit 15,67 µg/g) alors que chez 120 individus (33 % du total) les taux mesurés sont supérieurs à la moyenne. En comparant ces chiffres aux normes fixées par l'OMS, on constate qu'aucun individu ne présente de taux inférieur à 2,0 µg/g (valeur caractéristique des populations non exposées), et que seulement deux présentent des teneurs qui restent en dessous de la limite de tolérance biologique de 6,0 µg/g.

Bien que fortement contaminés, selon les critères de l'OMS, les individus examinés n'ont pas montré de signes d'intoxication par le mercure, tels que des dysfonctionnements sur le plan du langage, de l'équilibre statique et dynamique, de la coordination motrice, de la sensibilité tactile et douloureuse, du tonus musculaire et de la posture segmentaire (BRABO *et al.*, 2000).

Tableau IV. Valeurs moyennes des taux de mercure dans les cheveux, selon la tranche d'âge, mesurés chez 324 personnes s'alimentant quotidiennement de poisson (Sai Cinza, Pará, 1996).

Tranche d'âge (années)	Nombre d'individus	Moyenne des âges (années)	Moyenne des taux de Hg (µg/g)	Amplitude
0-2	39	1,44	14,41	4,50-34,50
3-5	39	3,92	16,14	6,25-33,10
6-10	61	7,80	17,77	9,70-66,60
11-15	52	12,6	17,08	6,80-90,40
16-25	43	21,0	15,17	9,30-25,70
26-35	35	30,0	14,67	6,90-28,30
36-45	20	41,5	16,25	7,80-44,20
> 45	35	56,7	15,31	6,60-64,50

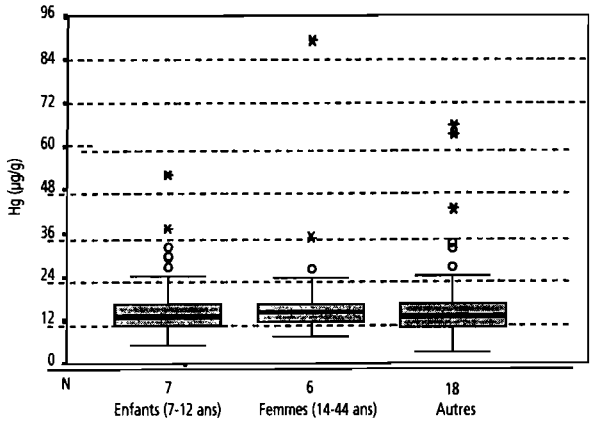


Figure 1

Concentrations de mercure dans les cheveux des catégories d'individus les plus exposées de l'échantillon (Sai Cinza, Pará, 1996).

Il n'a pas été mis en évidence de corrélation entre la concentration de mercure et l'âge. Le coefficient de corrélation de Spearman égal à – 0,045 est considéré comme non significatif ($p = 0,459$). La figure 1 présente la répartition des concentrations de mercure dans les cheveux des catégories d'individus les plus exposées, c'est-à-dire les enfants en phase de croissance et de développement et les femmes en âge de procréer sujettes à des risques de lésions tératogènes La comparaison de ces distributions révèle que les teneurs en mercure étaient toutes élevées et accusaient une légère différence significative, par le test de Krushall-Wallis ($p = 0,047$), avec des moyennes de 14,45 µg/g pour les enfants de 7 à 12 ans, de 15,70 µg/g pour les femmes entre 14 et 44 ans et de 14,1 µg/g pour le reste de la population.

Le coefficient de corrélation de Spearman de 0,343 ($p < 0,001$) a permis d'établir une corrélation assez faible entre les taux de mercure observés chez les femmes en âge de procréer et chez leurs enfants (fig. 2).

Le tableau V montre que cette population indigène, hormis les 38 écoliers qu'elle compte, s'adonne normalement à des activités agricoles et d'orpaillage. Ses membres exercent plus d'une activité, les associations les plus courantes étant l'agriculture et les travaux ménagers, les travaux des champs et l'orpaillage. Un groupe de 31 Indiens travaillant à l'exploitation de l'or est en plus exposé aux émissions de vapeurs de mercure dans les placers. Cette forme

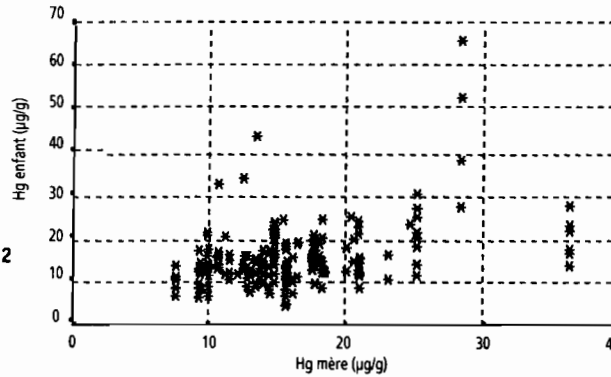


Figure 2
Corrélation entre les taux de mercure des cheveux des mères et de leurs enfants (n = 198). Sai Cinza, Pará, 1996.

de contamination, qui est détectée par des analyses de mercure dans les urines, ne peut pas être évaluée à partir des données du tableau V, qui se limitent à des analyses de mercure dans les cheveux.

La moyenne des teneurs de mercure a été établie à 0,307 ppm dans les poissons carnivores et à 0,307 ppm dans les poissons non carnivores. Bien que ces concentrations varient en fonction de l'espèce, de la taille, de l'âge et surtout des habitudes alimentaires de chaque espèce de poisson, elles se situent toutes au-dessous de 0,5 ppm, limite recommandée par l'Organisation mondiale de la santé (WHO, 1990).

Tableau V. Distribution des teneurs de mercure dans les cheveux par type d'activité économique (Sai Cinza, Pará, 1996).

Activité	Nombre	%	Teneurs de mercure (µg/g) Minimum	Moyenne	Maximum
Enfants (< 6 ans)	93	28,7	4,5	15,0	66,6
Scolaire	38	11,7	9,0	14,8	38,7
Agropastorale	127	39,2	6,8	14,8	90,4
Orpaillage	6	1,9	10,7	13,2	18,5
Orpaillage + agropastorale	25	7,7	6,9	14,2	25,7
Autres	11	3,4	6,6	9,7	20,6
Sans information	24	7,4	9,6	15,5	30,8
Total	324	100,0	4,5	14,6	90,4

Le tableau VI présente les teneurs de mercure mesurées dans les cheveux en fonction des différents types de poissons consommés dans la région. Selon ces résultats, aucune corrélation n'apparaît entre les valeurs moyennes des taux d'imprégnation et la consommation de poisson. La variabilité est élevée dans toutes les situations.

Commentaires

La population étudiée présente des taux élevés de mercure dans les cheveux, variant de 4,50 à 90,40 µg/g. Il n'a pas été établi de différences statistiques entre ces valeurs, que ce soit en fonction de la tranche d'âge, du sexe, des groupes à risque, du type d'activité exercé ou encore des habitudes alimentaires ; la seule corrélation observée concerne les teneurs de ce métal dans les cheveux des femmes en âge de procréer et celles dans les cheveux de leurs enfants.

Tableau VI. Taux de mercure dans les cheveux selon le type de poisson consommé dans la région (Sai Cinza, Pará, 1996).

Poissons consommés		Nombre	%	Taux de mercure (µg/g) Minimum	Moyenne	Maximum
Jaraqui	Non	66	20,4	6,7	15,05	53,3
	Oui	258	79,6	4,5	14,5	90,4
Tucunaré	Non	44	13,6	6,7	15,65	36,5
	Oui	280	86,4	4,5	14,5	90,4
Pacu	Non	57	17,6	6,7	14,9	36,5
	Oui	267	82,4	4,5	14,5	90,4
Aracu	Non	149	46,0	4,5	14,9	90,4
	Oui	175	54,0	5	14,4	66,6
Caratinga	Non	310	95,7	4,5	14,5	90,4
	Oui	14	4,3	10,7	16,5	33,4
Traira	Non	114	35,2	4,5	13,75	90,4
	Oui	210	64,8	5	15	66,6
Piranha	Non	319	98,5	4,5	14,5	90,4
	Oui	5	1,5	14,8	17	22,5
Tambaqui	Non	319	98,5	4,5	14,6	90,4
	Oui	5	1,5	12	13	15,8
Aruanã	Non	324	100,0	4,5	14,55	90,4
	Oui	0	0,0			
Surubim	Non	323	99,7	4,5	14,6	90,4
	Oui	1	0,3	12,6	12,6	12,6
Mandi	Non	324	100,0	4,5	14,55	90,4
	Oui	0	0,0			
Marincha	Non	273	84,0	4,5	14,5	90,4
	Oui	52	16,0	6,7	14,8	25,4

De tels résultats s'expliquent probablement par des raisons d'ordre culturel. Cette population a changé ses habitudes alimentaires au cours du temps. Sa nourriture est actuellement peu variée et presque exclusivement limitée à la consommation de poisson. Il en résulte une distribution uniforme du risque d'exposition au mercure au sein de la communauté.

Bien que les moyennes de concentration trouvées dans les poissons de la région soient inférieures aux limites recommandées par l'Organisation mondiale de la santé (0,5 µg/g) (MASCARENHAS *et al.*, 1998), les taux de mercure dans les cheveux sont élevés. La consommation quotidienne de poisson n'y est pas étrangère. Bien que des signes cliniques d'intoxication n'aient pas été clairement mis en évidence, il n'en reste pas moins vrai que cette lente accumulation risque de causer, dans un délai pour l'instant imprévisible, des dégâts sérieux à l'organisme humain.

Il devient nécessaire d'étudier de plus près les variables qui influencent les mécanismes d'absorption du mercure organique par l'organisme humain. Les habitudes alimentaires et le parasitisme intestinal, fréquent dans ces communautés, jouent très certainement un rôle non négligeable dans ces mécanismes.

La difficulté d'interprétation des données est constante. La comparaison des résultats obtenus chez cette communauté avec ceux acquis dans une communauté de São Luis do Tapajós (voir enquête ci-après), non indigène et récemment implantée dans la même région, en est un exemple. La concentration moyenne de mercure dans les cheveux chez cette dernière communauté est plus élevée (19,91 µg/g contre 14,6 µg/g pour les Indiens de Munduruku), mais le plus surprenant est que les taux présentés déjà par les enfants de 0 à 5 ans de São Luis do Tapajós sont également plus élevés (en moyenne 21,06 µg/g contre 15 µg/g) (SANTOS *et al.*, 2000 ; SANTOS *et al.*, *à paraître*).

ENQUÊTE SUR DEUX COMMUNAUTÉS RIVERAINES D'IMPLANTATION RÉCENTE EXPOSÉES À L'INTOXICATION AU MÉTHYLMERCURE PAR VOIE ALIMENTAIRE : BRASÍLIA LEGAL ET SÃO LUIS DO TAPAJÓS

Entre 1994 et 1997, l'Institut Evandro Chagas a réalisé dans l'État du Pará un travail de recherche clinique, épidémiologique et d'analyses d'imprégnation de mercure sur deux communautés de caractéristiques assez voisines, vivant à Brasília Legal et à São Luis de Tapajós en bordure du fleuve Tapajós, au sein

d'une région d'orpaillage, et présentant des risques de pollution mercurielle. Le but était d'évaluer la situation sanitaire générale de ces populations – notamment en matière d'intoxication par le mercure – et de distinguer, le cas échéant, les divergences et les rapprochements possibles entre les signes cliniques de l'intoxication par le méthylmercure ingéré *via* la consommation de poisson et ceux des autres pathologies présentes. Ces deux communautés vivent principalement de la cueillette de la noix du Brésil, de la petite agriculture et de la pêche.

La communauté de Brasília Legal

La première communauté visitée, Brasília Legal, d'accès uniquement fluvial, se trouve sur la rive gauche du fleuve Tapajós à 825 km de la ville de Belém, capitale de l'État du Pará. L'étude a porté sur 246 individus représentant 46 % de la population totale, 94 étant du sexe masculin et 152 du sexe féminin. La priorité a été donnée à la tranche d'âge entre 1 et 14 ans (59,0 % de la population totale) et aux 59 femmes de 15 à 49 ans, en âge de procréer.

Les études sur la morbidité de cette communauté signalent que, pendant l'étude, 20 personnes (9,1 %) souffraient de diarrhées et 69 (31,13 %) présentaient diverses formes de parasitisme détectées par des analyses de selles. Parmi les 78 femmes ayant plus de 14 ans, 30 (38,4 %) ont eu, tout au long de leur période fertile, un ou plusieurs avortements spontanés.

Leur alimentation repose sur la consommation de farine de manioc, de riz, de poissons et de fruits de saison. La viande de bœuf ou le gibier ne sont consommés en moyenne qu'une fois par semaine. Les seuls légumes disponibles sont les tomates et les oignons, le lait et les œufs sont rarement consommés. L'allaitement maternel est une pratique courante. La moyenne des taux de mercure est de 0,529 µg/g (0,029 à 1,460 µg/g) dans les poissons carnivores et de 0,106 µg/g (0,011 à 0,34 µg/g) dans les poissons non carnivores. L'eau consommée provient de puits ou directement du fleuve, sans traitement préalable.

La communauté de São Luis do Tapajós

La communauté de São Luis do Tapajós se trouve sur la rive droite du fleuve Tapajós, à 912 km de la ville de Belém. La voie d'accès permanente est le fleuve. On peut y accéder par la route hors de la période des hautes eaux. Le premier recensement a porté sur 509 habitants ; 65 % de la population

locale a été examinée, 139 individus étant du sexe masculin et 194 du sexe féminin. Ici aussi la priorité a été donnée à la classe d'âge entre 6 mois et 24 ans (soit 73,3 % de la population) et aux 83 femmes entre 15 à 49 ans (85,6 %), en âge de procréer.

En termes de morbidité, parmi les individus étudiés, 13 souffraient de diarrhée tandis que 280 présentaient diverses formes de parasitisme, révélées par l'examen des selles. Chez les 95 femmes de plus de 14 ans, 32 avaient déjà avorté spontanément.

Leur alimentation est encore moins variée que celle de la communauté de Brasília Legal, notamment en ce qui concerne les légumes verts. L'allaitement maternel est également une pratique courante. La moyenne des taux de mercure trouvés dans les poissons carnivores est de 0,487 µg/g (0,094 à 1,647 µg/g) et dans les poissons non carnivores de 0,068 µg/g (0,007 à 0,190 µg/g). Les conditions d'hygiène sont semblables à celles de Brasília Legal. L'eau de consommation est puisée par la majorité de la population dans la nappe phréatique et ne subit aucun traitement préalable. Le reste de la population utilise l'eau du fleuve. Comme dans les autres communautés, les déchets sont déposés dans des fosses.

Résultats

Dans cette étude, les examens sur les enfants âgés de moins de 14 ans et les femmes en âge de procréer ont à nouveau été privilégiés.

Une première analyse a porté sur les niveaux de mercure observés dans les cheveux d'individus regroupés par classe d'âge et sur le nombre de repas de poisson par semaine. Une seconde analyse a été menée sur un groupe plus restreint, ne comprenant que des individus ayant toujours résidé dans la localité, de manière à écarter une éventuelle variabilité géographique. C'est cette dernière analyse qui a été retenue ici.

Les résultats sont regroupés dans le tableau VII. Ils portent sur 152 individus vivant à Brasília Legal et 256 à São Luis do Tapajós.

À Brasília Legal, les teneurs de mercure dans les cheveux, égales en moyenne à 11,39 µg/g, atteignent 14,22 µg/g dans la tranche d'âge comprise entre 16 et 25 ans, et diminuent jusqu'à 9,82 µg/g, dans la dernière tranche d'âge considérée. Parmi cette population, 81 personnes (53,3 %) présentent

Tableau VII. Distribution des taux de mercure dans les cheveux selon la classe d'âge chez des individus ayant vécu en permanence dans l'une des deux communautés riveraines, Brasília Legal et São Luis do Tapajós, dans l'État du Pará (1994-1998).

Tranche d'âge (années)	Brasília Legal				São Luis do Tapajós			
	n	Moyenne Hg (µg/g)	Amplitude (µg/g)	Consommation moyenne*	n	Moyenne Hg (µg/g)	Amplitude (µg/g)	Consommation moyenne*
0-5	30	5,84	1,09-46	10	75	21,06	0,10-94,50	13
6-10	56	13,63	0,70-35,80	10	67	22,36	2,40-52,50	14
11-15	24	12,41	1,22-22,70	9	47	23,90	3,90-61,80	14
16-25	13	14,22	1,40-29,50	12	28	18,51	4,40-33,40	14
26-35	14	11,67	2,84-37,20	10	21	18,29	5,10-34,90	14
36-55	15	9,82	1,02-33,0	10	18	14,69	2,60-27,80	13
Total	152	11,39	0,70-37,20	9,89	256	20,96	0,10-94,50	13,35

* Consommation exprimée en nombre de repas de poisson par semaine.

des valeurs de mercure inférieures ou égales à 11,39 µg/g alors que 71 (46,7 %) présentent des moyennes supérieures à 11,39 µg/g. Cette communauté, parmi les trois qui sont étudiées dans le cadre de cette annexe, est celle qui présente la moins forte consommation de poisson, avec une moyenne de 9,89 repas de poisson par semaine (SANTOS *et al.*, 2000).

Dans le cas de São Luis do Tapajós, la concentration moyenne de mercure est de 20,96 µg/g (précisons que la même moyenne tirée de la population totale non discriminée est de 19,91 µg/l). Elle augmente de 21,06 µg/g pour la tranche d'âge comprise entre 0 et 5 ans à 23,90 µg/g pour la tranche d'âge comprise entre 11 et 15 ans, puis elle tend à diminuer pour les tranches d'âge supérieures. Dans cette population, 148 personnes (57,88 %) présentent des valeurs de mercure inférieures ou égales à 20,96 µg/g alors que 108 personnes (42,2 %) présentent des valeurs supérieures à 20,96 µg/g. Les repas de poisson sont au nombre de 13 par semaine.

Commentaires

L'examen des teneurs de mercure dans les échantillons de cheveux prélevés parmi les deux populations de Brasília Legal et de São Luis do Tapajós indique une valeur moyenne élevée ainsi qu'une évolution bien définie des valeurs individuelles en fonction de l'âge. Les teneurs augmentent de l'enfant à l'adulte. Un maximum est observé entre 30 et 40 ans, puis les teneurs ont tendance à diminuer pour des classes d'âge plus élevées.

Cette évolution s'expliquerait par le fait que les individus appartenant aux classes d'âge élevées seraient nés de mères non ou peu contaminées à l'époque de leur naissance. La pollution mercurielle de ces vingt-cinq dernières années aurait eu pour conséquence de contaminer les mères des nouvelles générations d'enfants, de sorte que ces derniers auraient hérité d'une plus forte contamination au sein de l'organisme maternel.

Il est à noter que la teneur moyenne de mercure dans les cheveux est près de deux fois supérieure à Brasília Legal qu'à São Luis do Tapajós, alors que la consommation hebdomadaire de poisson y est moindre. Cette observation montre de façon convaincante qu'il n'y a pas de relation directe entre le niveau d'imprégnation dans les cheveux des populations et la fréquence des repas de poisson.

L'étude des aspects cliniques n'a pas mis en évidence une forme aiguë de la maladie ou des signes et symptômes associables à une intoxication par le mercure. Elle montre également la nécessité d'élaborer des tests spécifiques pour détecter les formes cliniques d'intoxication mercurielle, sans oublier les diagnostics des autres pathologies endémiques. Il est également important d'étudier de près l'alimentation de ces populations afin de mieux comprendre son influence sur les mécanismes d'accumulation et d'élimination du métal dans l'organisme.

Il n'existe pas d'étude sur l'insuffisance de vitamines dans l'alimentation. Elle serait d'une grande importance, notamment pour ce qui concerne la vitamine A dont la carence provoque des troubles de la vision, lesquels peuvent être confondus avec des altérations relevant de niveaux anormaux de mercure dans l'organisme.

La fréquence des diarrhées et la présence de diverses formes de parasitisme chez les populations étudiées sont variables. Leur éventuelle interférence avec les mécanismes d'absorption du méthylmercure est encore une inconnue.

Ces quarante dernières années, la concentration de mercure métallique dans les organismes aquatiques de la vallée du Tapajós s'est accrue. Le poisson est devenu l'agent d'exposition des populations humaines au méthylmercure, tout en étant la source majeure de protéines évitant toute carence protéique. L'État brésilien n'a pas prévu que l'orpaillage – modèle simple d'extraction minière mis à la portée des populations locales – pourrait se transformer en un

vecteur de pollution pour l'homme et son environnement, à partir de l'utilisation intensive et extensive du mercure métallique pour la séparation de l'or.

Le risque pour la santé que représente la concentration de mercure dans les fleuves de la région ne fait pas encore l'objet d'un suivi régulier de la part des services sanitaires. Les professionnels ne sont pas suffisamment préparés pour établir un diagnostic différentiel ou associatif de cette nouvelle pathologie et des principales endémies qui sévissent dans la région. À cela s'ajoute l'insuffisance des infrastructures qui rendent l'action sanitaire très difficile. En Amazonie brésilienne, au cours des trente-cinq dernières années, le développement des infrastructures de base dans le domaine de la santé et de l'assainissement n'a pas accompagné le rythme d'occupation des terres nouvelles. Il s'en est suivi une dégradation rapide de la situation sanitaire des immigrants et l'arrivée de maladies nouvelles pour les populations autochtones.

[Références bibliographiques]

AKAGI H., MALM O., BRANCHES F.J.P., KINJO Y., KASHIMA Y., GUIMARÃES J.R.D., OLIVEIRA R.B., HARAGUCHI K., PFEIFFER W.C., TAKIZAWA Y., KATO H., 1995. Human exposure to mercury due to goldmine in the Tapajós River Basin, Amazon, Brazil : speciation of mercury in human hair, blood and urine. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 85-94.

ANDRADE A.L.S.S., MARTELLI C.M.T., SOUSA L.C.S., SOUSA M.A.E., ZICKER F., 1989. Soroprevalência e fatores de risco para sífilis em população carcerária de Goiás. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 31 : 177-182.

ARAÚJO D.S., SHRIMPTON R., 1982. Padrão alimentar e consumo de zinco, vitamina A e ferro, em pré-escolares num bairro pobre de Manaus. *Acta Amazônica*, 12 : 591-597.

ARMITAGE P., 1971. *Statistical methods in medical research*. Oxford, Blackwell Sciences.

AULA I., BRAUNSCHWEILER H., LEINO T., MALIN I., PORVARI P., HATANAKA T., LODENIUS M., JURAS A., 1994. « Levels of mercury in the Tucuruí Reservoir and its surrounding area in Pará, Brazil ». *In* WATRAS C.J., HUCKABEE J.W. (éd.) : *Mercury pollution : integration and synthesis*, Boca Raton, Lewis Publishers : 21-40.

BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.), 1999. *Proceedings of the Fifth International Conference on Mercury as a global pollutant (May 23-27 1999, Rio de Janeiro, Brasil), Book of abstracts*, Rio de Janeiro, Centro de Tecnologia Mineral, 592 p.

BECKER R.A., LECHTIG A., 1987. *Brasil : aspectos da mortalidade infantil, pré-escolar e materna*. Brasília, 46 p.

BENSABATH G., DIAS L.B., 1983. Hepatite de Lábrea (febre de Lábrea) e outras hepatites em Sena Madureira, Acre e

Boca do Acre, Amazonas, Brasil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 25 : 182-194.

BENSABATH G., SOARES M.C.P., 1986. « Hepatite por virus ». *In* Instituto Evandro Chagas (org.), *Instituto Evandro Chagas, 50 Anos de Contribuição as Ciências Biológicas e à Medicina Tropical*, Belém, Fundação Serviços de Saúde Pública, vol. II : 560-570.

BRABO E.S., SANTOS E.O., JESUS I.M., MASCARENHAS A.F., FAIAL K.F., 1999 a. Níveis de mercúrio em peixes onsumidos pela comunidade indígena de Sai Cinza, Município de Jacareacanga, Estado do Pará, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, 15 (2) : 325-331.

BRABO E.S., SANTOS E.C.O., JESUS I.M., FAIAL K.R.F., MASCARENHAS A.F.S., 1999 b. « Mercury in fish of areas without gold mining in Amazon region, Amazon basin ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.).

BRABO E.S., DE OLIVEIRA SANTOS E., MAURA DE JESUS I., MASCARENHAS A.F.S., DE FREITAS FAIAL K., 2000. Mercury contamination of fish and exposures of an indigenous community in Pará State, Brazil. *Environ. Res.*, 84 (3) : 197-203.

CÂMARA V.M., COREY G., 1992. *Epidemiologia e meio ambiente. O caso dos garimpos de ouro no Brasil.* Metepec, Centro Panamericano de Ecologia Humana e Saúde/ECO/OPS.

CASTILHOS Z.C., BIDONE E.D., LACERDA L.D., 1998. Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajós River Region, Pará State, Amazon. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 61 : 202-209.

FOSTIER A.H., OLIVEIRA S.M.B., GUIMARÃES J.R.D., FORTI M.C., MELFI A.J., BOULET R., FAVARO D.I.T., KRUG F.J., 1999. « Mercury accumulation in natural forested Amazonian soils ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 522.

FUNASA, 1996. *Relatório de atividades 1995-1996.* Brasília, Fundação Nacional de Saúde/Coordenação de Doenças Transmitidas por Vetores, 34 p.

FUNASA, 1999. *Registro de casos confirmados de febre amarela silvestre, Brasil, 1996-1999.* Brasília, Fundação Nacional de Saúde/Coordenação de Doenças Transmitidas por Vetores/ DTVA, 6 p.

GIUGLIANO R., 1981. Estudos nutricionais das populações rurais da Amazônia. I. Várzea do rio Solimões. *Acta Amazônica*, 11 : 773-788.

GIUGLIANO R., 1984. Estudos nutricionais das populações rurais da Amazônia. II. Rio Negro. *Acta Amazônica*, 14 : 427-449.

GOMES S., 1985. Incidência de reações sorológicas positivas para sífilis na população carcerária de Niterói. *Arquivos Brasileiros de Medicina*, 54 : 275-278.

GONÇALVES A., 1993. « Saúde, Garimpagem e Mercúrio entre os Kaiapó-Gorotire ». *In* MATHIS A., REHAAG R. (éd.) : *Consequência da Garimpagem no Âmbito Social e Ambiental da Amazônia*, Belém, CEJUP : 61-63.

HADLER S.C., MORGOLIS H.S., 1989. « Viral hepatites ». *In* EVANS A.S. (éd.) : *Viral infections of humans, epidemiology and control*, New York, Plenum Medical Book : 351-391.

JESUS I.M., SANTOS E.C.O., BRABO E.S., LOUREIRO E.C.B., WEIRICH J., MASCARENHAS A.F.S., 1999. « Exposure to elemental mercury in urban workers and "garimpeiros" from Tapajós region, Pará,

Brazil ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.).

LIE A., GUNDERSEN N., KORSA ARD K.J., 1982. Mercury in urine. Sex, age and differences in a reference population. *Scand. J. Work Environ. Health*, 8 : 129-133.

LOUREIRO V.R.A., 1989. « A história social e econômica da Amazônia ». In LOUREIRO V.R. (éd.) : *Estudos e Problemas Amazônicos. História Social e Econômica e Temas Especiais*, Governo do Estado do Pará, Secretaria de Estado de Educação/Instituto de Desenvolvimento Econômico e Social do Pará : 9-55.

MACHADO W.G., MARTINS C., 1951. Um foco autóctone de schistosomose no Pará. *Hospital*, 39 : 289-290.

MASCARENHAS A.F.S., BRABO E., SANTOS E.C., JESUS I.M., FAIAL K.F., 1998. Níveis de mercúrio em peixes na Bacia higrográfica do Tapajós, Jacareacanga, Itaituba, Pará : resultados preliminares. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 31 (suppl. 1) : 41.

MOURA R.C.S., TRAVASSOS DA ROSA J.F., 1990. « A questão da Saúde na Amazônia ». *In : Ciência & Tecnologia no Processo de Desenvolvimento da Região Amazônica*, SCT/R.CNPq e CEST, vol. II.

OLIVEIRA A.E., 1983. Ocupação Humana. *In* SALATI E., JUNK W.J., SHUBART H.O., OLIVEIRA A.E. (éd.) : *Amazônia : Desenvolvimento, Integração e Ecologia.*, Brasília, Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico Brasiliense : 144-300.

OPAS, 1998. *A saúde no Brasil*. Brasília, Organização Pan-Americana de Saúde/OMS (Representação do Brasil), 82 p.

PIOTROWSKI J.K., TROJANOWSKA B., MOGILNICKA E., 1975. Cinetic of excretion and urine mercury variability in workers exposed to mercury vapor. *Arch. Occup. Environ. Health*, 35 : 245-256.

RIBEIRO Jr M.G., SILVA FILHO E.V., SOUZA M., LACERDA L.D., 1999. « Mercury burden in soils from Central Amazon ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 558.

ROULET M., LUCOTTE M., 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water Air Soil Pollut.*, 80 : 1079-1088.

ROULET M., LUCOTTE M., SAINT-AUBIN A., TRAN S., RHÉAULT I., FARELLA N., DE JESUS DA SILVA E., DEZENCOURT J., SOUSA PASSOS C.J., SANTOS SOARES G., GUIMARÃES J.R.D., MERGLER D., AMORIM M., 1998. The geochemistry of Hg in Central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará State, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 223 : 1-24.

SANTOS E.C.O., TRAVASSOS DA ROSA J.F., JESUS I.M., LOUREIRO E.C.B., 1992. « A saúde das populações da Amazônia Brasileira ». *In* YARZABAL L., ESPINAL C., ARAGON L.E. (éd.) : *Enfoque integral de la salud humana en la* Amazonia, UNAMAZ : 95-156.

SANTOS E.O., 1993. « Garimpagem e Saúde ». *In* MATHIS A., REHAAG R. (éd.) : *Consequências da Garimpagem no Âmbito Social e Ambiental da Amazônia*, Belém, CEJUP : 36-37.

SANTOS E.O., LOUREIRO E.C.B., JESUS I.M., BRABO E.S., SILVA R.S.U., SOARES M.C.P., CÂMARA V.M., SOUZA M.R., BRANCHES F., 1995. Diagnóstico das Condições de Saúde de uma Comunidade Garimpeira na Região do Tapajós, Itaituba, Pará-

Brasil (1992). *Cadernos de Saúde Pública*, 11 (2) : 212-225.

SANTOS E.C., JESUS I.M., BRABO E.S., LOUREIRO E.C., MASCARENHAS A.F., WEIRICH J., CAMARA V.M., CLEARY D., 2000. Mercury exposures in riverside Amazon communities in Pará, Brazil. *Environ. Res.*, 84 (2) : 100-107.

SANTOS E.O., JESUS I.M., BRABO E.S., LOUREIRO E.C.B., MASCARENHAS A.F., WEIRICH J., CÂMARA V.M., CLEARY D., *à paraître*. Mercury exposure of Sai Cinza indigenous community, Munduruku Reserve, Amazon, Brazil. *Environ. Res.*

SILVA P.R.N., 1995. « Hepatite aguda por vírus A, B, C, D, E, F, e G ». *In* PASSOS M.R.P. (éd.) : *Doenças Sexualmente Transmissíveis*, Rio de Janeiro, Cultura Médica, 4ª ed.

SILVA R.S.U., SANTOS E.C.O., LOUREIRO E.C.B., JESUS I.M., CÂMARA V.M., BRABO E.S., FERNANDES A.S., SOUZA J.M., 1993. « Malária Assintomática. Uma das causas da perpetuação da cadeia da transmissão da malária ». *In : IV Reunião dos Pesquisadores em Malária, Resumos*, Manaus, Governo do Estado do Amazonas (*Mimeo*).

SOUZA O.S., SANTOS E.C.O., SERRUYA S.J., 1997. « Rubéola ». *In* QUEIROZ DE LEÃO R.N. (éd.) : *Doenças Infecciosas e Parasitárias: Enfoque amazônico*, Belém, CEJUP/UEPA/Instituto Evandro Chagas : 397-409.

VEIGA M.M., MEECH J.A., ONATE N., 1994. Deforestation : A major source of mercury pollution in the Amazon. *Nature*, 368 : 816-817.

ZEIDEMANN V.K., FORSBERG B.R., ROULET M., LUCOTTE M., JARDIM W.F., 1999. « The geochemistry of mercury in soils of the Negro River Basin (Brasilian Amazon) and its role in the regional mercury cycle ». *In* BARBOSA J.P., MELAMED R., VILLAS-BOAS R. (éd.) : 561.

YOSHIDA M., YAMAMURA Y., 1982. Elemental mercury in urine from workers exposed to mercury vapor. *Arch. Occup. Environ. Health*, 51 : 99-104.

WALLIS G., BARBER T., 1982. Variability in urine mercury excretion. *J. Occup. Med.*, 24 : 290-295.

WHO, 1990. *Environmental Health Criteria 101 : Methylmercury*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, 144 p.

Donna MERGLER *et Jean* LEBEL

Les effets de l'exposition au méthylmercure chez les adultes

INTRODUCTION

Les effets toxiques de l'absorption de méthylmercure sur la santé ont été décrits pour la première fois en 1940 par des chercheurs anglais, à la suite de l'exposition, par inhalation, de quatre travailleurs d'une usine de fabrication de fongicides. Les symptômes principaux d'intoxication comprenaient des sensations de brûlure et de picotement aux extrémités des membres et autour de la bouche (paresthésie), une réduction concentrique du champ visuel, un affaiblissement de l'ouïe, des pertes de coordination (ataxie) et des difficultés d'élocution (dysarthrie) (HUNTER *et al.*, 1940 ; INSKIP et PIOTROWSKI, 1985). La connaissance des effets de l'exposition environnementale au méthylmercure sur la santé humaine est toutefois récente et fortement liée à l'étude des catastrophes de Minamata et Niigata (Japon) et d'Irak.

Au Japon, dès 1956, la contamination des produits de la pêche par des effluents industriels fut la cause de l'intoxication sévère d'habitants de deux villages côtiers, où initialement 46 personnes décédèrent (HARADA et SMITH, 1975). Une meilleure connaissance de la maladie, de même que l'observation d'une période de latence pouvant atteindre plusieurs années (WHO, 1976, 1990), ont depuis permis de confirmer que plus de 2 200 personnes ont été victimes de l'exposition au méthylmercure (HARADA, 1992 ; ETO, 1997). Plus de 40 ans après, on continue à documenter de nouveaux cas (HARADA, 1995 ; KINJO *et al.* 1993 ; NINOMIYA *et al.*, 1995 ; TAKEUCHI *et al.*, 1996).

Le second grand désastre eut lieu en Irak, à l'automne de 1971, quand la contamination de grains utilisés pour l'alimentation par un fongicide à base de méthylmercure provoqua un empoisonnement massif de la population. Plus de 6 000 personnes furent hospitalisées et au moins 450 d'entre elles décédèrent (BAKIR *et al.*, 1973). Une forme de paresthésie, qui consiste en une sensa-

tion de brûlure et de picotement autour de la bouche et aux extrémités des membres, a été établie comme étant la première atteinte à se manifester chez 5 % des personnes exposées présentant un taux de mercure dans les cheveux d'au moins 50 µg/g (WHO, 1990).

Ce n'est que récemment que des recherches ont été entreprises sur les effets de l'exposition à long terme à des niveaux plus bas de méthylmercure, découlant de la consommation fréquente, et souvent quotidienne, de poissons contaminés au méthylmercure. Les premières études réalisées dans le Nord canadien, chez les autochtones, donnèrent des résultats équivoques (Health and Welfare Canada, 1979 ; WHEATLEY *et al.*, 1979 ; MCKEOWN-EYSSEN et RUEDY, 1983 a et b ; SPITZER *et al.*, 1988). Les dernières, menées en Amazonie brésilienne, montrent une détérioration des fonctions visuelle et motrice en lien avec le niveau de mercure dans les cheveux, en deçà de 50 µg/g chez les adultes (LEBEL *et al.*, 1997, 1998 ; DOLBEC *et al.*, 2000) et chez les enfants (GRANDJEAN *et al.*, 1999).

Nous examinerons d'abord l'absorption, la distribution et l'élimination du méthylmercure dans l'organisme humain, puis les mécanismes de toxicité et les effets sur la santé, en nous attachant particulièrement aux études effectuées chez les populations adultes en Amazonie. Enfin, nous replacerons ces données dans un cadre d'analyse permettant de proposer une stratégie d'intervention préventive.

ABSORPTION, DISTRIBUTION ET ÉLIMINATION DU MÉTHYLMERCURE

L'ingestion d'aliments contenant du méthylmercure constitue la voie la plus importante pour l'assimilation de ce toxique. À la suite de la consommation de nourriture contaminée, plus de 90 % du méthylmercure est absorbé à travers la paroi gastro-intestinale et transféré rapidement dans la circulation sanguine (BERLIN, 1986). Quatre-vingt-quinze pour cent du mercure dans le sang se trouve dans les globules rouges (WHO, 1990) et peut alors être diffusé dans tout l'organisme en un délai de quatre jours (CLARKSON *et al.*, 1988). Son accumulation dans les divers organes s'effectue suivant différents degrés d'affinité.

Le cerveau présente une affinité particulière pour le mercure organique. On y retrouve des concentrations trois à six fois supérieures à celles des autres organes (BERLIN, 1986) et on estime le rapport des concentrations de mercure cerveau/sang à environ six chez l'humain (WHO, 1990). Le méthylmercure traverse la barrière hémato-encéphalique, empruntant un système de transport analogue à celui d'un acide aminé neutre, ce qui permet sa diffusion dans le cerveau et l'expression de sa toxicité (ASCHNER et ASCHNER, 1990). La figure 1 présente un schéma du transport et du métabolisme du méthylmercure.

Des études sur des singes montrent que, après une brève exposition au méthylmercure, la forme méthylée est prédominante dans l'ensemble des structures cérébrales (VAHTER *et al.*, 1994). Cependant, lors d'une exposition prolongée, la forme dominante est le mercure inorganique (VAHTER *et al.*, 1994). Dans le cerveau de victimes de Minamata, longtemps après que l'exposition eut cessé (26 ans), on a observé uniquement la présence de mercure

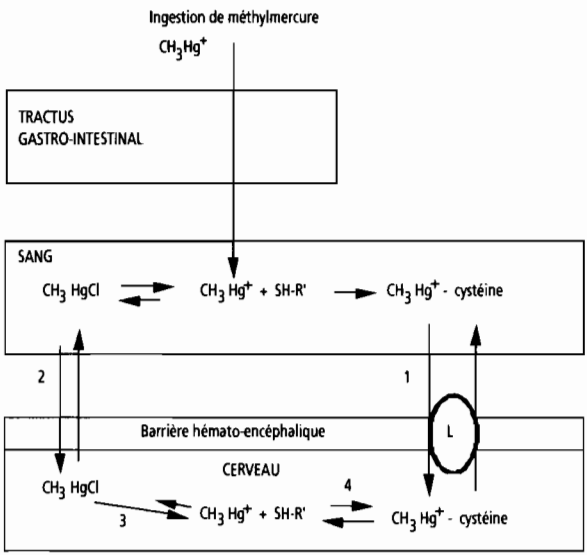


Figure 1

Transport et métabolisme du méthylmercure. Le méthylmercure traverse la paroi gastro-intestinale grâce à sa liposolubilité. Il est transféré dans la circulation sanguine où le complexe avec la cystéine est formé, ce qui permet son passage sur le système « L » de la barrière hémato-encéphalique (1). Une quantité infinitésimale peut être transportée sous la forme de chlorure de mercure (2). Les échanges rapides entre le méthylmercure complexé et les groupes SH des cellules dans le cerveau pourraient expliquer la concentration du métal dans cet organe (3-4). D'après ASCHNER et ASCHNER, 1990.

inorganique (TAKEUCHI *et al.*, 1989). Les cellules responsables et le site de cette transformation du mercure organique vers la forme inorganique sont encore mal connus. Cette observation de la déméthylation endogène du mercure organique dans le cerveau, après une exposition prolongée, pourrait signifier que, dans les cas d'exposition à long terme au méthylmercure, la toxicité se révèle par les mécanismes d'action du mercure inorganique et non par la forme organique d'origine (CHARLESTON *et al.*, 1994, 1996 ; VAHTER *et al.*, 1994).

Le processus de déméthylation se produit également dans d'autres parties du corps. En fait, une partie du méthylmercure absorbé peut être convertie en mercure inorganique par des mécanismes endogènes de transformation au niveau des divers organes. Le sang étant constamment détoxifié par le foie, le méthylmercure et le mercure inorganique rejoignent cet organe où, liés au glutathion ou à des peptides sulfurés, ils sont libérés dans la bile. Le processus d'élimination débute par la sécrétion dans la bile du mercure organique et inorganique. La portion inorganique, très faiblement assimilable par la membrane intestinale, sera directement éliminée par voie fécale. La portion organique sécrétée dans l'intestin est en partie déméthylée par la microflore intestinale et excrétée ; une proportion élevée est cependant remise en circulation (CLARKSON, 1992). Les selles constituent donc la voie par laquelle plus de 90 % du méthylmercure absorbé sera éliminé. Il faut y ajouter l'élimination marginale par l'urine, la sueur et les cheveux.

Le mercure retenu dans les cheveux est métaboliquement stable car, dès leur sortie, ceux-ci se kératinisent (CLARKSON *et al.*, 1988), de sorte que la mesure du mercure contenu dans les cheveux constitue un bio-indicateur d'exposition de choix, utilisé dans des études de contamination environnementale. Il s'est révélé valide et précis pour évaluer l'exposition humaine au méthylmercure. Sachant que les cheveux poussent à une vitesse d'environ 1 cm par mois, des analyses séquentielles permettent de dresser un tableau de l'exposition des dernières années (LEBEL *et al.*, 1997 ; DOLBEC *et al.*, *2001* ; BOISCHIO et CERNICHIARI, 1998).

Le taux d'excrétion quotidien du méthylmercure est d'environ 1 % de la dose ingérée et sa demi-vie biologique est, approximativement, de 70 jours, ce qui explique sa forte persistance chez l'humain consommant régulièrement des aliments pollués. Un modèle proposé par le WHO suggère que l'état d'équilibre entre l'absorption et l'élimination serait atteint après un an d'exposition

continue à la même dose. En conséquence, en état d'équilibre, la présence d'une concentration endogène de méthylmercure 100 fois supérieure à la dose ingérée quotidiennement peut être prédite (WHO, 1990).

MÉCANISMES DE TOXICITÉ ET EFFETS SUR LA SANTÉ HUMAINE

Au Japon et en Irak, l'ingestion d'aliments contaminés ne provoqua l'apparition d'aucun signe clinique de toxicité chez l'humain avant une période pouvant aller de quelques semaines à plusieurs années (WHO, 1990). Les raisons de ce délai demeurent toujours inconnues. L'inhibition de la synthèse protéinique neuronale, antérieure à l'observation de signes cliniques d'intoxication, est l'hypothèse la plus documentée depuis les travaux de YOSHINO *et al.* (1966).

L'accumulation de méthylmercure dans le cerveau, observée chez les adultes victimes d'une intoxication, entraîne des dommages très focalisés sur la structure cérébrale, au niveau du cortex visuel (fissure calcarine), des cellules granulées du cervelet (région du sulci) et du gyrus postcentral (WHO, 1990 ; KOROGI *et al.*, 1994 ; ETO, 1997). Les raisons de cette localisation spécifique des dommages sont mal connues. Parmi les hypothèses découlant d'expériences sur le modèle animal, on citera l'incapacité de certaines cellules neuronales, particulièrement les cellules granulées, à effectuer la réparation des dommages causés par le méthylmercure (SYVERSEN, 1977). Il est également possible que les petits neurones cérébraux soient plus vulnérables à ces agressions en raison de leur quantité limitée de cytoplasme et de leur faible capacité de synthèse protéinique pour réparer des dommages (JACOBS *et al.*, 1977). Le système nerveux périphérique présente aussi une dégénérescence des fibres nerveuses sensorielles des extrémités, avec démyélinisation et augmentation du collagène résultant de la réparation incomplète et irrégulière de ces fibres (HARADA, 1995).

Dans le cortex visuel et le thalamus des singes, on a observé une augmentation du nombre des cellules microgliales réactives à la suite de l'exposition à de faibles doses de méthylmercure (CHARLESTON *et al.*, 1994, 1996). Les cellules microgliales sont généralement reconnues comme étant phagocytiques et leur induction est attribuée à une réponse visant à enlever des débris cellu-

laires. Il est possible que les astrocytes qui sont morts et qui contiennent beaucoup de mercure soient éliminés par les cellules microgliales. La localisation des astrocytes à l'interface des neurones et de la barrière hémato-encéphalique rend ces cellules particulièrement vulnérables à l'accumulation du mercure (ASCHNER, 1996 ; ASCHNER *et al.*, 2000). On peut également postuler que les cellules gliales réactives s'activent à expulser le mercure disponible dans le milieu extracellulaire (CHARLESTON *et al.*, 1994, 1996).

Le fœtus est beaucoup plus sensible que l'adulte à l'exposition et les dommages provoqués au cerveau en développement sont plus généraux. Le mercure organique traversant la barrière placentaire s'attaque de façon diffuse à la cytoarchitecture du cerveau (BURBACHER *et al.*, 1990 ; CHANG, 1977). Le cytosquelette des neurones serait endommagé par la dépolymérisation des structures microtubulaires qui sont essentielles à la division cellulaire et à la migration neuronale. Les enfants nés de mères fortement exposées peuvent être victimes de paralysie cérébrale, comme ce fut le cas au Japon et en Irak (WHO, 1990). À de plus faibles doses maternelles, les signes de toxicité peuvent se manifester par des retards moteurs et mentaux (WHO, 1990 ; MCKEOWN-EYSSEN et RUEDY, 1983). Des études en cours sur les effets de l'exposition au méthylmercure *in utero* sur le développement des enfants sont discutées plus en détail dans l'annexe 10.

Les accidents japonais et irakien ont permis d'établir une gradation dans l'apparition des symptômes cliniques liés à l'exposition au méthylmercure. Les premiers effets cliniques chez l'adulte se caractérisent par des altérations non spécifiques des fonctions somatosensorielles, visuelle, auditive et de celles concernant la coordination des mouvements, qui sont principalement sous le contrôle du cervelet (WHO, 1990). Généralement, au début de l'apparition des symptômes, l'individu perçoit des sensations de brûlure et de picotement aux membres et autour de la bouche (paresthésie), une sensation de malaise et une vision embrouillée. Par la suite, il y a aggravation des atteintes, avec une réduction concentrique du champ visuel, un affaiblissement de l'audition, des pertes de coordination (ataxie) et des difficultés d'élocution (dysarthrie) (INSKIP et PIOTROWSKI, 1985 ; WHO, 1990). Outre le système nerveux central, le système nerveux périphérique peut être atteint lors de fortes expositions. Il est alors possible de détecter une faiblesse musculaire, comme ce fut le cas en Irak (BAKIR *et al.*, 1973). En phase ultime, l'individu fortement exposé tombera dans un coma fatal. Le caractère non spécifique des premiers symptômes

d'altération et leur apparition progressive après une période de latence posent des difficultés diagnostiques pour la reconnaissance d'une intoxication au méthylmercure (INSKIP et PIOTROWSKI, 1985).

Il n'a pas été possible d'établir avec précision les relations dose-effet entre les altérations de la santé et l'exposition dans le cas des contaminations de Minamata et de Niigata. La période nécessaire à la reconnaissance de l'origine de l'intoxication, de même que l'imprécision des méthodes d'analyse de l'époque, n'ont permis évaluer qu'à partir de 1960 les niveaux de mercure dans les cheveux des victimes. Ces niveaux pouvaient atteindre 700 ppm (HARADA et Smith, 1975). Seule une faible relation entre la dose et le développement de la maladie fut observée chez des individus adultes de Niigata. On estime qu'une concentration de mercure dans les cheveux variant de 82 à 100 µg/g représente la concentration seuil pour le développement des premiers symptômes cliniques de la maladie de Minamata (paresthésie) (WHO, 1990).

LES ÉTUDES EN AMAZONIE

Ces dernières années, une série d'études a porté sur les effets du méthylmercure sur le système nerveux des populations riveraines en Amazonie brésilienne, plus particulièrement dans la région du Tapajós, où les niveaux d'exposition, comme en témoignent les concentrations de mercure dans les cheveux, sont de beaucoup inférieures à ce qui fut observé lors des désastres japonais et iraquien (LEBEL *et al.*, 1996, 1998 ; DOLBEC *et al.*, 2000). En revanche, le profil d'exposition de cette population, dont le régime alimentaire est à base de poisson, montre que l'exposition à de faibles doses est constante (LEBEL *et al.*, 1997 ; DOLBEC *et al.*, *à paraître*), et qu'elle commence *in utero* (BOISCHIO et CERNICHIARI, 1998).

Les études menées chez les populations amazoniennes portent non pas sur la présence de signes cliniques de la maladie de Minamata, mais sur les atteintes précoces au système nerveux, évaluées à l'aide d'épreuves fonctionnelles validées, qui fournissent des informations précises et quantitatives. En fait, durant ces vingt dernières années, l'étude des effets neurotoxiques précoces a connu un essor important (ANGER *et al.*, 1993 ; IREGREN et GAMBERALE, 1990 ; MERGLER, 1998 ; JOHNSON *et al.*, 1987 ; WEISS, 1996 ; STEPHENS et BARKER, 1998). Ce type d'étude vise à évaluer la détérioration des fonctions nerveuses

chez des populations exposées aux substances toxiques, en amont de la maladie où l'atteinte au système nerveux est, dans la plupart des cas, irréversible. Des batteries de tests des fonctions motrices, sensorielles, cognitives et émotionnelles ont été développées et validées afin de mesurer le degré d'atteinte (AMLER *et al.*, 1995 ; ANGER *et al.*, 1993, 1994 ; LETZ, 1990 ; JOHNSON *et al.*, 1987 ; HARTMAN, 1988 ; MERGLER, 1998). Le profil de la diminution neurofonctionnelle en lien avec l'exposition reflète les effets des substances toxiques sur le système nerveux. La mise en évidence d'une telle relation permet d'intervenir de façon préventive. Dans les études menées en Amazonie, le choix des fonctions évaluées reposait sur les connaissances en neurotoxicité du méthylmercure et les signes et symptômes de la maladie de Minamata, ainsi que sur les limites contextuelles – il s'agit de populations peu éduquées, vivant dans des lieux retirés, avec un accès limité à l'électricité.

Les populations riveraines ayant participé aux trois études en Amazonie présentent des caractéristiques similaires (tabl. I). La première étude, qui était davantage une étude de faisabilité et fournissait des résultants préliminaires, portait uniquement sur des personnes âgées de moins de 35 ans, les niveaux de scolarisation n'ayant pas été rapportés. Les concentrations de mercure dans les cheveux sont similaires à celles observées dans d'autres régions amazoniennes (AKAGI *et al.*, 1995 ; BARBOSA *et al.*, 1998 ; BOISCHIO et CERNICHIARI, 1998 ; BOISCHIO *et al.*, 1995 ; GRANDJEAN *et al.*, 1993 ; LEINO et LODENIUS, 1995 ; MALM *et al.*, 1990, 1995 ; PALHETA et TAYLOR, 1995).

Les résultats de ces études ont permis de mettre en évidence des relations dose-effet pour des mesures de motricité, notamment la coordination et la

Tableau I. Niveau de mercure dans les cheveux, selon l'âge et la durée de scolarisation, chez les populations amazoniennes examinées en vue de détecter d'éventuels effets neurotoxiques précoces.

Références	n	Age (ans)	Scolarisation (ans)	% femmes	Mercure dans les cheveux (µg/g)	
		Moyenne ± σ	Moyenne ± σ		Médiane	Intervalle
LEBEL *et al.*, 1996	29	23,6 ± 5,6	-	44,4	13,7	6,7-38,4
LEBEL *et al.*, 1998	91	32,9 ± 15,2	5,8 ± 3,1	50,5	12,9	4,5-36,7
DOLBEC *et al.*, 2000	68	31,8 ± 14,7	4,3 ± 2,3	60,3	9,0	3,1-37,3

σ = écart-type.

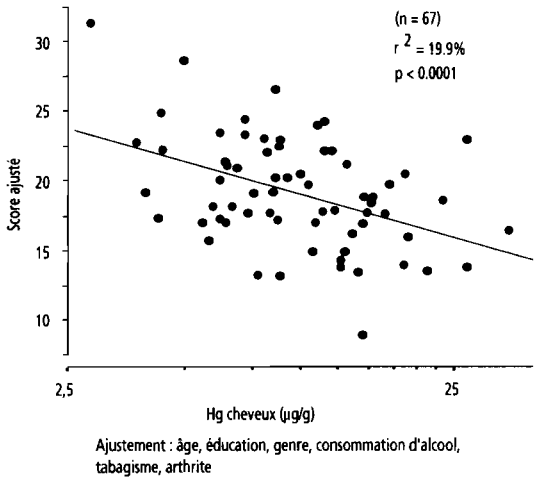


Figure 2

Relation entre le niveau de mercure dans les cheveux et la dextérité manuelle de la main non dominante, évaluée à l'aide du test de Santa Ana (version Helsinki). D'après DOLBEC *et al.*, 2000.

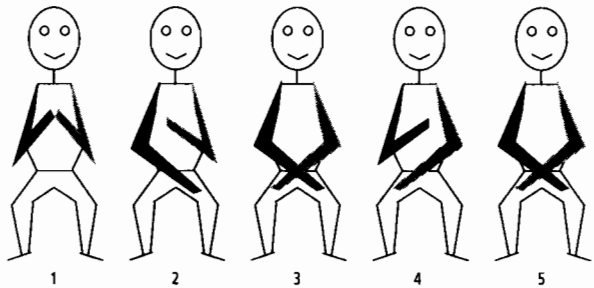
rapidité des mouvements fins (LEBEL *et al.*, 1996, 1998 ; DOLBEC *et al.*, 2000), ainsi qu'une relation entre le niveau de mercure dans les cheveux et la perte de sensibilité aux contrastes visuels (LEBEL *et al.*, 1996, 1998). La figure 2 illustre la relation entre le niveau de mercure et la performance dans une épreuve de coordination et de dextérité manuelle, évaluée à l'aide du test de Santa Ana (version Helsinki)[1]. La performance, ajustée pour les effets de l'âge, de l'éducation, du sexe, de l'alcool et de l'arthrite à l'aide de la méthode des covariances, montre une diminution significative en relation avec le niveau de mercure dans les cheveux. Les données des autres épreuves motrices *(Fingertapping, Grooved Pegboard)* dans cette étude (DOLBEC *et al.*, 2000) et dans les études antérieures (LEBEL *et al.*, 1996, 1998) vont dans le même sens.

Dans le cadre des deux dernières études citées, le Dr Fernando Branches, médecin de la région du Tapajós, qui fut formé à Minamata pour évaluer de

1 Le test de Santa Ana (version Helsinki) fait partie du *Neurobehavioral Core Test Battery* utilisé depuis 1985 pour évaluer les effets neuromoteurs associés à l'exposition aux substances toxiques (JOHNSON *et al.*, 1987). Il a été validé à travers des recherches dans un grand nombre de pays (ANGER *et al.*, 1993, 1994).

Figure 3

Les étapes du mouvement BAMT (*Branches Alternate Movement Task*). On demande au sujet de placer la main droite sur le genou gauche et ensuite la main gauche sur le genou droit. La personne doit refaire le mouvement en alternant les mains de façon à ramener l'une en dessous de l'autre. D'après LEBEL *et al.*, 1998.



façon clinique la maladie de Minamata, a pu examiner des sous-populations issues de chacune d'elles et les soumettre à des tests neurologiques. À l'examen habituel, il a ajouté l'évaluation d'une tâche complexe de coordination motrice, avec un mouvement faisant alterner les mains sur les genoux (*Branches Alternate Movement Task*, BAMT), illustré dans la figure 3. Les résultats des examens cliniques ont indiqué que, pour la plupart, l'examen neurologique se révélait normal. Toutefois, des prévalences élevées ont été constatées pour l'hyperréflexie, la réduction du champ visuel et les mouvements désorganisés au BAMT (tabl. II). Seuls ces derniers présentent un lien avec le niveau de mercure dans les cheveux (tabl. III). Les données sur la régression linéaire montrent que l'âge des individus, leur village d'appartenance et la teneur en mercure dans leurs cheveux supérieure à 20 µg/g expli-

Tableau II. Pourcentage d'individus présentant des signes cliniques à l'examen neurologique dans deux études menées chez des populations riveraines du Tapajós.

Etude*	LEBEL *et al.*, 1998		Seconde étude (données non publiées)	
	Nombre d'individus	%	Nombre d'individus	%
Hyperréflexie	26	44,8	27	45,8
Perte du champ visuel	28	48,3	20	33,9
Mouvements désorganisés (BAMT)	31	53,5	12	20,3

* Les autres fonctions évaluées par l'examen neurologique étaient pour la plupart normales.

Tableau III. Prévalence de mouvements désorganisés dans l'épreuve du BAMT en relation avec le niveau de mercure dans les cheveux.

Hg cheveux (µg/g)	BAMT	
	Normaux	Désorganisés
< 10	34 (72,3 %)	13 (27,7 %)
≥ 10 < 20	35 (72,9 %)	13 (27,1 %)
≥ 20	5 (22,7 %)	17 (77,2 %)
Total	74 (63,2 %)	43 (37,8 %)

$\chi^2 = 19,1$; $p < 0,001$.

quent les résultats.

En Amazonie, les recherches ont également porté sur la relation entre l'exposition au méthylmercure et des propriétés cytogénétiques des lymphocytes (AMORIM *et al.*, 2000). Les résultats suggèrent une baisse de l'indice mitotique en lien avec le niveau de mercure dans les cheveux. La figure 4 illustre la relation observée.

UNE APPROCHE PRÉVENTIVE EN AMAZONIE

Les recherches menées en Amazonie montrent que, même en l'absence de

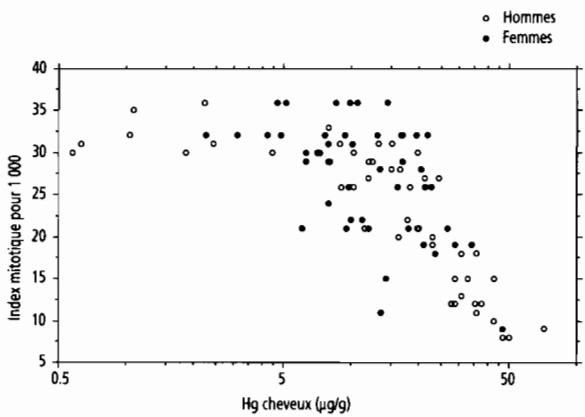


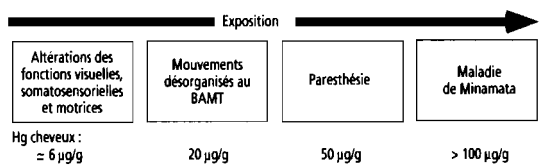
Figure 4
Indice mitotique lymphocytaire chez une population amazonienne (n = 98) en relation avec le niveau de mercure dans les cheveux (hommes et femmes). D'après AMORIM *et al.*, 2000.

signes cliniques, le méthylmercure auquel les populations sont exposées altère le fonctionnement du système nerveux, particulièrement les fonctions de la vue et de la coordination motrice. Ce profil d'atteinte est conforme aux connaissances provenant des études expérimentales et des recherches sur la maladie de Minamata. Les relations dose-effet observées dans ces études servent d'indicateurs pour évaluer l'impact du méthlymercure sur le cerveau.

Les résultats obtenus suggèrent que la relation entre l'exposition et la santé se présente selon un continuum dont le début se situe avant les manifestations de la maladie, les dommages augmentant avec l'exposition cumulée ; les populations amazoniennes se trouveraient à l'heure actuelle aux premiers stades (fig. 5). Toutefois, nous ne connaissons pas les facteurs, autres que l'exposition, qui déterminent la vitesse d'avancement le long de ce continuum. Certes, on pourrait s'attendre à ce que l'état des personnes les plus vulnérables, pour des raisons de santé, d'habitudes de vie ou de susceptibilité génétique, progresse plus rapidement, rendant le diagnostic différentiel de la maladie plus difficile. Un autre problème ressort des études sur les animaux et des recherches sur les personnes souffrant de la maladie de Minamata, à savoir un certain délai constaté dans l'apparition des atteintes (RICE, 1996, 1998).

Un des avantages de l'évaluation des effets précoces est la possibilité d'identifier une situation de risque à un moment où l'atteinte est encore réversible ou stable. Dans le cas des populations amazoniennes, une étude pilote a été entreprise auprès des habitantes d'un village du Tapajós pour tenter, dans le cadre d'une recherche participative, de réduire l'absorption de mercure, tout en maintenant la consommation de poisson. Plusieurs actions permettant aux villageois de mieux comprendre les résultats des études sur la source du mercure, la contamination différentielle des poissons et les effets sur la santé ont été organisées au sein du village. Ceux qui avaient participé à l'étude de 1995

Figure 5
Continuum de détérioration des fonctions nerveuses en relation avec l'exposition au mercure.



ont été réévalués en 2000, à la même saison. Les résultats obtenus pour les mêmes tests neurologiques seront mis en relation avec leurs taux de mercure passés et du moment. Si les résultats s'avèrent positifs, cette étude pourrait servir de modèle pour de futures actions à travers la région amazonienne.

CONCLUSION

Bien que la situation amazonienne ne soit pas encore comparable aux drames japonais et irakien, elle n'en est pas moins inquiétante. Cela pourrait signifier que des populations vivant loin des sites d'orpaillage et au cœur de zones déboisées sont exposées par leur alimentation au méthylmercure provenant des ressources halieutiques, qui constituent la base et fréquemment les seuls éléments du régime alimentaire. Compte tenu de la poursuite des activités d'orpaillage et de déforestation, et de la persistance du toxique dans l'environnement, il est impératif de dresser un tableau scientifiquement valide de la situation afin de pouvoir agir, si nécessaire, de façon préventive.

AKAGI H., MALM O., KINJO Y., HARADA M., BRANCHES F.J.P., PFEIFFER W.C., KATO H., 1995. Methylmercury pollution in Amazon, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 175 : 85-96.

AMLER R.W., ANGER W., SIZEMORE O.J. (éd.), 1995. *Adult environmental neurobehavioral test battery*. Atlanta, US Department of health and human services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 360 p.

AMORIM M.I., MERGLER D., BAHIA M.O., DUBEAU H., MIRANDA D., LEBEL J., BURBANO R.R., LUCOTTE M., 2000. Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon *An. Acad. Brasil. Ciencias*, 72 : 497-507.

ANGER W.K., CASSITTO M.G., LIANG Y.-X., AMADOR R., HOOISMA J., CHRISLIP D.W., MERGLER D., KEIFER M., HÖRTNAGL J., FOURNIER L., DUDEK B., ZSÖGÖN E., 1993. Comparison of performance from three continents on the WHO-recommended neurobehavioral core test battery. *Environ. Res.*, 62 : 125-147.

ANGER W.K., LETZ R., CHRISLIP D.W., FRUMKIN H., HUDNELL K., RUSSO J.M., CHAPPELL W., HUTCHINSON L., 1994. Neurobehavioral test methods for environmental studies of adults. *Neurotoxicol. Teratol.*, 16 (5) : 489-497.

ASCHNER M., 1996. Methylmercury in astrocytes. What possible significance ? *Neurotoxicology*, 17 : 93-106

ASCHNER M., ASCHNER J.L., 1990. Mercury neurotoxicity : Mechanisms of blood-brain barrier transport. *Neurosci. Biobehav. Rev.*, 14 (2) : 169-176.

ASCHNER M., YAO C.P., ALLEN J.W., TAN K.H., 2000. Methylmercury alters glutamate transport in astrocytes. *Neurochem. Int.*, 37 : 199-206.

BAKIR F., DAMLUJI S.F., AMIN-ZAKI L., MURTADHA M., KHALIDI A., AI-RAWI N.Y., TIKRIT S., DHAHIR H.I., CLARKSON T.W., SMITH J.C., DOHERTY R.A., 1973. Methylmercury poisoning in Iraq. *Science*, 181 : 230-241.

BARBOSA A.C., SILVA S.R.L., DÓREA J.G., 1998. Concentration of mercury in hair of indigenous mothers and infants from the Amazon basin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 34 : 100-105.

BERLIN M., 1986. « Mercury ». *In* FRIBERG L., NORBERG G.F., VOUK V.B. (éd.) : *Handbook on the toxicology of metals*, 2nd ed., vol. II, Amsterdam, Elsevier Science Publishers : 387-445.

BOISCHIO A.A.P., CERNICHIARI E., 1998. Longitudinal hair mercury concentration in riverside mothers along the Upper Madeira river (Brazil). *Environ. Res.*, 77 : 79-83.

BOISCHIO A.A.P., HENSHEL D., BARBOSA A.C., 1995. Mercury exposure through fish consumption by the Upper Madeira River population, Brazil-1991. *Ecosyst. Health*, 1 (3) : 177-192.

BURBACHER T.M., RODIER P.M., WEISS B., 1990. Methylmercury developmental neurotoxicity : a comparison of effects in humans and animals. *Neurotoxicol. Teratol.*, 12 : 191-202.

CHANG L.W., 1977. Neurotoxic effects of mercury : A review. *Environ. Res.*, 14 : 329-373.

CHARLESTON J.S., BOLENDER R.P., MOTTET N.K., BODY R.L., VAHTER M.E., BURBACHER T.M., 1994. Increases in the number of reactive glia in the visual cortex of *Macaca fascicularis* following subclinical long-term methylmercury exposure. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 129 : 196-206.

CHARLESTON J.S., BODY R.L., BOLENDER R.P., MOTTET N.K., VAHTER M.E., BURBACHER T.M., 1996. Changes in the number of astrocytes and microglia in the thalamus of the monkey *Macaca fascicularis* following long-term subclinical methylmercury exposure. *Neurotoxicology*, 17 : 127-138.

CLARKSON T.W., 1992. Mercury : Major issues in environmental health. *Environ. Health Persp.*, 100 : 31-38.

CLARKSON T.W., HURSH J.B., SAGER P.R., SYVERSEN T.L.M., 1988. « Mercury ». *In* CLARKSON T.W., FRIBERG L., NORDBERG G.F., SAGER P.R. : *Biological monitoring of toxic metals*, New York, Plenum Press : 199-246.

DOLBEC J., MERGLER D., SOUSA PASSOS C.-J., SOUSA DE MORAIS S., LEBEL J., 2000. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of Tapajós river, Brazilian Amazon. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 73 : 195-203.

DOLBEC J., MERGLER D., LARRIBE F., ROULET M., LEBEL J., LUCOTTE M., 2001. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an amazonian population, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 271 : 87-97.

ETO K., 1997. Pathology of Minamata disease. *Toxicol. Pathol.*, 25 : 614-623.

GRANDJEAN P., CARDOSO B., GUIMARÃES G., 1993. Mercury poisoning. *The Lancet*, 342 : 991.

GRANDJEAN P., WHITE R.F., NIELSEN A., CLEARY D., DE OLIVEIRA SANTOS E.C., 1999. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. *Environ. Health Persp.*, 107 (7) : 587-591.

HARADA M., 1992. History of Minamata disease : the end of Minamata disease not yet in sight. *Water Rep.*, 2 (4) : 1-3.

HARADA M., 1995. Minamata disease : methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Crit. Rev. Toxicol.*, 25 (1) : 1-24.

HARADA M., SMITH A.M., 1975. « Minamata disease : a medical report ». *In* SMITH W.E., SMITH A.M. (éd.) : *Minamata*, New York, Holt, Rinehart, and Winston : 180-192.

HARTMAN D.E., 1988. *Neuropsychological toxicology. Identification and assessment of human neurotoxic syndromes.* Toronto, Pergamon Press, 324 p.

Health and Welfare Canada, 1979. *Methylmercury in Canada : Exposure of indian and inuit residents to methylmercury in the Canadian environment.* Ottawa, Department of National Health and Welfare, Medical Services Branch, vol. II, 164 p.

HUNTER D., BOMFORD R.R., RUSSELL D.S., 1940. Poisoning by methylmercury compounds. *Quart. J. Med.*, 9 : 193-213.

INSKIP M.J., PIOTROWSKI J.K., 1985. Review of the health effects of methylmercury. *J. Appl. Toxicol.*, 5 (3) : 113-133.

IREGREN A., GAMBERALE F., 1990. Human behavioral toxicology : Central nervous effects of low-dose exposure to neurotoxic substances in the work environment. *Scand. J. Work Environ. Health*, 16 (suppl. 1) : 17-25.

JACOBS J.M., CARMICHAEL N., CAVANAGH J.B., 1977. Ultrastructural changes in the nervous system of rabbit poisoned with methylmercury. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 39 : 249-261.

JOHNSON B.L., BAKER E.L., EL BATAWI M., GILIOLI R., HÄNNINEN H., SEPPÄLÄINEN A.M., XINTARAS C. (éd.), 1987. *Prevention of neurotoxic illness in working populations.* New York, John Wiley and Sons.

KINJO Y., HIGASHI H., NAKANO A., SAKAMOTO M., SAKAI R., 1993. Profile of subjective complaints and activities of daily living among current patients with Minamata disease after three decades. *Environ. Res.*, 63 : 241-251.

KOROGI Y., TAKANISHI M., SHINZATO J., OKAJIMA T., 1994. MR findings in seven patients with organic mercury poisoning (Minamata Disease). *Am. J. Neuroradiol.*, 15 : 1575-1578.

LEBEL J., MERGLER D., LUCOTTE M., AMORIM M., DOLBEC J., MIRANDA D., ARANTÈS G., RHÉAULT I., PICHET P., 1996. Evidence of early nervous system dysfunction in Amazonian populations exposed to low-levels of methylmercury. *Neurotoxicology*, 17 (1) : 157-168.

LEBEL J., ROULET M., MERGLER D., LUCOTTE M., LARRIBE F., 1997. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water Air Soil Pollut.*, 97 : 31-44.

LEBEL J., MERGLER D., BRANCHES F., LUCOTTE M., AMORIM M., LARRIBE F., DOLBEC J., 1998. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian basin. *Environ. Res.*, 79 (1) : 20-32.

LEINO T., LODENIUS M., 1995. Human hair mercury levels in Tucuruí area, State of Pará, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 175 : 119-125.

LETZ R., 1990. « The neurobehavioral evaluation system : An international effort ». *In* JOHNSON B.L., ANGER W.K, DURAO A., XINTARAS C. (éd.) : *Advances in neurobehavioral toxicology : Applications in environmental and occupational health*, Chelsea (Michigan), Lewis Publ. : 189-201.

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 (1) : 11-15.

MALM O., BRANCHES F.J.P., AKAGI H., CASTRO M.B., PFEIFFER W.C., HARADA M., BASTOS W.R., KATO H., 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós River basin, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 175 : 141-150.

MCKEOWN-EYSSEN G.E., RUEDY J., 1983 a. Methylmercury exposure in northern Quebec. I. Neurologic findings in adults. *Am. J. Epidemiol.*, 118 (4) : 461-469.

MCKEOWN-EYSSEN G.E., RUEDY J., 1983 b. Prevalence of neurological abnormality in Cree indians exposed to methylmercury in Northern Quebec. *Clin. Investig. Med.*, 6 (3) : 161-169.

MERGLER D. (éd.), 1998. « Nervous system ». *In* MAGER STELLMAN J. (éd.) : *Encyclopaedia of Occupational Health and Safety*, Geneva, National Labour Office, 4th ed., vol. I : 7.1-7.23.

NINOMIYA T., OHMORI H., HASHIMOTO K., TSURUTU K., EKINO S., 1995. Expansion of methylmercury poisoning outside of Minamata : an epidemiological study on chronic methylmercury poisoning outside of Minamata. *Environ. Res.*, 70 : 47-50.

PALHETA D., TAYLOR A., 1995. Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the Amazon region of Brazil. *Sci. Total Environ.*, 168 : 63-69.

RICE D.C., 1996. Sensory and cognitive effects of developmental methylmercury exposure in monkeys, and a comparison to effects in rodents. *Neurotoxicity*, 17 : 139-154.

RICE D.C., 1998. Age-related increase in auditory impairment in monkeys exposed in utero plus postnatally to methylmercury. *Toxicol. Sci.*, 44 : 191-196.

SPITZER W.O., BAXTER D.W., BARROWS H.S. *et al.*, 1988. Methylmercury and the health of Autochthons in Northwest Quebec. *Clin. Investig. Med.*, 11 : 71-97.

STEPHENS R., BARKER P., 1998. Role of human neurobehavioural tests in regulatory activity on chemicals. *Occup. Environ. Med.*, 55 (3) : 210-214.

SYVERSEN T.L.M., 1977. Effects of methylmercury on in vivo protein synthesis in isolated cerebral and cerebellar neurons. *Neuropathol. Appl. Neurobiol.*, 3 : 225-236.

TAKEUCHI T., ETO K., KINJO Y., TOKUNAGA H., 1996. Human brain disturbance by methylmercury poisoning, focusing on the long-term effect on brain weight. *Neurotoxicology*, 17 (1) : 187-190.

TAKEUCHI T., ETO K., TOKUNAGA H., 1989. Mercury level and histochemical distribution in a human brain with Minamata disease following a long-term clinical course of twenty-six years. *Neurotoxicology*, 10 : 651-658.

VAHTER M., MOTTET N.K., FRIBERG L., LIND B., SHEN D.D., BURBACHER T., 1994. Speciation of mercury in the primate blood and brain following long-term exposure to methylmercury. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 124 : 221-229.

WEISS B., 1996. Long ago and far away : a retrospective on the implications of Minamata. *Neurotoxicology*, 17 : 257-63.

WHEATLEY B., BARBEAU A., CLARKSON T.W., LAPHAM L.W., 1979. Methylmercury poisoning in Canadian indians : The elusive diagnosis. *Can. J. Neurol. Sci.*, 6 (4) : 417-422.

WHO, 1976. *Environmental Health Criteria 1 : Mercury*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, 131 p.

WHO, 1990. *Environmental Health Criteria 101 : Methylmercury*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, 144 p.

YOSHINO Y., MOZAI T., NAKAO K., 1966. Biochemical changes in the brain in rats poisoned with an alkyl mercury compound, with special reference to the inhibition of protein synthesis in brain cortex slices. *J. Neurochem.*, 13 : 1223-1230.

Sylvaine CORDIER

Effets de l'exposition au mercure sur le développement de l'enfant

Le mercure, en particulier sous sa forme organique, le méthylmercure (MeHg), est un neurotoxique puissant pour le fœtus : des anomalies du développement psychomoteur de l'enfant ont été associées à l'exposition au mercure de la mère pendant la grossesse sans que celle-ci présente des symptômes d'intoxication. Le niveau minimal de mercure auquel de tels effets peuvent être observés chez l'enfant fait encore l'objet de discussions, de même que la contribution spécifique de l'exposition pendant l'enfance. Les résultats obtenus chez les populations consommatrices de poisson (principal apport de MeHg) sont parfois contradictoires, même en tenant compte des comportements individuels (alcool) ; des interactions avec une exposition à d'autres neurotoxiques ou avec d'autres apports alimentaires liés à la consommation de poisson peuvent être responsables de ces divergences. Des effets autres que neurotoxiques (rénaux, cardio-vasculaires) ont également été associés à l'exposition au mercure.

Ces différents aspects seront décrits, en s'attachant particulièrement aux circonstances d'exposition et aux effets observés dans la région amazonienne.

ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES EFFETS DE L'EXPOSITION AU MERCURE CHEZ L'ENFANT

EFFETS DE L'EXPOSITION AU MÉTHYLMERCURE SUR LE DÉVELOPPEMENT PSYCHOMOTEUR DE L'ENFANT

La catastrophe de Minamata au Japon, dans les années cinquante, a mis en évidence la neurotoxicité du méthylmercure chez l'homme (WHO, 1990).

Plusieurs centaines de personnes ont été atteintes de désordres neurologiques graves, souvent irréversibles, en raison d'une consommation régulière de poisson contaminé par du méthylmercure provenant de rejets industriels de mercure dans la baie. Des enfants présentant de sévères atteintes neurologiques (paralysie cérébrale) sont nés de mères ne montrant pratiquement aucun symptôme. Un épisode de contamination alimentaire par la consommation de semences traitées avec du méthylmercure a touché plusieurs milliers de personnes en Irak pendant l'hiver 1971-1972. Les nombreuses recherches entreprises à la suite de ce drame ont permis de proposer des relations dose-réponse entre le niveau d'exposition prénatale au méthylmercure et les atteintes neurologiques observées chez les enfants (paralysie cérébrale, altérations du tonus musculaire ou des réflexes ostéotendineux, retards à la marche ou au langage) (MARSH *et al.*, 1987 ; COX *et al.*, 1989), ces relations continuant de servir de référence pour l'OMS. La dose hebdomadaire tolérable (DHTP) a ainsi été fixée à 200 µg de méthylmercure pour les adultes. On admet aussi que des concentrations supérieures à 10 µg/g dans le cheveu de la mère pendant la grossesse sont susceptibles d'accroître le risque d'atteinte cérébrale de l'enfant, entraînant des perturbations du développement moteur, telles qu'un retard d'apprentissage de la marche.

Les études ultérieures (tabl. I) n'ont pas confirmé les effets observés en Irak sur les stades majeurs de l'apprentissage (marche, langage) à des niveaux d'exposition comparables. Différentes batteries de tests neuropsychologiques (*Mac Carthy Scales of Children's Abilities, Preschool Language Scale, Bender Gestalt Test, Weschler Intelligence Scale for children...*), de tests de dépistage (*Denver Developmental Screening Test*) ou de tests neurophysiologiques ont été utilisés dans ces études et parfois de façon prospective (Nouvelle-Zélande, Seychelles, îles Féroé). Elles ont permis des évaluations plus fines et standardisées du développement de l'enfant ainsi qu'une estimation précise de l'exposition prénatale, par la mesure des concentrations de mercure dans le cheveu maternel pendant la grossesse ou dans le sang du cordon ombilical.

La diversité des tests utilisés rend la synthèse des résultats de ces études difficile, les deux études les plus complètes (Seychelles et Féroé) donnant des résultats contradictoires. Au nombre des explications possibles, la différence entre les sources d'exposition a été évoquée (principalement les mammifères marins aux Féroé, exclusivement les poissons de mer aux Seychelles), entraînant des contaminations potentielles par d'autres neurotoxiques (PCB,

Tableau I. Etudes sur les conséquences de l'exposition prénatale au méthylmercure sur le développement de l'enfant.

Région	Période d'étude	Niveau d'exposition moyen des mères (µg/g de cheveu) [intervalle]	Sources d'exposition principales	Domaines étudiés		
				Neurologique	Neuro-psychologique	Neuro-physiologique
Minamata (AGAKI *et al.*, 1998)	1956	41 (Hg)	Poissons de mer	+		
Irak (MARSH *et al.*, 1987)	1971-1972	[0-148] (Hg)	Farine contaminée	+	–	
Canada (MC KEOWN-EYSSEN et RUDY, 1983)	1980	6 (Hg)	Poissons de lac	+	–	
Nouvelle-Zélande (KJELLSTRÖM *et al.*, 1989)	1980	8,3 (Hg)	Poissons de mer	–	+	
Pérou (MARSH *et al.*, 1995)	1980	7,1 (MeHg)	Poissons de mer	–		
Madère (MURATA *et al.*, 1999 a)	1995	9,6 (Hg)	Poissons de mer		–	+
Seychelles (DAVIDSON *et al.*, 1998)	1998	6,8 (Hg)	Poissons de mer	–	–	
Féroé (GRANDJEAN *et al.*, 1997 ; MURATA *et al.*, 1999 b)	1997	4,3 (Hg)	Poissons de mer + mamifères marins	–	+	+

Hg : mercure total ; MeHg : méthylmercure.

+ : étudié, association positive avec l'exposition au mercure.

– : étudié, pas d'association avec l'exposition au mercure.

pesticides...) chez certaines populations et pas chez d'autres. Parmi les autres facteurs évoqués, à travers le monde, les maladies parasitaires ou la malnutrition pourraient aggraver les effets du mercure et, à l'inverse, les apports alimentaires en sélénium, en particulier par la consommation de poisson, pourraient les atténuer.

Le passage transplacentaire du méthylmercure a été démontré et la concentration de mercure dans le sang fœtal est le plus souvent supérieure à la concentration dans le sang maternel. Le passage du méthylmercure dans le lait maternel est en revanche relativement faible, beaucoup moins important que celui du mercure inorganique. Ainsi, lors de l'allaitement, l'exposition du nouveau-né se fera principalement par la forme inorganique. Le sevrage entraînera le retour des apports alimentaires en méthylmercure. Les études épidémiologiques aux Féroé et aux Seychelles ont plutôt mis en évidence de meilleures performances chez les enfants ayant un niveau d'exposition postnatale plus élevé (mesuré par la concentration de mercure dans le cheveu de l'enfant) (GRANDJEAN *et al.*, 1995 ; DAVIDSON *et al.*, 1998). Selon les auteurs, ces résultats peuvent être expliqués par l'effet bénéfique global de l'allaitement maternel sur le développement de l'enfant.

AUTRES EFFETS DE L'EXPOSITION AU MÉTHYLMERCURE

Dans l'étude qui s'est déroulée aux îles Féroé, une relation a été mise en évidence entre le niveau d'exposition prénatale au mercure et une augmentation de la pression artérielle à l'âge de sept ans, indiquant un impact possible de l'exposition au mercure sur le risque d'hypertension artérielle, y compris à l'âge adulte (SORENSEN *et al.*, 1999).

EFFETS DE L'EXPOSITION DE LA MÈRE OU DE L'ENFANT AU MERCURE INORGANIQUE

L'exposition de la mère au mercure inorganique, en particulier aux vapeurs de mercure, est le plus souvent d'origine professionnelle, médicale (amalgames dentaires) ou domestique. D'après les études portant sur des animaux, et quelques observations faites chez l'homme, le mercure, sous sa forme métallique, traverse facilement la barrière placentaire et s'accumule dans les tissus fœtaux après oxydation. La méthylation d'une faible fraction de ce mercure peut théoriquement avoir lieu, mais n'a jamais été quantifiée. Les études épidémiologiques menées auprès de certains groupes professionnels exposés, comme les dentistes, ont rapporté un nombre anormalement

élevé d'avortements spontanés et parfois de malformations congénitales, mais les résultats restent contradictoires. Aucune étude, à notre connaissance, ne s'est intéressée à l'impact de ces expositions sur le développement psychomoteur de l'enfant.

Après la naissance, l'exposition de l'enfant au mercure inorganique peut provenir de l'allaitement maternel ou d'expositions accidentelles (thermomètres au mercure...). Les effets sont ceux observés classiquement lors d'une exposition accidentelle ou chronique aux vapeurs de mercure (troubles respiratoires, encéphalopathie).

ÉTUDES SUR LES EFFETS DE L'EXPOSITION AU MERCURE CHEZ L'ENFANT EN AMAZONIE

EFFETS SUR LE DÉVELOPPEMENT PSYCHOMOTEUR

Les études épidémiologiques sur le développement de l'enfant conduites en Amazonie sont peu nombreuses et récentes (tabl. II). Au Brésil et en Guyane, les niveaux d'exposition sont nettement supérieurs à ceux observés chez les populations exposées chroniquement ailleurs dans le monde et ayant fait l'objet de recherches chez l'enfant. Les tests neuropsychologiques, en particulier lorsqu'il s'agit de populations amérindiennes, sont différents de ceux des autres études réalisées auparavant. Ils font peu appel au langage et ne sont pas liés au contexte éducatif ou culturel. Ils cherchent à mesurer les performances motrices (*Finger Tapping, Mac Carthy Leg Coordination Test*), les capacités de mémoire et d'attention (*Stanford-Binet Bead Memory, Digit Span Tests*) ou d'organisation visuospatiale (*Stanford-Binet Copying Test*). En Guyane, un examen neurologique détaillé a également été organisé ; en Équateur, c'est la fonction auditive qui a été spécifiquement évaluée.

Les études réalisées au Brésil sur le Rio Tapajós (GRANDJEAN *et al.*, 1999) et en Guyane française (CORDIER et GAREL, 1998), selon des protocoles très semblables et avec des niveaux d'exposition comparables, donnent des résultats concordants : un léger déficit pour les scores des tests mesurant en particulier l'organisation visuospatiale et la motricité, qui augmente avec le niveau d'exposition au mercure.

Tableau II. Etudes sur les conséquences de l'exposition au mercure sur le développement de l'enfant en Amazonie.

Région	Population étudiée	Niveau d'exposition moyen des mères (µg/g de cheveu, mercure total)	Sources d'exposition principales	Domaines étudiés		
				Neurologique	Neuro-psychologique	Neuro-physiologique
Equateur (COUNTER *et al.*, 1998)	36 enfants (3-15 ans) + 15 enfants peu exposés	17,5 (µg/l de sang) ≈ 4,4	Orpaillage Poissons de rivière	–		±
Brésil, Tapajós (GRANDJEAN *et al.*, 1999)	246 enfants (7-12 ans) + 105 enfants peu exposés	11,9-25,4	Poissons de rivière		+	
Guyane française (CORDIER *et al.*, 1998)	156 enfants (9 mois - 12 ans) + 222 enfants moins exposés	12,7	Poissons de rivière	–	+	

+ : étudié, association positive avec l'exposition au mercure.
– : étudié, pas d'association avec l'exposition au mercure.

MODES D'EXPOSITION DE L'ENFANT

Les modes d'exposition principaux chez ces populations sont consécutifs aux activités d'orpaillage, mais il n'y a qu'en Équateur que la population étudiée vivait directement sur un site d'orpaillage (Nambija). L'exposition *in utero* résulte du passage transplacentaire du mercure provenant de l'alimentation maternelle (MeHg surtout) ou de l'exposition aux vapeurs de mercure. COUNTER *et al.* (1998) trouvent des concentrations de mercure dans le sang du même ordre de grandeur chez les hommes, les femmes et les enfants et suggèrent que la source d'exposition des adultes est principalement alimentaire.

L'allaitement maternel dure très longtemps dans cette région. BARBOSA et DÓREA (1998) rapportent une durée moyenne d'allaitement d'un an et demi à Porto Velho, le long de la rivière Madeira, au Brésil, cette moyenne étant de deux ans dans le haut Maroni, en Guyane (CORDIER et GAREL, 1998). Dans l'étude de BARBOSA et DÓREA, la concentration de mercure dans le cheveu de l'enfant

allaité est corrélée à la concentration dans le cheveu maternel, mais pas à la concentration dans le lait maternel, ce qui laisse supposer que la voie d'exposition principale est la voie placentaire, y compris lors d'un allaitement prolongé.

AUTRES FACTEURS DE RISQUE EN AMAZONIE

L'existence en Amazonie de divers autres facteurs pouvant interagir avec l'exposition au mercure peut masquer les associations cliniques trouvées avec le mercure, les expliquer en partie ou totalement, ou encore les potentialiser.

Les produits organochlorés (PCB, dioxines, DDT...) ont la propriété de s'accumuler dans les graisses animales et ont également été associés à des anomalies du développement de l'enfant lors d'une exposition *in utero* (JACOBSON et JACOBSON, 1994). Ils sont de source industrielle ou agricole. Dans l'étude qui s'est déroulée aux îles Féroé, les niveaux de PCB étaient élevés ; ils n'ont pas été détectés dans 48 sérums prélevés chez des enfants des Seychelles, ce qui était un résultat attendu dans cette région très faiblement industrialisée.

Nous n'avons pas d'informations sur la présence de ces produits dans l'alimentation en Amazonie, en particulier les poissons. La présence de PCB est peu probable. En revanche, il n'en est peut-être pas de même pour le DDT, qui dans cette région a pu être utilisé dans la lutte contre le paludisme.

L'antagonisme entre mercure et sélénium a été démontré expérimentalement et il est possible que, dans certaines régions du monde, les apports alimentaires en sélénium inhibent les effets toxiques du mercure (CHAPMAN et MAN CHAN, 2000). Les acides gras polyinsaturés comme les oméga-3 sont présents dans les poissons gras et favorisent le développement du cerveau et la vision. L'étude des îles Féroé a montré une corrélation entre niveau de mercure et niveau de sélénium dans le sang du cordon. Nous ne disposons pas d'informations sur les niveaux de sélénium dans l'environnement amazonien ou sur les teneurs en acides gras polyinsaturés des poissons consommés.

Bien que cela n'ait jamais été formellement étudié dans les travaux publiés, il est possible que les populations amazoniennes soient particulièrement vulnérables à la toxicité du mercure, compte tenu d'un état de santé déficient dû à la malnutrition ou au parasitisme. Une enquête nutritionnelle réalisée dans le haut Maroni, parallèlement à l'évaluation des effets neuro-

toxiques, confirme le rôle essentiel de la consommation de poisson dans la charge corporelle en mercure et ne met pas en évidence de signes de malnutrition, même si adultes et enfants wayana présentent des tailles très inférieures aux courbes de référence (FRÉRY *et al.*, 1999).

Dans le Rio Tapajós, l'examen de sang n'a pas mis en évidence d'infection palustre (GRANDJEAN *et al.*, 1999). En Guyane, aucun examen biologique n'a été effectué, mais les mères ont rapporté des épisodes de fièvre fréquents (environ 25 % d'entre elles en ont mentionné au moins un) pendant la grossesse ou chez l'enfant, mais cela ne peut être considéré comme un indicateur de la prévalence du paludisme dans cette région. D'après les statistiques de l'OMS, l'incidence du paludisme en 1991 était de 35 cas pour 1 000 habitants en Guyane française et de 31 cas pour 1 000 en Amazonie brésilienne (OMS, 1993).

CONCLUSION

Les niveaux d'exposition chronique auxquels sont soumises les populations amazoniennes sont parmi les plus élevés au monde et les évaluations faites sur les conséquences neurologiques pour les enfants sont en accord avec les effets attendus à ces niveaux, apportant des arguments supplémentaires dans l'évaluation des relations dose-réponse et des interactions avec d'autres facteurs de risque.

À l'heure actuelle, les recherches (publiées) sont peu nombreuses, compte tenu des difficultés d'accès à la plupart de ces populations, et les effets potentiels autres que neurotoxiques (rénaux, cardio-vasculaires) n'ont pas été étudiés.

Les circonstances d'exposition au mercure dans les zones touchées de près ou de loin par l'orpaillage sont diverses dans leurs sources (alimentation, inhalation) et dans les périodes à risque (*in utero*, allaitement, enfance). Il semble que l'exposition *in utero* par voie alimentaire soit celle qui contribue le plus au risque d'anomalies du développement psychomoteur de l'enfant.

Dans les études disponibles, il n'a pas été observé de déficit neurologique grave, mais plutôt des baisses de performance dans certains tests neuropsychologiques, liées au niveau d'exposition au mercure. Seuls certains domaines du développement ont été explorés compte tenu du contexte socioculturel dif-

férent de ceux pour lesquels ces tests avaient été conçus. Il est donc possible que d'autres sphères du développement soient également touchées. Les effets observés sont peut-être réversibles, mais, comme le soulignent GRANDJEAN *et al.* (1999) : « Dans de telles communautés amazoniennes, les conditions de vie varient peu. La pauvreté est une constante. Cette étude montre que beaucoup d'entre elles souffrent d'une exposition au mercure dont la neurotoxicité représente un élément supplémentaire détériorant leur qualité de vie. »

[Références bibliographiques]

AKAGI H., GRANDJEAN P., TAKIZAWA Y., WEIHE P., 1998. Methylmercury dose estimation from umbilical cord concentrations in patients with Minamata Disease. *Environ. Res.*, 77 : 98-103.

BARBOSA A.C., DÓREA J.G., 1998. Indices of mercury contamination during breast feeding in the Amazon Basin. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 6 : 71-79.

CHAPMAN L., MAN CHAN H., 2000. The influence of nutrition on methylmercury intoxication. *Environ. Health Persp.*, 108 : 29-56.

CORDIER S., GAREL M., 1998. *Risques neurotoxiques chez l'enfant liés à l'exposition au méthylmercure en Guyane française.* Rapport au Réseau national de santé publique.

COUNTER S.A., BUCHANAN L.H., LAURELL G., ORTEGA F., 1998. Blood mercury and auditory neuro-sensory responses in children and adults in the Nambija gold mining area of Ecuador. *Neurotoxicology*, 19 (2) : 185-196.

COX C., CLARKSON T.W., MARSH D.O., AMIN-ZAKI L., AL-TIKRITI S., MYERS G.J., 1989. Dose-response analysis of infants prenatally exposed to methyl mercury : An application of a single compartment model to single-strand hair analysis. *Environ. Res.*, 49 : 318-332.

DAVIDSON P.W., MYERS G.J., COX C., AXTELL C., SHAMLAYE C., SLOANE-REEVES J., CERNICHIARI E., NEEDHAM L., CHOI A., WANG Y., BERLIN M., CLARKSON T.W., 1998. Effects of prenatal and postnatal methylmercury exposure from fish consumption on neurodevelopment. *J. Am. Med. Assoc.*, 280 (8) : 701-707.

FRÉRY N., MAILLOT E., DEHAEGER M., BOUDOU A., MAURY-BRACHET R., 1999. *Exposition au mercure de la population amérindienne Wayana de Guyane : enquête alimentaire.* Paris, Institut de veille sanitaire.

GRANDJEAN P., WEIHE P., WHITE R.F., 1995. Milestone development in infants exposed to methylmercury from human milk. *Neurotoxicology*, 16 : 27-34.

GRANDJEAN P., WEIHE P., WHITE R.F., DEBES F., ARAKI S., YOKOYAMA K., MURATA K., SORENSEN N., DAHL R., JORGENSEN P.J., 1997. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to mercury. *Neurotoxicol. Teratol.*, 19 : 417-428.

GRANDJEAN P., WHITE R., NIELSEN A., CLEARY D., DE OLIVEIRA-SANTOS E., 1999. Methyl-

mercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. *Environ. Health Persp.*, 107 : 587-591.

JACOBSON J.L., JACOBSON S.W., 1994. « The effects of perinatal exposure to polychlorinated biphenyls and related contaminants ». *In* NEEDLEMAN H.L., BELLINGER D. (éd.) : *Prenatal exposure to toxicants. Developmental consequences*, London, The Johns Hopkins University Press.

KJELLSTRÖM T., KENNEDY P., WALLIS S., STEWART A., FRIBERG L., LIND B., WUTHERSPOON T., MANTELL C., 1989. *Physical and mental development of children with prenatal exposure to mercury from fish*. National Swedish Environmental Protection Board, Report n° 3642.

MARSH D.O., CLARKSON T.W., COX C., MYERS G.J., AMIN-ZAKI L., AL-Tikriti S., 1987. Fetal methylmercury poisoning. Relationship between concentration in single strands of maternal hair and child effects. *Arch.* Neurol., 44 : 1017-1022.

MARSH D.O., TURNER M.D., SMITH J.C., PEREZ V.M.H., ALLEN P., RICHDALE N., 1995. Fetal MeHg study in a Peruvian fish eating population. *Neurotoxicology*, 16 : 717-726.

MCKEOWN-EYSSEN G., RUEDY J., NEIMS A., 1983. Methylmercury exposure in northern Quebec. II. Neurologic findings in children. *Am. J. Epidemiol.*, 118 (4) : 470-479.

MURATA K., WEIHE P., RENZONI A., DEBES F., VASCONCELOS R., ZINO F., ARAKI S., JORGENSEN P., WHITE R., GRANDJEAN P., 1999 a. Delayed evoked potentials in children exposed to methylmercury from seafood. *Neurotoxicol. Teratol.*, 21 : 343-348.

MURATA K., WEIHE P., ARAKI S., BUDTZ-JORGENSON E., GRANDJEAN P., 1999 b. Evoked potentials in Faroese children prenatally exposed to methylmercury. *Neurotoxicol. Teratol.*, 21 : 471-472.

OMS, 1993. « La situation du paludisme dans le monde en 1991 ». *In : Relevé épidémiologique hebdomadaire*, Genève, Organisation mondiale de la santé, 68 : 245-252.

SORENSEN N., MURATA K., BUDTZ-JORGENSEN E., WEIHE P., GRANDJEAN P., 1999. Prenatal methylmercury exposure as a cardiovascular risk factor at seven years of age. *Epidemiology*, 10 : 370-375.

WHO, *1990. Environmental Health Criteria 101 : Methylmercury*. Geneva, WHO, International Programme on Chemical Safety (IPCS).

Julie DOLBEC

Analyse des normes actuelles à travers le monde

De façon générale, les teneurs en mercure total chez les individus de populations non exposées à ce produit toxique sont d'environ 8 ppb (8 µg/l) dans le sang et de 2 ppm (2 µg/g) dans les cheveux (WHO, 1990). Or, plusieurs populations humaines sont soumises à l'exposition au méthylmercure à travers leur consommation régulière de poisson (voir annexe 7, tabl. I). Cette source de méthylmercure augmente fortement l'imprégnation mercurielle des communautés, et ce bien au-dessus des concentrations observées chez les populations non exposées. L'action toxique du méthylmercure est maintenant reconnue de manière indubitable (ses effets néfastes sur l'organisme en développement et sur celui ayant atteint la maturité ont été discutés dans les annexes 10 et 9, respectivement). Dans le cas où certaines populations se nourrissent abondamment de poisson et compte tenu du fait que cette ressource est, à plusieurs égards, un excellent apport alimentaire, il convient d'établir les niveaux acceptables de mercure auxquels les individus peuvent être exposés, sans toutefois compromettre leur santé.

Dans la présente annexe, on examinera, selon une perspective historique, les différentes normes ayant été établies par des organismes gouvernementaux et non gouvernementaux dans le but de protéger l'humain contre les effets néfastes du méthylmercure. Les normes d'exposition aux vapeurs de mercure sur les lieux de travail sont également présentées.

Les premiers seuils d'exposition à avoir été déterminés proviennent des études qui ont suivi les catastrophes survenues au Japon et en Irak, liées à l'exposition au méthylmercure. En 1972, un comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires fixait une dose admissible de mercure total équivalente à 5 µg par kilogramme de poids corporel et de 3,3 µg/kg dans le cas du méthylmercure. Cette norme correspond à une ingestion journalière tolérable de 0,48 µg/kg (pTDI : *provisional Tolerable Daily Intake*).

Selon les conclusions d'un groupe de travail de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 1977), qui se fondaient sur les résultats provenant des expositions de Niigata (Japon) et d'Irak, des concentrations de mercure total comprises entre 50 et 125 µg/g dans les cheveux constitueraient le seuil de niveau plasmatique pour l'apparition des premiers effets (paresthésie) chez les groupes d'adultes les plus sensibles. Ces niveaux correspondent à une ingestion journalière de 3-7 µg/kg de poids corporel. Compte tenu de la plus grande susceptibilité du fœtus, cette amplitude de la valeur seuil ne s'applique pas aux femmes enceintes, allaitant ou en âge de procréer. L'OMS concluait qu'une consommation journalière de 0,48 µg de méthylmercure par kilogramme de poids corporel n'entraînerait pas l'apparition d'effets détectables sur le système nerveux des adultes (WHO, 1990).

Les études menées en Irak (MARSH *et al.*, 1987), au Canada chez des populations autochtones (MCKEOWN-EYSSEN et RUEDY, 1983) et en Nouvelle-Zélande (KJELLSTROM *et al.*, 1989), analysant les effets du mercure sur le cerveau en développement, ont permis à l'OMS d'établir les niveaux minimaux à partir desquels l'exposition prénatale au méthylmercure devrait être considérée comme pouvant potentiellement affecter le développement de l'organisme humain. Cette valeur seuil de la concentration maximale de mercure total mesurée dans les cheveux de la mère pendant la grossesse se situe entre 10 et 20 µg par gramme de cheveux (WHO, 1990). L'OMS indiquait que le niveau acceptable de mercure total dans les cheveux s'établit à 6 ppm.

L'agence de protection environnementale américaine (EPA) a développé, pour des agents toxiques non cancérogènes, une dose de référence (RfD : *Reference dose*). Cette dose serait un indicateur de la concentration maximale d'un agent toxique dont l'ingestion par la population, sur une base quotidienne pendant toute la durée d'une vie, ne présenterait pas de danger pour les êtres humains (RICE *et al.*, 2000). La dose de référence a été calculée d'après les effets observés chez les enfants irakiens dont les mères avaient été exposées au méthylmercure par l'ingestion de pain fabriqué à partir de semences contaminées, sur une période de 2-3 mois durant leur grossesse. On a eu recours à la méthode dite *Benchmark dose*, en se fondant sur la concentration de mercure total de 11 µg/g dans les cheveux des mères, dose minimale qui correspond à une prévalence de 10 % d'effets cliniques chez le fœtus pour une population exposée au méthylmercure dans des conditions simi-

laires. La valeur seuil de 11 µg/g est divisée par un facteur global d'incertitude de 10, qui tient compte de plusieurs éléments de variabilité ou d'incertitude liés à l'extrapolation des données. La dose de référence qui a été obtenue en 1995 est de 0,1 µg de MeHg/kg/jour (US EPA, 1997).

Santé Canada a adopté, pour sa part, la norme d'ingestion journalière (pTDI) de 0,48 µg/kg pour la population générale (MAHAFFEY, 1999), la même que celle établie par le comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (1972). En 1998, dans le but de protéger encore davantage le fœtus et l'enfant, le Canada, utilisant la même *Benchmark dose* de l'EPA, évaluée à 11 µg/g de mercure dans les cheveux maternels, mais en y appliquant un facteur d'incertitude de 5, propose une norme (pTDI) pour l'ingestion journalière de mercure égale à 0,2 µg de MeHg/kg. Cette norme est donc le double de celle fixée par l'EPA.

En 1998, l'agence américaine de contrôle des substances toxiques et des maladies (ATSDR : Agency for Toxic Substances and Diseases Registry) révisait ses normes et introduisait un nouveau seuil concernant l'ingestion orale de mercure organique, qui n'était pas auparavant considérée (RICHER *et al.*, 1999). Cette norme vise la protection du fœtus contre les effets sur le développement liés à une exposition prolongée à l'agent toxique. La valeur critique de 0,3 µg de méthylmercure par kilogramme de poids corporel et par jour a été établie en tant que niveau minimal de risque (MRLs : *Minimal Risk Levels*, norme du même type que la RfD de l'EPA). Cette norme se fonde sur les résultats obtenus dans l'étude menée aux îles Seychelles, où était évaluée la relation entre certains indicateurs de développement chez les enfants participant à l'étude (la cohorte était constituée de 700 enfants et de leurs mères respectives, lesquelles avaient été exposées au méthylmercure par leur consommation de poisson avant et durant la grossesse). La valeur obtenue est fondée sur un NOAEL *(non observed adverse effect level)* correspondant à la moyenne arithmétique de 15,3 µg/g de mercure dans les cheveux des mères, qui représente le taux d'exposition le plus élevé pour la cohorte d'enfants de 66 mois. Certains facteurs d'incertitude s'appliquent à cette valeur de 15,3 µg/g : la variabilité dans le rapport cheveu/sang (facteur de 1,5), la variabilité interindividuelle (facteur de 1,5) ainsi que la nature des tests effectués (facteur de 1,5) ; les tests neurodéveloppementaux spécifiques à un domaine neuropsychologique pouvant être plus sensibles que ceux se rapportant à des tests mesurant des fonctions plus globales. Ce nouveau calcul est important puis-

qu'il était le premier à se rapporter spécifiquement à une étude évaluant les effets du mercure organique ingéré à travers la consommation de poisson. La norme plus ancienne (EPA : 0,1 µg/kg/jour) avait, quant à elle, été calculée à partir des résultats obtenus par les études effectuées en Irak sur le développement des enfants dont les mères avaient consommé du pain fait de grains contaminés par un fongicide à base de mercure.

Pour avoir un aperçu plus juste des effets de l'exposition au méthylmercure par la consommation de poisson, l'Office of Science and Technology Policy américain organisait en 1998, sous la présidence du NIEHS (National Institute of Environmental Health Sciences), un groupe de travail dans le but d'évaluer de manière plus approfondie les résultats des études récentes. L'analyse attentive des deux études prospectives effectuées sur des cohortes d'enfants, aux îles Seychelles et aux îles Féroé, a ainsi permis de réévaluer les limites acceptables d'exposition au méthylmercure. Dans le cas des Seychelles, les chercheurs n'observent pas d'effets neurodéveloppementaux chez les enfants de la cohorte. L'étude des Féroé montre, quant à elle, une relation entre la diminution de la performance à certains tests neurocomportementaux et l'exposition des mères au méthylmercure par la consommation de poisson.

Face à ces résultats divergents, le comité sur les effets toxicologiques du méthylmercure du NRC (National Research Council) américain statuait récemment, dans un rapport faisant la synthèse des analyses effectuées sur les deux principales études (NRC, 2000), que l'établissement de la norme ne pouvait pas être guidé par une étude ne présentant aucune relation, mais devait plutôt s'appuyer sur l'étude présentant les effets les plus subtils possible. L'étude des Féroé présente ainsi des résultats qui vont dans le même sens que l'étude effectuée en Nouvelle-Zélande il y a quelques années. Le NRC conclut donc que l'étude des Féroé doit servir de base pour l'établissement d'une nouvelle norme de sécurité concernant l'exposition au méthylmercure par la consommation de poisson et, par voie de conséquence, l'exposition *in utero* des enfants dont les mères se nourrissent de poisson. Selon une série de calculs effectués à partir des résultats de l'étude des Féroé, à l'aide de la méthode *Benchmark dose*, la nouvelle norme américaine permettant, selon les connaissances actuelles, de protéger les enfants contre des effets sur le développement a été fixée à une ingestion journalière maximale de 0,1 µg de méthylmercure par kilogramme de poids corporel (0,1 µg/kg/jour). Cette dernière recommandation indique ainsi que la norme émise par l'EPA en 1995 doit être maintenue.

DOSE UNIQUE AIGUË DE MÉTHYLMERCURE

Jusqu'à présent, tous les cas de normes explicités concernaient la protection contre les effets d'une exposition chronique au méthylmercure, donc à une dose répétée sur une période de temps relativement longue. La présence ou non d'effets néfastes sur la santé humaine occasionnés par la consommation d'un seul repas de poisson contenant une forte teneur de méthylmercure est une question qui reste à étudier, sachant qu'il existe, pour le fœtus, des risques liés à l'exposition élevée au méthylmercure par la mère lors de la consommation de poisson.

Des chercheurs se sont intéressés à cette question et plus particulièrement à la concentration minimale de méthylmercure (présente dans le poisson constituant un unique repas) susceptible d'occasionner des effets sur la santé (GINSBERG et TOAL, 2000). La méthode employée est une modélisation biocinétique permettant de prédire la concentration de méthylmercure dans les cheveux de la mère à la suite d'une exposition aiguë au méthylmercure. Une comparaison avec les niveaux de mercure dans les cheveux des mères considérés, selon l'agence américaine de protection de l'environnement, comme les niveaux protégeant contre les effets neurodéveloppementaux a été effectuée.

Les résultats obtenus indiquent que des teneurs égales ou supérieures à 2,0 ppm de méthylmercure dans le poisson consommé peuvent être associées à des concentrations de mercure dans les cheveux supérieures à celles associées à la dose de référence (RfD EPA = 0,1 µg/kg/jour) pour des jours et des semaines pendant la grossesse. L'exposition par un seul repas de poisson qui serait fortement contaminé constitue un point important à considérer, compte tenu du fait que l'ingestion momentanée d'une grande quantité de méthylmercure peut s'additionner à des niveaux déjà relativement élevés de mercure dans le sang, tout dépendant des habitudes de consommation des individus. De plus, il semble que certaines périodes de la grossesse soient plus critiques que d'autres pour le développement de l'enfant, et qu'une exposition extrême à l'agent toxique durant ces périodes soit susceptible de compromettre de façon importante le développement normal du fœtus.

À l'heure actuelle, il n'existe pas de norme officielle contrôlant une exposition isolée au méthylmercure par la consommation de poisson.

NORME POUR LE MÉTHYLMERCURE DANS LES POISSONS

L'agence américaine de contrôle des aliments et des médicaments (FDA : Food and Drug Administration) a établi un niveau maximal de 1 ppm (*Action level* : 1 µg/g) pour la partie comestible des poissons (US FDA, 1995). Cette norme s'applique aux poissons commercialisés. Pour les espèces capturées lors d'activités de pêche récréatives, le niveau maximal de mercure présent dans le poisson consommé est fixé à 0,5 µg/g. Cette même norme est retenue au Canada. En France, elle se situe à 0,5 µg/g pour la plupart des poissons mais passe à 1 µg/g pour la consommation d'espèces carnivores (FRÉRY *et al.*, 1999).

Au Brésil, la limite maximale permise par le ministère de la Santé pour la consommation de poisson se situe à 0,5 µg/g, sur la base d'une consommation hebdomadaire de 400 g de poisson (BRASIL, 1975). Mais celle-ci est beaucoup plus élevée en Amazonie (voir annexe 7). En fait, à l'échelle du bassin amazonien, la consommation est estimée à 200 g de poisson par jour. La fréquence de consommation de poisson est également un facteur très important à considérer.

NORMES APPLIQUÉES POUR LES LIEUX DE TRAVAIL

L'OSHA (Occupational Safety and Health Administration) a révisé les normes d'exposition aux vapeurs de Hg sur les lieux de travail, considérant que la limite (PELs : *permissible exposure limits*) de 0,1 mg/m^3 n'était pas suffisamment protectrice. Elle préconise une norme de 0,05 mg de vapeurs de Hg par mètre cube d'air pour une période de travail de 8 heures et une semaine de travail de 40 heures. Cette limite, selon l'OSHA, réduirait substantiellement les risques d'empoisonnements aigu et chronique au mercure qui ont été observés à des niveaux d'exposition au-dessus de 0,05 mg/m^3, laquelle limite émane des recommandations de l'ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists) formulées en 1994-1995. En 1996, l'ACGIH a recommandé une limite d'exposition professionnelle plus faible, soit 0,025 ng/m^3.

Le comité sur les indicateurs biologiques de l'exposition de l'ACGIH recommandait, en 1995, des valeurs maximales de mercure inorganique dans l'urine égales à 35 µg par gramme de créatine et de 15 µg par litre de sang.

[Références bibliographiques]

Brasil, Ministero da Saude, 1975. Resoluçao No. 18/75 da commissao nacional de normas e padroes para alimentos. *Diario oficial da Uniao*, 9 de Dezembro, Seçao 1 : 16378.

Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 1972. *Évaluation du mercure, du plomb, du cadmium et de quelques additifs alimentaires (amarante, pyrocarbonate de diéthyle et gallate d'octyl)*. Genève, OMS, série Additifs alimentaires, n° 4, Réunions de la FAO sur la nutrition, n° 51a.

FRÉRY N., MAILLOT E., DEHAEGER M., BOUDOU A., MAURY-BRACHET R., 1999. *Exposition au mercure de la population amérindienne Wayana de Guyane : enquête alimentaire*. Paris, Institut de veille sanitaire.

GINSBERG G.L., TOAL B.F., 2000. Development of a single-meal fish consumption advisory for methyl mercury. *Risk Analysis*, 20 (1) : 41-47.

KJELLSTROM T., KENNEDY P., WALLIS S., STEWART A., FRIBERG L., LIND B., WUTHERSPOON P., MANTELL C., 1989. *Physical and mental development of children with prenatal exposure to mercury from fish. Stage 2. Interviews and psychological tests at age 6*. Solna, National Swedish Environmental Board, Report 3642, 112 p.

MAHAFFEY K.R., 1999. Methylmercury : a new look at risks. *Public Health Reports*, 114 : 397-413.

MARSH D.O., CLARKSON T.W., COX C., MYERS G.J., AMIN-ZAKI L., AL-TIKRITI S., 1987. Fetal methylmercury poisoning. *Arch. Neurol.*, 44 : 1017-1022.

MCKEOWN-EYSSEN G.E., RUEDY J., 1983. Prevalence of Cree indians exposed to methylmercury in northern Quebec. *Clin. Invest. Med.*, 6 : 161-169.

National Research Council/National Academy of Sciences, 2000. *Toxicological effects of methylmercury*. Committee on the Toxicological Effects of Methylmercury, Board on Environmental Studies and Toxicology. Washington, National Academy Press, 368 p.

OMS, 1977. *Critères d'hygiène de l'environnement 1 : Mercure*. Genève, Organisation mondiale de la santé, 140 p.

RICE G., SWARTOUT J., MAHAFFEY K., SCHOENY R., 2000. Derivation of US EPA's oral reference dose (RfD) for methylmercury. *Drug Chem. Toxicol.*, 23 (1) : 41-54.

RICHER J.F., DE ROSA C.T., JONES D.E., MURRAY H.E., 1999. Letter to the editor : updated toxicological profile for mercury. *Toxicol. Industrial Health*, 15 : 480-482.

US EPA, 1997. *Mercury study report to Congress. Vol. V. Health effects of mercury and mercury compounds. Final report*. Washington, Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development (EPA-452/R-97/007), 349 p.

US FDA, 1995. *Mercury in fish : Cause for concern ?* Washington, US Food and Drug Administration.

WHO, 1990. *Environmental Health Criteria 101 : Methylmercury*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, 144 p.

Jean-François Orru

Inventaire historique de l'activité d'orpaillage en Guyane française

Dans le cadre de l'expertise Mercure, il a été établi que l'activité aurifère, et plus particulièrement la branche artisanale, est facteur d'augmentation des concentrations de mercure élémentaire dans le milieu naturel. S'agissant de la Guyane, les rejets anthropiques liés à l'activité aurifère sont relativement localisables, dans l'espace et dans le temps. Aussi, pour être mieux interprété, le bilan de l'activité aurifère de la Guyane doit être replacé dans une perspective historique.

Si la découverte de l'or fut relativement tardive, son exploitation prit l'allure d'une ruée qui embrasa le territoire dès la fin du XIXe siècle. L'or engendra une agitation fébrile mais la colonisation de l'intérieur du territoire par les mineurs fut éphémère et le pays retomba bientôt dans une quasi-léthargie d'une quarantaine d'années. Le renouveau de l'activité aurifère est parti du Brésil il y a une trentaine d'années. Les placers de la Guyane connaissent un nouveau souffle depuis maintenant presque vingt ans.

Nous présenterons ici, dans une perspective diachronique, les découvertes qui ont conduit à la délimitation des secteurs minéralisés ainsi que les différentes phases d'exploitation.

L'OR DE GUYANE, MYTHE OU RÉALITÉ ?

Si l'évangélisation des peuples indigènes fut l'alibi moral à la colonisation de l'Amérique du Sud, c'est la quête de l'or qui va pousser les puissances occidentales à explorer toujours plus loin ce nouveau monde. Tandis que les Portugais et les Espagnols se partagent le continent dès la fin du XVe siècle[1],

1 En mai 1493, la bulle *Inter Cœtera* du pape Alexandre VI Borgia reconnaît au Portugal toute terre découverte à l'est d'un méridien passant à cent lieues du Cap-Vert, et à l'Espagne les terres situées à l'ouest.

la bande côtière située au nord de l'Amazone reste un *no man's land* en dehors du processus d'implantation coloniale. Cette région, qu'on nomme « côte sauvage » en raison de son littoral envasé et de ses Indiens belliqueux, ne fait l'objet de tentatives d'implantation qu'à partir du XVIIe siècle. Ce sont la France, l'Angleterre et la Hollande, restées en dehors des grandes découvertes sud-américaines, qui vont se partager ce territoire inexploré.

L'occupation de l'espace va se faire du nord-est vers le sud-ouest. À la suite du voyage de La Ravardière, en 1604, la France décide de s'approprier un territoire compris entre l'Amazone et l'Orénoque. Dès le XVIIe siècle, la colonisation et la mise en valeur du territoire sont confiées à des compagnies de commerce normandes, mais les premiers essais d'implantation se heurtent à l'inexpérience des colons ainsi qu'à l'agressivité des Amérindiens qui peuplent les côtes. L'implantation des Français se limite alors à l'île de Cayenne. Pendant plus d'un siècle, différents essais de peuplement et de développement vont se succéder, mais sans parvenir à des résultats équivalents à ceux obtenus dans les colonies antillaises. Ainsi, alors que les échecs successifs forgent à la Guyane une réputation des plus malsaine (PITOU, 1989), la colonie hollandaise voisine du Surinam affiche une réussite économique croissante qui témoigne d'une mise en valeur réussie des terres basses et d'un développement agricole exemplaire (NASSY *et al.*, 1788 ; POULALION, 1986).

La région des Guyanes apparaît comme une porte d'entrée sur la forêt amazonienne, dont la densité et l'immensité freinent l'exploration et limitent l'implantation coloniale à la zone littorale. Dans la colonie française comme dans les colonies voisines, l'arrière-pays garde une aura de mystère qui entretient les légendes de cités fabuleuses où l'or serait surabondant. On retrouve d'ailleurs, dans les anciennes représentations cartographiques de la région (carte de Sanson d'Abbeville, 1656 ; carte de Bonne, 1770), le mythe de *El Dorado*, le roi doré, qui vit dans la cité de Manoa, une ville entièrement faite d'or, elle-même entourée du lac Parime dont le fond serait, paraît-il, tapissé de pierreries (BOUYER, 1867).

Cependant, malgré les différentes localisations géographiques, les premiers explorateurs ne trouveront jamais cet endroit magique. Ils n'apporteront pas non plus la preuve de la présence d'or en Guyane bien que les rumeurs à ce sujet soient légion.

Certains, comme le gouverneur Claude d'Orvillier, restent pourtant convaincus que l'intérieur de la Guyane doit receler d'importantes richesses. Si elles ne correspondent pas au mythe de *El Dorado*, la possibilité de découvrir des gisements n'est pas exclue. Ainsi, dès 1720, le Révérend Père Chrysostôme est chargé de diriger les premières campagnes de prospection (PETOT, 1986). Ce dernier a vécu plusieurs années au Brésil et prétend y avoir appris les méthodes d'investigation pour trouver de l'or. Ses explorations le mènent dans la région de Cayenne, puis dans la rivière de Kaw et dans le bas Approuague, mais il n'y fait aucune découverte. Trop affaibli, ce sont ses compagnons de voyage qui poursuivent les recherches. Un dénommé Burgos explore le moyen Approuague, tandis que Constant et Le Gros partent sur l'Orapu et l'Oyapock. Cependant, ne sachant ni où ni comment chercher les indices de gisements aurifères, ils ne rencontrent pas la moindre trace d'or. Claude d'Orvillier ne se décourage pas pour autant et charge un ancien soldat du nom de Canada de rapporter la preuve de la présence de l'or. Ce dernier certifie avoir vu des pierres mêlées d'un métal jaune dans le Camopi qu'il a rejoint par l'Approuague et l'Inipi. Il réitère donc son voyage, mais perd les échantillons à la suite d'un naufrage. Après l'installation du poste de l'Oyapock, le gouverneur demande au commandant La Garde de poursuivre les recherches. En se fondant sur l'interprétation de récits amérindiens, deux expéditions sont organisées. Un premier groupe rejoint la montagne des Trois Pitons, sur la haute Ouanary, d'où il revient dépité. Une seconde expédition conduit les explorateurs sur la Tamouri et la haute Camopi. Ces derniers terminent leur expédition à pied et, à défaut de trouver de l'or, ils découvrent une forêt de cacaoyers sauvages.

Malgré le départ de d'Orvillier, les explorations se poursuivront jusqu'en 1742, mais sans succès. L'hypothèse de la présence de l'or en Guyane est alors laissée de côté pendant plusieurs années et il faut attendre la fin du XVIIIe siècle et les résultats des expéditions du médecin naturaliste Leblond pour disposer des premiers fondements géologiques sérieux sur la Guyane. En effet, à la suite de ses voyages sur les fleuves Sinnamary, Courcibo et Mana, il remarque, à l'intérieur des granites, des intrusions de filon de quartz qu'il suppose riches en métaux précieux.

L'absence de savoir-faire ne permet pas à ces précurseurs de mettre à jour les gisements détritiques sur la plupart des flats des cours d'eau qu'ils parcourent, lesquels se révéleront, un siècle plus tard, des terrains très faciles à exploiter.

LES DÉCOUVREURS ET LES DÉCOUVERTES

Peu à peu, les preuves deviennent de plus en plus tangibles, même si les insuccès répétés n'inspirent pas l'enthousiasme. En 1824, un Amérindien qui avait guidé Leblond lors de ses expéditions rapporte au gouverneur Millius une pierre incrustée d'or, puis il disparaît sans préciser la provenance de sa découverte.

En 1855, Paolino, un ancien mineur brésilien d'Ouro Prêto, dans le Minas Gerais, découvre quelques pépites et un peu d'or fin dans la crique Aïcoupaïe, un affluent de l'Approuague. La preuve tant attendue vient à la connaissance de Félix Couy, alors commandant du quartier de l'Approuague, et bientôt la découverte de l'or en Guyane est officialisée.

La présence de l'or étant établie dans l'Approuague, les mineurs partent prospecter d'abord vers l'est, dans le bassin de l'Oyapock, mais l'expédition, conduite par Mazin et Marin, en 1856, n'aboutit pas à de nouvelles découvertes (MAZIN et MARIN, 1856). Dans la rivière Ouanary, les mineurs découvrent des gisements, aux abords des monts de l'Observatoire ; cependant, les résultats ne sont pas à la hauteur de ceux de l'Approuague qui devient finalement le lieu de toutes les recherches jusqu'en 1860. Les découvertes de l'Orapu et de la Comté, en 1859, donnent une nouvelle impulsion. Un flux exploratoire se développe selon une direction est-ouest. Bientôt, la tendance se confirme avec, en 1862, la découverte par les frères Paul et Ernest Isnard du placer National dans les têtes du fleuve Kourou.

En explorant vers l'ouest des têtes du Kourou, au printemps 1866, Paul Isnard rejoint le bassin du Sinnamary puis le Courcibo. Enfin, il découvre le gisement de Adieu-Vat en novembre. Comme l'accès est facile, les chercheurs d'or arrivent en masse. En 1869, Élie Vitalo découvre le placer Dieu Merci et, en 1873, le placer Saint-Élie dans la crique Pactole. Aux découvertes des placers du Sinnamary et du Courcibo, succèdent celles des placers du haut Iracoubo puis de la moyenne Mana (PETOT, 1986).

Les recherches atteignent la basse et moyenne Mana et, en 1869, Covis et Théophile Melkior mettent à jour le placer Pas Trop Tôt sur le Cokioco, un affluent en rive droite de la Mana.

De 1875 à 1878, les prospections se poursuivent sur la moyenne Mana ; Léonce Melkior remonte la crique Lézard et découvre en rive gauche les pla-

cers Élysée et Enfin. Paul Isnard remonte à son tour la Mana, puis la crique Lézard et découvre le placer qui porte son nom. Parallèlement, les prospections s'orientent vers le bas Maroni, et les gisements des criques Sparouine, Espérance et Beïman sont mis à jour. En 1875, il y a 12 placers en activité entre la Mana et le Maroni.

Tandis que les placers découverts sont mis en exploitation, les pionniers découvreurs poursuivent leur quête plus à l'intérieur des terres. Cléobie remonte le Maroni et, en mai 1883, il est le premier à demander un permis sur le Tampok. Les recherches reprennent sur l'Oyapock et, à partir de 1882, il y a encore de nouvelles découvertes. Rémy et Thiené sont les premiers à déposer des permis dans les criques Inipi, Sapokaïe, Alicorne, Alikéné et Sikini. La minéralisation y est importante mais l'accès très difficile.

Au fil des découvertes, les candidats à l'activité aurifère se multiplient. La Guyane prend alors l'image d'un pays où l'on peut faire fortune rapidement et facilement. Dans la zone régionale, ils sont de plus en plus nombreux à envisager le départ. En 1887, de riches placers sont mis à jour sur un territoire contesté par la France et la Hollande. C'est un Créole du nom de Vitalo qui le premier découvre de l'or dans la région triangulaire comprise entre le Lawa[2] et le Tapanahony. Bientôt, ils sont plus de 5 000, la plupart sans titres légaux, mais bien décidés à faire fortune. Des postes de militaires français et hollandais vont être établis pour interdire l'accès à cette zone, mais ils ne peuvent endiguer le flux des mineurs. En 1891, l'arbitrage de ce conflit d'intérêts géopolitiques, confié au tsar de Russie, Alexandre III, accorde la possession du territoire à la Hollande qui en expulse les mineurs clandestins.

En 1893, un Cayennais nommé Tomba part prospecter dans la région franco-portugaise contestée. Après avoir arpenté sans succès le cours du Cachipour, il découvre une riche zone aurifère aux têtes de la rivière Carséwène. Il revient à Cayenne pour réunir les vivres et le matériel nécessaires mais, bientôt, la nouvelle se diffuse comme une traînée de poudre. Selon les auteurs, ce sont de 10 000 à 20 000 hommes qui se ruent sur une petite zone longue de 8 km et large de 3 km (HENRI, 1974). Chinois, Créoles, Coolies, Africains, tous les Guyanais se précipitent sur ce nouvel eldorado. Rapidement, ils y sont rejoints par d'autres mineurs venus des pays alentour (Brésil, Guyane hollandaise, Guyane anglaise, Venezuela, Antilles anglaises et

2 Le fleuve Lawa n'est autre que le cours moyen du Maroni avant sa confluence avec le Tapanahony.

françaises...). Les placers Leblond, Goron et Lamery sont les plus grands ; les autres, beaucoup plus petits, sont imbriqués les uns aux autres. Si les quantités d'or extraites sont importantes, compte tenu du nombre de mineurs, peu d'entre eux font fortune. Les négociants de Cayenne qui s'occupent du ravitaillement gagnent, eux, beaucoup en vendant des marchandises « à prix d'or » sur des balances truquées.

En 1900, le Conseil fédéral de la Suisse attribue au Brésil la région du Carséwène. Son exploitation dure encore une année puis les placers s'épuisent progressivement en raison d'une trop grande densité d'orpailleurs. La frénésie de cette décennie retombe pour quelques années et la majorité des orpailleurs se rabat sur une prospection systématique des zones aurifères connues, tandis que quelques-uns partent à la recherche de nouveaux gisements.

En 1900, un individu débarque à Albina, en Guyane hollandaise, pour vendre 80 kg d'or. La nouvelle parvient jusqu'à Cayenne et le Conseil général nomme le 23 juillet une mission de douane. Le 29 août, elle installe un poste de contrôle à la confluence de l'Inini et du Lawa, au lieu-dit Saut Maripa (Maripa Soula), qui restera en place jusqu'en 1947. Un second poste est créé, en amont du saut Poligoudou, à l'emplacement de l'actuel bourg de Grand-Santi. D'autres postes de douane sont établis sur les principaux cours d'eau par lesquels transitent les orpailleurs.

Jusqu'en 1897, 300 kg d'or sont déclarés et taxés par les douanes de Mana. Ils représentent les productions des placers de la moyenne Mana, entre Paul Isnard et Délice. Ce chiffre passe à 450 kg en 1898 puis à 822 kg en 1899. À Saint-Laurent-du-Maroni, les résultats suivent la même progression, mais avec deux ans de décalage, et ce malgré le rattachement du territoire contesté à la Guyane hollandaise. Ainsi, en 1899, une cinquantaine de kilos sont déclarés dans cette localité, contre 170 kg en 1900 et 1 273 kg en 1901.

En 1901, le poste de Saut Maripa déclare 146 000 FF d'impôts perçus sur 680 kg d'or (HENRI, 1974). À cette production, il faut ajouter celle non déclarée des clandestins venus du Carséwène ou du Tapanahoni.

Au début du XXe siècle, les découvertes d'or dans l'Inini entraînent presque aussitôt celles de la haute Mana (DUPONT-GONIN, 1970). Ce serait un nommé Léon (dit « le Pâtissier », en référence à son ancienne profession et à sa manière de fondre l'or en galettes) qui aurait trouvé le premier indice dans

l'Inini. Au vu des archives des services miniers, une concession aurifère de 1 000 ha, dans la haute Mana, est accordée le 2 janvier 1899 à un certain Erates. Elle est située à 14 km au sud du point de repère constitué par le poteau Pichevite, au confluent de la Mana et de la crique Saint-Éloi. À la même date, deux autres concessions sont attribuées à côté de la précédente, une à Malgloire, l'autre à Melkior et Tablan. Pour l'Inini, la première concession est attribuée à Valère le 28 avril 1900, sur la crique Eau-Claire, un affluent en rive droite du Grand Inini, à 31,5 km à l'est et à 5 km au sud du confluent du Maroni et de l'Inini. C'est sur cette concession que sera découvert le placer Bernardin.

En 1910, un orpailleur saint-lucien du nom de Saül découvre en bordure de la crique Limonade une montagne où l'or est abondant : c'est le filon Bœuf Mort. D'autres orpailleurs viennent le rejoindre et de quelques carbets on passe très vite à un village qui prend le nom de son fondateur (ADELAÏDE-MERLANDE, 1986). C'est aussi aux environs de 1910 que Dorlin, un orpailleur guyanais, découvre un important filon qui devient un centre d'orpaillage avec son village. Dans un rayon d'une cinquantaine de kilomètres, les découvertes se succèdent, mettant à jour, dans cette région centrale de la Guyane, une multitude de placers de plus ou moins grande importance.

C'est sensiblement à la même période que G. Conrad découvre le placer du plateau des mines. Associé à J. Galmot, il crée la société des Mines d'or du Maroni qu'il tente en vain de mettre en exploitation en utilisant les bagnards.

LA DÉMOCRATISATION DE L'ACTIVITÉ D'ORPAILLAGE

La Guyane, longtemps considérée comme une terre de désespoir, en raison de l'accumulation des échecs des implantations humaines et la faiblesse de ses productions par rapport aux autres colonies, devient rapidement une terre promise où la fortune attend ceux qui se donnent la peine de venir la chercher. En fait, la découverte de l'or efface d'un coup cette image négative.

Au fur et à mesure des découvertes, des sociétés sont créées pour mettre en exploitation les gisements. Les compagnies disposent de conseils d'administration à Cayenne, mais, dans la plupart des cas, il s'agit de groupes impor-

tants aux ramifications parisiennes, dont le capital est assuré par une cotation en bourse. Parmi ces grandes compagnies, on peut citer la compagnie de l'Approuague, la compagnie des placers du Matarony, la société de l'Aratay ou encore la société du placer Dieu Merci.

Dès 1856, en application de la loi de 1810, des concessions sont octroyées aux sociétés minières. La concession est alors le seul titre d'exploitation légal (ESAMBERT, 1963). Certaines couvrent des centaines de milliers d'hectares, ce qui ne laisse que peu d'espace aux mineurs indépendants. En fait, ces grosses sociétés rachètent leurs titres aux mineurs et se chargent de recruter la main-d'œuvre nécessaire à la bonne marche de l'exploitation.

L'afflux de main-d'œuvre devient de plus en plus important. En 1848, l'abolition de l'esclavage a vidé les plantations de leurs travailleurs et les anciens esclaves, qui se détournent des travaux agricoles associés à l'image de la servitude, vont répondre à l'appel de l'or et de la conquête des forêts qui représentent la liberté et la possibilité de faire fortune. Avec les découvertes du Lawa-Tapanahoni et du Carséwène, l'attraction qu'exerce la Guyane dépasse les frontières. On assiste à de véritables ruées et l'absence de statut pour les territoires envahis ne fait qu'amplifier le basculement vers un développement anarchique de l'activité.

En attendant l'arbitrage sur la délimitation de la frontière du Maroni, la France et la Hollande établissent des postes militaires pour interdire l'accès à la région, mais c'est mal connaître l'ingéniosité des mineurs qui contournent les barrages en passant par l'Approuague et l'Inini. Au Carséwène, la France et le Brésil ne se soucient pas de ce territoire fort éloigné des espaces occupés. Compte tenu du nombre de mineurs, ces ruées sont, somme toute, assez éphémères ; elles drainent une population hétéroclite d'aventuriers aux origines diverses qui vont finalement concentrer leurs recherches sur la Guyane. Mais en Guyane, à la fin du XIXe siècle, les zones minéralisées sont d'ores et déjà connues, délimitées et largement occupées par des concessions. L'industrialisation s'y développe d'ailleurs par endroits en utilisant des moyens très lourds (usines à vapeur de concassage et de broyage du minerai).

Tandis que les mineurs indépendants partent plus au sud à l'intérieur des terres et découvrent les gisements de la Mana et de l'Inini, le travail indépendant et sans titre se généralise. Avec le temps et l'isolement, le rapport entre

le cadre légal et le secteur informel se déséquilibre au profit des mineurs clandestins qui finissent par s'approprier l'espace et les ressources (JOLIVET, 1982).

Au début du XXe siècle, en Guyane, la plupart des mineurs sont étrangers, pauvres et illettrés. Ils ne peuvent donc prétendre à l'obtention d'un titre minier. D'ailleurs, la législation minière, malgré les décrets qui se succèdent, ne favorise guère l'émergence des petites entreprises. Mais, compte tenu de la configuration de l'espace, la situation sur le terrain échappe à tout contrôle ; les mineurs prospectent et exploitent leurs découvertes en toute illégalité et en toute impunité.

Inévitablement, l'exploitation des concessions crée une situation conflictuelle entre les compagnies et les clandestins. C'est dans l'Inini et la haute Mana que les premiers accrochages ont lieu. Les mineurs clandestins commencent à piller les productions des placers, d'où leur nom de maraudeurs. Devant ce phénomène socio-économique d'appropriation sauvage, les autorités coloniales sont dépassées et aucune mesure cohérente n'est prise. Les maraudeurs, isolés et armés, rôdent éparpillés dans les bois et viennent la nuit sur les chantiers où ils lavent le contenu des sluices[3].

Au hasard des rencontres, cinq à six de ces maraudeurs isolés se regroupent autour d'un plus fort ou d'un plus intelligent et forment ainsi des bandes qui durent le temps d'un « coup » ou plus longtemps.

Ainsi, dès 1901, ces groupes sont assez forts pour s'en prendre en plein jour aux petits placers d'une quinzaine de personnes. Peu à peu, les ouvriers quittent les chantiers et rejoignent les maraudeurs pour lesquels les gains et l'impunité sont assurés. Leur technique bien rodée, les pilleurs s'attaquent alors aux grands placers. Une à une, à n'importe quel moment, de jour comme de nuit, les sociétés d'exploitation sont envahies par des bandes armées. Peu à peu, les maisons de commerce installent des comptoirs sur des concessions abandonnées qu'elles reprennent à leur nom. Les uns après les autres, les propriétaires qui n'abandonnent pas leur placer doivent se résoudre à s'entendre avec les maraudeurs pour éviter de tout perdre. À l'exemple des maisons de commerce, ils concèdent l'exploitation aux maraudeurs et ouvrent de petites échoppes-buvettes aux abords du placer, rendez-

3 Les « sluices » sont des caisses de bois de section carrée, sans couvercle et sans extrémités, dans lesquelles les mineurs lavaient le minerai pour extraire l'or de l'argile. Ce procédé d'exploitation est expliqué en détail dans l'annexe 13.

vous des maraudeurs où l'on peut facilement s'approvisionner contre paiement en or. Cette pratique qui se généralise à partir de 1904 est qualifiée de « mise en bricole ». Elle permet aux propriétaires des placers de récupérer une partie de leur or en attendant des jours meilleurs. En d'autres termes, les maraudeurs ont le droit de rester sur le placer et de l'exploiter à leur guise mais, en contrepartie, ils vendent leur or et s'approvisionnent au magasin que le propriétaire du placer a créé.

Les mineurs, en devenant bricoleurs, se fixent autour du placer sur lequel ils travaillent. On assiste ainsi à un certain retour au calme et à la création des premiers villages. Les bricoleurs travaillent en petites équipes de trois à quinze personnes, sur les placers dont ils exploitent uniquement les plus riches teneurs, forant çà et là des fosses d'exploitation. Il subsiste quelques maraudeurs, auxquels se sont joints des forçats évadés, qui pillent les chantiers des bricoleurs, mais la tendance générale est à l'accalmie. D'ailleurs, les maraudeurs vont rapidement s'écarter des placers pour travailler dans les criques isolées et encore inexplorées.

À l'exception de deux dragues à godets qui travaillent sur de grandes rivières, l'industrialisation est stoppée dès le début du XXe siècle et ce pour de nombreuses années. Elle est remplacée par un artisanat routinier et archaïque. Même les techniques manuelles patiemment perfectionnées au cours de tant d'années et qui ont porté leurs fruits lors des découvertes sont abandonnées. C'est le règne du bricolage où seul l'or gros est intéressant. L'or fin qui est plus abondant en Guyane mais dont la récupération demande plus de subtilité est délaissé par les bricoleurs dont l'objectif est le gain facile et rapide.

Cette sédentarisation des mineurs se fait progressivement soit par l'occupation des baraquements abandonnés par les compagnies des grands placers (Saint-Élie, Dagobert...), soit par la création *ex nihilo* de villages près d'un gisement (Dorlin, Saint-Léon, Patience, Saül...). L'activité aurifère industielle a pratiquement disparu, elle est remplacée par un travail artisanal qu'on nomme orpaillage.

La Première Guerre mondiale vide l'intérieur de la Guyane d'une partie de ses orpailleurs. En effet, peut-être par fibre patriotique ou, plus probablement, lassés par les dures conditions de vie au fond des bois, les mineurs de nationalité française répondent à la mobilisation générale et s'engagent pour aller combattre sur le vieux continent. Les orpailleurs originaires des Antilles

anglophones, qui sont majoritaires, donnent alors au peuplement de l'intérieur de la Guyane une influence caribéenne (STROEBEL, 1998). Contrairement aux maraudeurs du tout début du siècle qui vivaient en célibataires nomades, les orpailleurs du deuxième quart du XXe siècle vivent dans des villages avec femmes et enfants. Cependant, les découvertes se font de plus en plus rares et, faute de plan d'exploitation, les placers en activité s'épuisent. Par ailleurs, la guerre puis la crise économique en Europe provoquent un ralentissement des exportations et la pénurie touche tout particulièrement les villages isolés. Peu à peu, le rendement moyen par homme diminue et l'orpaillage est relégué au rang d'activité secondaire, au profit d'une agriculture d'autosubsistance. L'autonomie alimentaire devient une nécessité avec la Seconde Guerre mondiale, les produits de base comme le sel ou le pétrole faisant cruellement défaut. Cependant, les Créoles de l'intérieur tiennent bon en attendant le rétablissement des approvisionnements.

Cette situation aurait pu conduire à une pérennisation des implantations humaines et une colonisation agricole progressive de l'intérieur du pays, mais le changement de statut de la colonie va remettre en cause la plupart des implantations. En effet, la départementalisation de la Guyane, qui est associée à la promesse d'une vie meilleure, va engendrer un exode inéluctable vers le littoral.

L'appauvrissement des orpailleurs, le manque de ravitaillement lié aux difficultés de transport durant la Seconde Guerre mondiale, les possibilités d'un emploi sur le littoral avec un salaire fixe, les accords de Bretton Woods en 1944 – le prix de l'or fixé à 35 dollars l'once touche de plein fouet les orpailleurs dont la production aurifère ne permet plus de suivre l'augmentation du coût de la vie – et, surtout, la promesse de meilleures conditions de vie, avec la possibilité de scolariser les enfants, vont pousser vers la côte d'abord les femmes et les enfants puis les hommes qui ne tarderont pas à les rejoindre.

LA DÉPARTEMENTALISATION ET SES CONSÉQUENCES

En 1946, la colonie française d'Amérique du Sud devient un département français. Ce changement de statut est conduit par Robert Vignon, premier préfet de la Guyane. Autour de son image d'homme d'action, la Guyane se plaît à rêver de développement économique et de modernisme, dans le sillage

de la métropole. Cependant, tout est à faire dans ce jeune et immense département. Les routes sont quasi inexistantes, la production énergétique est réduite au minimum et l'économie vivote (VIGNON, 1985). Quant à l'activité aurifère, elle n'existe que sous la forme d'un orpaillage artisanal, désuet et dont les bénéfices parviennent à peine à payer le ravitaillement des mineurs dont les villages sont parfois distants de plus de trois semaines de pirogue des bourgs du littoral.

La généralisation de l'orpaillage, dès le début du XXe siècle, n'a pas permis de mettre en place une réelle industrialisation de l'activité. Par ailleurs, pour les mêmes raisons, les recherches scientifiques sur le potentiel minier du département se sont arrêtées à la fin du XIXe siècle, avec quelques approches sur ce que pouvait receler le sous-sol guyanais.

À partir de 1948, Boris Choubert et les techniciens de l'Office de la recherche scientifique d'outre-mer[4] établissent les premiers fondements scientifiques de la géologie de la Guyane (CHOUBERT, 1959). À la même époque, les géologues du Bureau minier guyanais[5] commencent à effectuer des prospections systématiques dans les zones où la minéralisation à été reconnue et arpentent des secteurs nouveaux.

Le fonctionnement de ces établissements publics va générer des emplois parmi les anciens orpailleurs du fait de leur connaissance du terrain. Cependant, cet appui technique n'a pas l'incidence espérée sur les entreprises privées et l'inflexibilité de la parité officielle de l'or fixée en 1945 par le Fonds monétaire international va handicaper les investissements dans l'activité aurifère (SÉDILLOT, 1972). Des PME vont se constituer et reprendre l'exploitation de quelques placers (les mines de Boulanger, de Paul Isnard, de Délice ou de Sophie), mais sans que la production reprenne réellement de l'ampleur.

Quant aux orpailleurs qui avaient été les seuls acteurs de la première moitié du XXe siècle, leur nombre ne fait que s'amenuiser. Alors qu'ils étaient 10 000 à 12 000 dans les années 1920 (soit un quart de la population totale de la Guyane à l'époque), ils ne sont guère plus de 2 000 à la fin des années

4 Il se transforme en IFAT (Institut français d'Amérique tropicale) en 1950, puis deviendra l'Orstom (Office de la recherche scientifique et technique d'outre-mer) en 1954 et, plus récemment, l'IRD (Institut de recherche pour le développement).
5 Le BMG, créé en 1949, deviendra en 1959 le BRGM (Bureau de recherches géologiques et minières).

1940. En 1954, leur nombre tombe à 700 et Esambert en recense 419 en 1961 (ESAMBERT, 1963). Un ensemble de facteurs cumulés explique cette hémorragie.

Le premier facteur est le vieillissement de la population des mineurs, dû à un non-renouvellement des effectifs. L'immigration antillaise qui avait amené de jeunes gens sur les placers jusque dans les années 1930 s'est arrêtée et la population n'a cessé de vieillir. Ainsi, en 1961, la moyenne d'âge est de 52 ans.

D'autre part, la situation conjoncturelle et structurelle des orpailleurs est déplorable. Les villages miniers, bâtis durant la première moitié du XXe siècle, sont isolés les uns des autres et très éloignés des bourgs du littoral. De plus, les deux guerres mondiales ainsi que la crise économique n'ont fait qu'espacer et réduire les échanges et les ravitaillements.

L'or, qui était la motivation première de cette colonisation populaire de l'intérieur du département, n'est plus aussi abondant qu'aux premiers temps du fait de l'écrémage des placers. En outre, les accords de Bretton Woods bloquent le cours de l'or, alors que le coût de la vie ne cesse d'augmenter.

Enfin, la départementalisation de la Guyane, instaurée depuis une vingtaine d'années, concentre ses actions sur le littoral. Dans les années 1960, les villages d'orpailleurs sont toujours, au même titre que les populations tribales, sous le statut du territoire de l'Inini et si la direction de leur administration est passée du pouvoir du gouverneur à celui du sous-préfet, relayé localement par les gendarmes, la Guyane de l'intérieur reste divisée en cercles municipaux où rien n'a fondamentalement changé.

Les orpailleurs vivent leur situation comme un marasme et sont envieux des conditions de vie qu'offrent les villes du littoral. Bien que les institutions publiques aient recruté bon nombre d'anciens orpailleurs pour les travaux de recherche qui se multiplient dans toute la Guyane, l'exode est déjà bien engagé. Ce sont les femmes et les enfants qui les premiers rejoignent la côte, pour bénéficier de l'encadrement sanitaire et de la scolarisation, et postuler pour un emploi dans les nombreux services administratifs qui voient le jour. Bientôt, ils sont suivis par les hommes qui abandonnent la vie en brousse pour tenter leur chance sur la côte. Les chantiers sont nombreux et la main-d'œuvre insuffisante. Par ailleurs, l'or n'est plus assez abondant pour constituer un revenu acceptable et, tant qu'à faire de l'agriculture, autant que ce soit sur la côte où les voies de communication qui s'y développent permettent

d'envisager une commercialisation sur les marchés des bourgs où est concentrée la plus grande partie de la population.

Dès lors, ils ne sont que quelques-uns à rester attachés à leur village et à continuer de mener une existence isolée. À la fin des années 1960, lorsque le territoire de l'Inini est supprimé et les communes de l'intérieur créées, les villages d'orpailleurs disparaissent progressivement et les Créoles vieillissants se regroupent dans les nouveaux chefs-lieux.

LE RENOUVEAU DE L'ACTIVITÉ D'ORPAILLAGE

À partir des années 1970, le cours de l'or redevient conforme au rythme de l'inflation mondiale. Il connaît aussitôt une courbe ascendante et les investissements reprennent entre autres le chemin de la Guyane. Dans un premier temps, ce sont les PME qui fleurissent et reprennent l'exploitation des placers délaissés (PETOT, 1993) ; puis, à partir des années 1980, l'exploitation aurifère guyanaise est prise d'une agitation fébrile. La dernière grande ruée du siècle est amazonienne. Née au Brésil, dans la serra de Surucurus, aux sources de l'Orénoque, elle s'étend rapidement à l'ensemble des affluents en rive droite du Rio Branco. La carte du Roraima est bientôt truffée de placers sur lesquels s'activent plus de 50 000 chercheurs d'or (SEVILLA et UZTARROZ, 1990). Cette ruée dépasse largement les limites du Brésil et se propage à l'ensemble du plateau des Guyanes. Les fleuves guyanais se couvrent de dizaines de barges. L'Oyapock, l'Approuague, le Sinnamary, la Mana, le Maroni, aucun fleuve n'échappe à l'appétit des dragues suceuses qui aspirent les alluvions des cours d'eau. Les pompes à moteur thermique sont parfaitement adaptées à ce type d'exploitation de petite ampleur qui s'apparente à un artisanat moderne et mécanisé. D'ailleurs, au début des années 1990, leur utilisation est élargie à l'exploitation des terrasses alluviales où l'absence de cours d'eau obligeait autrefois les orpailleurs créoles à construire des canaux pour alimenter leurs chantiers. Les moteurs thermiques et les pompes ainsi que l'ensemble des équipements modernes (tronçonneuses, moteurs hors-bord...) révolutionnent l'activité aurifère et surtout les petites entreprises. Si les PME se développent et retrouvent un rythme d'exploitation rentable, si les compagnies internationales commencent à s'intéresser au potentiel minier de ce petit territoire français, le phénomène le plus spectaculaire qui caractérise l'activité aurifère

en cette fin de siècle est sans conteste la multiplication des initiatives individuelles et la généralisation de l'orpaillage clandestin. Les faits sont si soudains, après une période de léthargie de 40 ans, et ils prennent une telle ampleur que les services publics sont dépassés. La législation qui n'avait déjà pas su s'adapter à l'activité d'orpaillage du début du siècle n'a que très peu d'arguments face à une reprise aussi rapide.

Actuellement, selon les informations de la DRIRE, moins de dix compagnies internationales sont présentes, concentrant l'essentiel de leurs activités en Guyane dans la prospection. Les PME sont entre 15 et 20 et le nombre d'entreprises individuelles d'orpaillage dépasse les 200, avec plus de la moitié de chantiers clandestins illégaux. C'est le bassin du Maroni, plus précisément la commune de Maripasoula, qui concentre le plus de chantiers d'orpaillage.

[Références bibliographiques]

ADELAÏDE-MERLANDE J. (dir.), 1986. *Histoire des communes Antilles-Guyane*. Éditions Pressplay, vol. 6.

BOUYER F., 1990 [1867]. *La Guyane française, notes et souvenirs d'un voyage exécuté en 1862-1863*. Paris, Hachette, réédition par Delabergerie (Cayenne), 312 p.

CHOUBERT B., 1959. *La tectonique et les deux granitisations successives du Précambrien terminal guyanais*. Paris, Imprimerie Nationale.

DUPONT-GONIN P., 1970. *La Guyane française, le pays, les hommes : ses problèmes et son avenir*. Genève, Librairie Droz, 277 p.

ESAMBERT B., 1963. *L'orpaillage en Guyane française*. Orléans, BRGM.

HENRI A., 1974. *La Guyane française, son histoire, 1604-1946*. Cayenne, Imprimerie Paul Laporte, 320 p.

JOLIVET M.-J., 1982. *La question créole, essai de sociologie sur la Guyane française*. Paris, Orstom, coll. Mémoires, n° 96, 503 p.

MAZIN et MARIN, 1856. *Relation de Voyage*. 21 p.

NASSY D.C., LEON M.P., PARRA S.H., PARRA C., BRANDON. S.W., 1968 [1788]. *Essai historique sur la colonie de Surinam*. Paramaribo (réédité à Amsterdam).

PETOT J., 1986. *L'or de Guyane, son histoire, ses hommes*. Paris, éditions Caribéennes, 248 p.

PETOT J., 1993. *L'histoire contemporaine de l'or de Guyane (1947-1982)*. Paris, éditions L'Harmattan, 255 p.

PITOU L.-A. [1989]. *Voyage forcé à Cayenne, dans les deux Amériques et chez les anthropophages*. Paris, réédition S. Messinger, coll. Les Pas de Mercure, 304 p.

POULALION J.-L., 1986. *Le Surinam, des origines à l'indépendance*. Montligeon [éditeur non précisé], 93 p.

SÉDILLOT R., 1972. *Histoire de l'or*. Paris, éditions Fayard, 419 p.

SEVILLA J.-J., UZTARROZ R., 1990. *Amazonie, la foire d'empoigne*. Paris, éditions Autrement, série Monde, H-S, n° 49, 222 p.

STROEBEL M.-B., 1998. *Les gens de l'or, mémoire des orpailleurs créoles du Maroni*. Petit-Bourg, éditions Ibis Rouge, 400 p.

VIGNON R., 1985. *Le Gran Man Baka*. Sorel-Moussel, éditions Davol, 383 p.

Jean-François Orru

Typologie des exploitations aurifères de Guyane et spécificités du contexte socio-économique local

LES GISEMENTS

La Guyane française fait partie du bouclier ou craton guyanais qui s'étend sur 1 700 000 km², recouvrant la partie nord-amazonienne du Brésil, l'extrême pointe orientale de la Colombie, le Venezuela oriental et les trois Guyanes (Guyana, Suriname et Guyane française).

Ce socle, composé de roches antécambriennes, se présente sous la forme d'un vaste plateau avec une légère inclinaison vers le nord. Cependant, la tectonique (plissements, failles...) et le volcanisme qui illustrèrent l'histoire géologique du bouclier guyanais, conjugués à l'érosion mécanique et chimique, ont contribué à l'intrusion de roches éruptives et volcaniques ainsi qu'à la formation de roches sédimentaires brutes, altérées ou remaniées. Durant cette période d'orogenèse, des métaux ont été entraînés à la surface, se concentrant en différents types de gisements (Bache, 1982). Parmi ces métaux, l'or, dont les importantes concentrations ont rendu l'exploitation inéluctable.

Gisements primaires

En Guyane, les gisements primaires sont liés, d'une part, à la mise en place des différentes formations rocheuses (par ordre de densité) et, d'autre part, à la tectonique, au volcanisme ou à l'hydrothermalisme. Ces phénomènes qui ont remanié les roches en place ont, dans certains cas, entraîné des métaux vers la surface, créant des concentrations plus ou moins importantes et homogènes (Orru, 1995).

GISEMENTS SECONDAIRES

Les gisements secondaires proviennent de la destruction progressive des gisements primaires sous l'action mécanique de l'érosion. Les roches qui contiennent les minéralisations sont altérées jusqu'à leur destruction et les débris, entraînés par gravité, vont rejoindre le point le plus bas du relief. Lorsqu'ils sont stoppés par un obstacle dans leur descente, ils s'accumulent et forment un gisement éluvionnaire à flanc de colline. Mais, souvent, ils terminent leur course dans les vallées et s'accumulent avec les autres sédiments, sur la terrasse alluviale (nommée aussi flat), ou dans les lits majeur et mineur des cours d'eau. Dans ce cas, on parle de gisements alluvionnaires.

Jusqu'à présent, hormis quelques tentatives d'exploitation de l'or primaire, à la fin du XIXe siècle, de manière industrielle par les compagnies (Saint-Élie) et artisanale par les orpailleurs, l'essentiel de la production aurifère de la Guyane a reposé sur l'extraction de l'or dit secondaire, contenu dans les alluvions des flats et les éluvions des collines.

LES MÉTHODES D'EXPLOITATION

À la lumière de l'inventaire historique de l'activité aurifère de la Guyane, on remarque que les méthodes d'exploitation sont le reflet des deux cycles de l'or. Ainsi, si elles ont bénéficié des innovations et des progrès techniques, elles conservent le même principe mécanique général (ORRU, *à paraître*).

LE PREMIER CYCLE DE L'OR

Au fur et à mesure des découvertes et des mises en exploitation des gisements, de nouvelles technologies, élaborées aux États-Unis, sont introduites en Guyane (LEVAT, 1898, 1902). À Adieu-Vat, la société de Saint-Élie se tourne, dès 1885, vers l'exploitation filonienne et le concassage. La technique du concassage consiste, à l'aide d'une machine à vapeur, à réduire des blocs de roche dure en morceaux suffisamment petits pour qu'ils puissent être ensuite broyés. Sur les fleuves, les dragues à godets raclent le fond de la rivière et en remontent les alluvions (sables, graviers et limons) vers une table inclinée (drague Conrad en 1896). Enfin, le monitoring, qui consiste à

abattre un terrain argileux ou meuble à l'aide d'un jet d'eau puissant, est mis en œuvre à Saint-Élie dès 1896.

Ces outils d'exploitation, modernes pour l'époque, permettent d'atteindre des rendements élevés, mais leur acheminement, leur mise en service et leur entretien posent de nombreux problèmes. Ainsi, l'exploitation industrielle de l'or en Guyane a des débuts difficiles et connaît de nombreux échecs. Les causes en sont multiples : un enthousiasme général excessif, des ouvriers et des directeurs techniques insuffisamment formés pour ce type d'exploitation et mal préparés aux conditions de vie dans un milieu difficile, des conseils d'administration parisiens bien lointains... Mais c'est surtout la démocratisation de l'activité – qui se généralise dès la fin du XIXe siècle – qui sonne le glas de l'exploitation industrielle au profit d'une activité artisanale garantie par des outils peu onéreux et d'utilisation aisée.

Avant de décrire les techniques employées par les orpailleurs pour extraire l'or des alluvions, faisons le point sur la manière dont ils procédaient pour localiser les gîtes minéralisés. Nous l'avons vu, les orpailleurs d'antan pratiquaient l'écrémage[1]. Leurs méthodes de prospection étaient la plupart du temps très aléatoires (échantillonnage dans les racines d'un arbre tombé, sondage du flat au hasard jusqu'à la couche de gravier puis test de teneur à la batée...). La prospection consistait à trouver au plus vite une poche minéralisée, à l'exploiter, puis la quête se répétait, au coup par coup.

L'exploitation sur le long terme et la gestion d'une zone minéralisée, après une prospection systématique préalable pour déterminer la surface minéralisée et en définir l'orientation afin de s'assurer d'une teneur moyenne acceptable lors de l'exploitation, n'étaient pas dans la logique de ces aventuriers qui comptaient beaucoup sur la chance de découvrir sous leur pioche le « panier d'oranges », un trou plein de pépites grosses comme des noix. Cette insouciance était d'ailleurs alimentée par des mythes fondés sur des exemples de réussite exceptionnelle ; des histoires telles que celle de l'orpailleur chanceux qui, ramassant sa pipe tombée à terre, au hasard d'un sentier découvre un filon fabuleux...

Parmi les outils nécessaires à l'orpailleur, la hache, le sabre d'abattis, la pelle et la pioche sont bien sûr essentiels, mais, pour l'exploitation aurifère, la batée est de loin l'ustensile le plus important.

1 Écrémer un placer signifie exploiter uniquement les poches minéralisées.

La *batée* se présente comme un cône en métal, semblable à un chapeau chinois[2]. Dans son utilisation, la batée est remplie de minerai puis, tout en permettant à l'eau de la crique de s'y introduire, l'orpailleur imprime d'une main un mouvement rotatif tandis que, de l'autre main, il désagrège les blocs d'argile et rejette les cailloux. Avec le mouvement tournoyant de la batée, la force centrifuge expulse les éléments les plus légers et l'or, plus dense se rassemble au centre de l'instrument.

La batée est principalement employée en prospection ; une fois le gîte aurifère localisé, elle ne peut donner un bon rendement qu'à condition de rencontrer de très fortes teneurs. Si celles-ci sont de l'ordre de 100 à 200 grammes par mètre cube, comme celles trouvées parfois lors de la découverte de nouveaux gîtes, l'exploitation à la batée peut se révéler rentable. Plus généralement, lorsqu'ils découvrent une poche de forte teneur, les orpailleurs dégagent les arbres alentour à la hache, puis creusent jusqu'à la couche minéralisée à la pelle et à la pioche. Une unité de traitement des alluvions est alors construite et le chantier est prêt à être exploité. Les moyens employés pour le traitement du minerai et la récupération de l'or, d'abord rudimentaires, se sont améliorés avec le temps.

Le *sous-marin* est la technique la plus primitive qui fut employée en Guyane. Elle consiste à creuser un étroit canal dans la roche argileuse décomposée, en avant du front de taille. Le fond du canal est taillé en forme d'escalier avec de longues marches. La partie supérieure est reliée à un cours d'eau ; ainsi, le flux entraîne dans sa chute les produits abattus qui viennent rebondir sur les marches de ce curieux escalier. Au bas des marches, l'or pépitique se retrouve sur une dalle d'argile qui est ensuite raclée à la truelle.

Le *Long Tom*, un appareil un peu plus sophistiqué, est introduit en Guyane par des chercheurs d'or venant de Californie dès 1856. Il est constitué d'une caisse en bois rectangulaire sans couvercle dans laquelle on procède au débourbage du minerai. L'une des extrémités est fermée par une grille qui retient les cailloux qu'on enlève manuellement. À l'autre extrémité, l'appareil est relié par

2 D'autres types de batée existent, comme la Pan American, qui a la forme d'une grande assiette à fond plat, creusée d'une rainure qui piège le précieux métal lors d'un mouvement en saccades approprié.

un canal au cours d'eau. Lorsque le Long Tom, chargé manuellement en minerai, est plein, le canal est ouvert et l'eau permet de séparer l'or du minerai.

Le *sluice* (de l'anglais *to sluice down* : laver à grande eau) reprend la structure du Long Tom en y apportant quelques améliorations. Il s'agit d'un canal de bois ou de métal de section carrée d'environ 30 cm de côté et 4 m de longueur. Le fond est garni de tasseaux transversaux de quelques centimètres de hauteur. Ces tasseaux appelés « riffles », espacés de 5 à 20 cm, sont destinés à retenir l'or en laissant s'écouler les sables et les argiles plus légers.

Une extrémité du sluice est évasée pour s'emboîter dans celui qui le précède. Ainsi, selon la taille du chantier et le nombre de mineurs qui y travaillent, les colonnes de sluices ont une longueur variable. Les sluices, mis bout à bout, sont fixés sur des piquets selon une pente modérée. La tête de la colonne est reliée par un canal à un cours d'eau, tandis que l'autre extrémité est fermée par une ou plusieurs grilles appelées « grizzly ». Lorsque l'installation est en ordre de fonctionnement, les mineurs remplissent manuellement les sluices, puis le canal est ouvert. En s'écoulant, l'eau ramollit, désagrège et délaye le minerai qui est entraîné par la pente et le courant, de sluice en sluice. Les tasseaux de bois placés en travers créent des mouvements tourbillonnaires tandis que les grilles offrent un temps d'arrêt suffisant pour que l'or se libère de sa gangue d'argile. C'est à la base des grilles que les pépites viennent se déposer. Enfin, du mercure[3], disposé au-devant des tasseaux, des grilles et des élévations formées par l'emboîtement des sluices, permet d'amalgamer l'or, tandis que les autres sédiments sont évacués. Tout comme les Long Tom, les sluices sont alimentés en eau par un canal et en minerai par l'orpailleur. Le débit moyen est faible, de un à deux mètres cubes de minerai lavé à l'heure.

L'amalgame recueilli dans une batée à l'extrémité du sluice est chauffé sur un feu de bois et, après évaporation du mercure[4], un or grossier et sans éclat est obtenu. On peut facilement imaginer le volume des pertes de mercure directement évacué dans les cours d'eau ou sous forme de vapeur après distil-

3 Dès le milieu des années 1860, l'ingénieur des mines Barvaux introduit les sluices en Guyane et généralise l'utilisation du mercure pour récupérer l'or fin jadis perdu.
4 Durant la sublimation du mercure, on plaçait sur l'amalgame des feuilles de « bois-canon » (*Cecropia* spp.) dont la porosité absorbait une partie du mercure, qu'on récupérait ensuite en lavant les feuilles à l'eau fraîche.

lation à l'air libre... Levat et Launay s'accordent pour les évaluer à plus de 50 %[5] (LAUNAY, 1897).

LE RENOUVEAU DE L'ACTIVITÉ AURIFÈRE

Depuis le début des années 1980, l'exploitation de l'or alluvionnaire a repris, d'abord sur les cours d'eau, puis sur les flats. Les chantiers des nouveaux mineurs sont localisés là où se trouvaient ceux de leurs prédécesseurs. Ils repassent au minimum une ou deux fois sur des terrains déjà lavés. Si les sociétés légales, PME ou compagnies multinationales, ont systématiquement recours à une prospection rigoureuse, assurée par des professionnels, ce n'est pas le cas des nouveaux orpailleurs qui, même s'ils disposent de moyens techniques et financiers conséquents, n'ont pas recours à une prospection digne de ce nom pour modéliser l'exploitation des chantiers. Ils ne se fient qu'au renom des anciens placers et aux traces laissées par les anciens. La toponymie des placers, des dégrads[6] et des anciens villages, la présence d'anciens outils (pelles à vase, criminelles), d'objets divers (bouteilles, ustensiles de cuisine...) ainsi que de sections d'arbres coupés à la hache, enfouies dans les couches de stériles récemment remaniées, attestent l'activité passée.

Les outils d'exploitation ont bien changé depuis le premier cycle de l'orpaillage. Les moteurs thermiques, qui sont largement utilisés aujourd'hui, ont ouvert la voie de la facilité et de l'accroissement de la productivité en permettant le développement de nouveaux outils. Ainsi, les contraintes techniques qui limitaient l'expansion de l'orpaillage artisanal d'antan sont repoussées et l'activité s'amplifie grâce à la mécanisation et à l'expérience brésilienne.

Des pirogues à moteur acheminent hommes, matériel, ravitaillement et carburant nécessaires à l'exploitation en un à deux jours alors que le même trajet pouvait durer jusqu'à trois semaines auparavant. Et lorsque les basses eaux de la saison sèche ne permettent plus le passage des canots, les orpailleurs ont recours à des rotations héliportées pour ravitailler leur chantier en carburant. L'exploitation actuelle des alluvions comprend, d'une part, l'exploitation du lit vif des cours d'eau, sur des barges appelées dragues

5 Ce qui explique pourquoi les orpailleurs d'aujourd'hui réussissent à extraire d'importantes quantités d'or sur des terrains déjà exploités.
6 Ce terme désigne les embarcadères fluviaux.

suceuses, et, d'autre part, l'exploitation des terrasses alluviales ou des flancs de colline qui recèlent alluvions, éluvions et colluvions.

Les dragues suceuses font leur apparition dès le début des années 1980. Les principaux cours d'eau guyanais sont alors rapidement envahis par de véritables chantiers fluviaux mécanisés. Cette technique, largement employée au Brésil, vient prendre le relais des dragues à godets. Les dragues suceuses se présentent sous la forme d'un ponton flottant de faible tirant d'eau, sur lequel est installé le matériel d'exploitation et de traitement du minerai. Celui-ci se compose d'une pompe à gravier qui remonte les alluvions du fond grâce à un tuyau d'aspiration. Les dragues suceuses sont de différentes tailles en Guyane. Les plus petites, qui sont utilisées sur les cours d'eau secondaires, sont munies d'un tuyau souple qui est maintenu et orienté par un plongeur à la manière d'un aspirateur sous-marin, tandis que les plus grandes disposent d'un bras articulé et d'un tube rigide agrémenté à son extrémité d'un trépan d'acier. Les alluvions aspirées par la pompe à gravier arrivent sur le ponton de la barge où est installée l'unité de traitement. Elles passent dans une caisse puis s'écoulent le long de deux plans inclinés : le premier est court et sert surtout à freiner l'écoulement ; le second, plus long et en pente douce, est recouvert d'une moquette qui piège l'essentiel des particules aurifères. Enfin, les alluvions finissent leur course en aval de la barge et retombent dans le cours d'eau.

Les barges sont généralement associées à un camp de base à terre, qui sert de lieu de vie et de réserve de matériel et de vivres. C'est dans ce campement que les orpailleurs procèdent à la distillation de l'amalgame.

L'exploitation à la lance monitor a été introduite au début des années 1990 en Guyane et son usage s'est rapidement généralisé. Cette technologie est, elle aussi, arrivée du Brésil, amenée par les mineurs des chantiers du Pará et du Roraima. Le principe n'est pas nouveau, car déjà, à la fin du XIXe siècle, l'ingénieur Levat avait utilisé des canons à eau pour liquéfier les argiles des collines de Saint-Élie. Cependant, à l'époque, cela nécessitait la présence d'un cours d'eau en amont du site d'exploitation, avec un dénivelé suffisamment important pour fournir la pression nécessaire au décapage des argiles minéralisées. Les pompes à moteur thermique ont supprimé cette contrainte et permis d'exploiter, avec un débit plus important, des sites qui n'avaient été exploités jusqu'alors que manuellement. Lors de l'exploitation d'un flat, la végétation qui recouvre la surface du futur chantier est supprimée. Les arbustes et les buissons sont d'abord découpés au sabre d'abattis, puis ce sont

les arbres de plus grosse taille qui sont abattus à la tronçonneuse ou déracinés au bulldozer ou à la pelle mécanique.

Tous les déchets ligneux sont découpés et une partie est utilisée dans la fabrication de planches et de poteaux pour la construction des unités de traitement et des baraquements. Ce qui n'est pas utilisé est, dans la mesure du possible, repoussé aux limites du chantier ou brûlé sur place. Afin d'exploiter la plus grande partie du flat, et notamment le lit vif de la crique, cette dernière est barrée puis son cours détourné vers un canal de dérivation.

Une fois le sol mis à nu et le cours d'eau écarté, il faut encore ôter les couches supérieures du sol, stériles en minéralisation, avant d'atteindre celle qui contient de l'or. Pour cette opération, deux cas de figure se présentent. Si le patron orpailleur possède ou loue une pelle mécanique, la couche stérile est rapidement excavée, laissant une fosse généralement carrée, de 20 à 25 m de côté et dont la profondeur varie en fonction de l'épaisseur de la couche. Cette fosse d'exploitation est appelée « barranque »[7]. Lorsque la couche minéralisée est atteinte, les pelleteuses laissent la place à une unité de production composée de deux pompes et d'une unité de traitement. La première pompe puise de l'eau dans le canal, où la crique a été détournée. L'eau est comprimée et envoyée sous pression vers deux lances, appelées monitor, du même type que celles utilisées dans la lutte contre les incendies. Lorsque les orpailleurs ne disposent pas de pelle mécanique pour préparer le chantier, la couche stérile est directement décapée à la lance monitor.

Chaque lance est maintenue par un ouvrier qui l'oriente vers les argiles minéralisées. Compte tenu de la puissance du jet, les argiles sont mises en suspension, transformées en une boue très liquide qui emprunte une rigole préalablement creusée, pour rejoindre une petite fosse de deux à quatre mètres cubes, à laquelle est connectée une pompe à gravier. Celle-ci sert à aspirer les boues et à les acheminer par des tuyaux en caoutchouc rigide de 15 cm de diamètre vers l'unité de traitement qui est installée entre la barranque en cours d'exploitation et celle qui la précède.

Les PME procèdent parfois de manière différente pour liquéfier les argiles. Des pelles mécaniques et parfois des chargeurs déversent les argiles dans de

7 Ce mot vient du portugais du Brésil *barranco*, qui désigne des berges abruptes sans cesse creusées par les cours d'eau.

larges entonnoirs recouverts de grilles, dans lesquels les ouvriers orientent des lances monitor fixes. Chez les plus grosses entreprises, les argiles liquéfiées sont acheminés vers des laveries sophistiquées (Tromel, jigs, knelson, spirales, tables à secousses, cyclones...) qui vont triturer la pulpe argileuse pour en extraire les plus fines particules d'or.

Cependant, le système de traitement des boues et de collecte de l'or le plus couramment employé est la « table ». Cette laverie, employée par l'ensemble des orpailleurs clandestins et la plupart des PME, se compose d'abord d'une caisse cubique qui reçoit le flux de boue et en atténue la puissance. Les pierres et les pépites restent piégées dans cette caisse tandis que, par débordement, les alluvions plus légères s'écoulent sur une série de trois plans inclinés superposés, recouverts de moquettes et de grilles qui piègent l'or fin[8]. Les tables sont orientées de telle manière que les boues s'écoulent dans la barranque précédemment exploitée qui sert alors de bassin de décantation. La couleur ocre clair qui caractérise les rejets des tables est due au grand pouvoir de dissolution de la latérite dans l'eau.

Étant donné le caractère largement clandestin de l'activité, et en l'absence de contrôle et de mesures coercitives de la part des services de police, les conséquences sur l'environnement sont tout bonnement ignorées par les orpailleurs, dont le seul souci est le maximum de profit dans un minimum de temps. Ainsi, les barranques restent volontairement ou non ouvertes et leur contenu liquide, saturé de matières minérales en suspension, s'écoule selon le principe de la gravité. Par ailleurs, l'exploitation qui couvre la majeure partie du flat ne laisse que des interstices des plus réduits entre les barranques, et le ruissellement provoqué par les précipitations violentes sur ces sols mis à nu suffit à faire écrouler les faibles cloisons de terre ou bien à faire déborder les barranques qui finissent par répandre leur contenu dans le canal de dérivation puis dans la crique. D'ailleurs, lorsque la première barranque d'un chantier est mise en exploitation, les rejets sont directement déversés dans la crique.

Selon la cadence, l'activité sur les chantiers est interrompue toutes les deux à trois semaines afin qu'on procède à la levée des tables. Les pépites

8 Les moquettes qui recouvrent les plans inclinés des laveries des barges et les tables des chantiers terrestres servent à piéger l'or fin (en paillette et en poudre). Déjà, lors du premier cycle de l'or, l'emploi de couvertures ou de sacs en toile de jute était recommandé afin de réduire les pertes. Aujourd'hui, les moquettes synthétiques remplissent cette fonction, tandis que les grilles qui les recouvrent remplacent les riffles des sluices.

sont d'abord retirées de la caisse, puis les moquettes sont ôtées de la table pour être rincées. Les résidus sableux qu'on en extrait sont mis dans un linge dans lequel on verse le mercure, puis le tout est pressé et l'amalgame qui en résulte est distillé. Dans le cas des orpailleurs clandestins, l'amalgame est le plus souvent chauffé au chalumeau dans une batée. L'utilisation de la retorte[9] et donc d'une distillation en circuit fermé n'est le fait que d'une petite minorité des clandestins, non pas parce que le coût de l'appareillage est prohibitif, mais plutôt par absence de savoir-faire et par habitude de voir apparaître le résultat de la production au fur et à mesure de l'évaporation du mercure.

Le statut légal des PME les contraint à suivre un certain processus industriel dans l'extraction et le traitement du minerai aurifère. Sur les chantiers qu'elles exploitent, l'utilisation de la retorte est maintenant systématique.

Lors d'une mission effectuée sur le placer de Dorlin, en janvier 1998, j'ai pu constater, lors de la levée de table d'une PME opérant sur la crique Frère, la présence de mercure élémentaire aggloméré au minerai avant tout ajout. La distillation a confirmé cette observation par une récupération mercurielle supérieure à ce qui avait été ajouté pour l'amalgamation. Cet exemple n'est certainement pas isolé et la plupart des bassins versants exploités entre la seconde moitié du XIXe et la première moitié du XXe siècle sont autant de sites de stockage de mercure élémentaire (inerte jusqu'à ce qu'il soit remanié). Compte tenu des moyens employés durant le premier cycle de l'or, le mercure élémentaire perdu s'est probablement rassemblé et stocké en poches sur les flats des petits cours d'eau. L'exploitation telle qu'elle est menée aujourd'hui s'étend sur la surface totale des flats et remanie par là même ces poches de mercure longtemps resté inactif. En dehors de cette remarque d'ordre qualitatif, il est difficile d'évaluer la part de mercure provenant du premier cycle ; cependant, en fonction d'une estimation des productions d'or et de la quantité moyenne de mercure employée par kilogramme d'or produit (soit environ 1,3 kg de mercure pour 1 kg d'or), ce sont sans doute bien plus de 200 tonnes de mercure qui ont été rejetées entre la seconde moitié du XIXe et la première moitié du XXe siècle.

9 La retorte se présente comme une sorte d'alambic dans lequel on place l'amalgame. Placé sur une importante source de chaleur, l'or fond, tandis que le mercure sublimé passe dans un serpentin où il se refroidit et reprend sa forme liquide. L'utilisation d'une retorte permet une récupération du mercure de l'ordre de 85 à 98 %.

TYPOLOGIE DES EXPLOITANTS ET DES EXPLOITATIONS

A priori, on serait tenté de classer les acteurs de l'activité aurifère selon les moyens mis en œuvre pour l'exploitation, mais il est difficile avec ce critère de différencier les PME des entreprises d'orpaillage clandestin qui ont aujourd'hui des moyens financiers et techniques comparables. Il faut donc croiser les critères techniques et législatifs, ce qui fait apparaître pour la Guyane trois types d'exploitants et donc d'exploitations aurifères.

LES COMPAGNIES MULTINATIONALES

Au début des années 1990, la publication des résultats de l'inventaire minier de la Guyane, commandé au BRGM par le ministère de la Recherche et de l'Industrie dans les années 1970, avait révélé des secteurs potentiellement intéressants pour l'exploitation de l'or primaire. Attirées par ces résultats, quelques compagnies internationales (Golden Star, Asarco, KWG...) vont créer des filiales guyanaises et entamer des campagnes de prospection sous couvert de permis de recherche, en accord avec la législation française. La plupart de ces permis arrivent à présent à expiration et les études de faisabilité indiquent des zones qui pourraient faire l'objet d'une mise en exploitation. Parmi celles-ci, on peut citer la montagne de Kaw ou encore les secteurs de Saint-Élie, de Yaou et de Dorlin. L'exploitation de ces gisements serait de type industriel avec des moyens lourds (usine de broyage et de concassage, unité de traitement par cyanuration...).

Actuellement, une demi-douzaine de compagnies internationales s'intéressent aux richesses minières de la Guyane française. Mais, jusqu'à présent, l'éventualité d'une mise en exploitation d'un gisement primaire est gelée compte tenu du cours de l'or. En effet, dès la fin de l'année 1996, le prix de l'once d'or est passé sous la barre des 400 dollars et n'a cessé de chuter, frôlant, durant l'année 1999, les 250 dollars l'once. La timide remontée à 325 dollars l'once en octobre 1999 n'a pas rendu la confiance aux investisseurs et le cours actuel (272,50 dollars en septembre 2000) n'est pas plus encourageant, d'autant que la mise en exploitation des filons guyanais suppose de gros investissements (construction d'unités de production d'énergie, d'unités de traitement et surtout de voies d'accès aux sites). Ainsi, la mine qui a le plus de chances d'ouvrir, au niveau actuel du cours de l'or, est sans doute celle de la montagne de Kaw, en raison de la proximité de voies de communication.

Ces compagnies n'ont pas toutes les même capacités financières et se répartissent en deux catégories : les juniors qui sont surtout orientées vers la prospection et les études de préfaisabilité et les seniors qui se classent parmi les premiers producteurs mondiaux. Pour ne citer qu'un exemple, la société Guyanor Ressource SA, filiale de la compagnie canadienne Golden Star, est une société junior. Les travaux de prospection qu'elle a menés depuis 1993 dans la commune de Maripasoula, sur les placers de Yaou et de Dorlin, ont fait l'objet en 1998 d'une cession à la compagnie australienne Cambior, senior dans l'extraction aurifère et financièrement capable de mettre en œuvre une exploitation industrielle de grande ampleur.

Les PME

Dès les années 1950, des PME de plus ou moins grande importance reprennent une exploitation mécanisée des alluvions des placers de Guyane. Les sociétés investissent dans des innovations techniques, comme les draglines[10] et des laveries modernes, mais les problèmes de gestion et surtout l'absence d'un encadrement technique rigoureux ne permettent pas une augmentation des productions.

Il faut attendre le début des années 1980 pour voir la production reprendre de l'ampleur. Actuellement, la Guyane compte une quinzaine de PME, toutes spécialisées dans l'exploitation de l'or secondaire. Ces entreprises travaillent dans un cadre légal et déclarent périodiquement des résultats de production à l'administration chargée de leur contrôle. Les PME ont généralement recours aux services d'un géologue, afin de modéliser l'exploitation. Elles disposent de moyens techniques assez conséquents (pelles mécaniques, bulldozers...) et l'essentiel de la main-d'œuvre est composé par des ouvriers brésiliens.

Disposant d'une localisation des sites d'exploitation dans l'espace et dans le temps, il aurait été intéressant de connaître les résultats des productions de ces différentes entreprises, afin de compléter la typologie des exploitants

10 La dragline est une grue équipée de larges chenilles lui permettant de circuler dans la boue. Un puissant moteur diesel actionne des treuils sur lesquels sont enroulés des câbles d'acier, qui soutiennent l'avant et l'arrière d'un large godet se trouvant à l'extrémité de la flèche. Le rôle de l'opérateur consiste, en jouant sur l'inclinaison du godet, à le faire tomber dans le cours d'eau puis à le remonter chargé d'alluvions qui sont déversées dans la laverie.

par une classification selon les résultats d'exploitation obtenus par site et bassin versant en fonction des moyens employés. Toutefois, cette analyse spatio-temporelle représente à elle seule une tâche de grande envergure qui nécessiterait une étude minutieuse des archives des services miniers.

LES CHANTIERS D'ORPAILLAGE

Pour certains, le terme orpaillage tire son origine étymologique du mot « harpailler » qui signifie, en vieux français, saisir, attraper ; pour d'autres, il vient du mot paille, en référence à la paille que les chercheurs d'or d'antan plaçaient sous les riffles pour piéger l'or. Cette image autrefois assez représentative du caractère artisanal de cette branche de l'activité est aujourd'hui quelque peu désuète, car même les moins fortunés des orpailleurs disposent de moyens techniques modernes (pompe à gravier, détecteur de métaux) pour déceler et extraire l'or.

Comme pour les PME, il n'est pas simple de caractériser une entreprise d'orpaillage type. Les chantiers d'orpaillage d'aujourd'hui disposent de moyens techniques souvent comparables à ceux des PME, mais ils s'en distinguent surtout par le cadre informel dans lequel ils s'inscrivent pour partie ou entièrement. En effet, certains patrons orpailleurs travaillent dans la plus complète illégalité, d'autres disposent d'un titre (uniquement de prospection) mais emploient des clandestins.

Quoi qu'il en soit, c'est la rapidité qui prime dans l'exploitation des flats et ce aux dépens des impacts sur le milieu naturel. L'augmentation de la turbidité des eaux est la forme de pollution la plus visible mais il y en a d'autres, telle l'absence de remise en état des sites après les travaux, laquelle entraîne une transformation des écosystèmes, l'afflux de déchets (fûts métalliques, bâches plastiques...) abandonnés çà et là, et surtout les pollutions plus pernicieuses que sont les rejets d'hydrocarbures et surtout de mercure.

LES ACTEURS DE L'ORPAILLAGE

Il est un autre critère qu'il convient d'aborder dans la caractérisation de l'activité aurifère. Il s'agit des aspects humains, lesquels contribuent à éclairer la situation actuelle.

LA MAIN-D'ŒUVRE BRÉSILIENNE

Le second cycle de l'or est parti du Brésil et s'est propagé à l'ensemble du plateau des Guyanes. C'est le même esprit pionnier qui a caractérisé la conquête des placers du Roraima et les mineurs brésiliens qui se sont progressivement intéressés au Venezuela, au Guyana, au Surinam et à la Guyane française. Forts d'un savoir-faire largement éprouvé sur les chantiers amazoniens, ils se sont imposés comme les acteurs incontournables du renouveau d'une activité endormie en Guyane. De fait, les nouvelles technologies brésiliennes se sont généralisées à l'ensemble des exploitations d'or secondaire et les mineurs brésiliens ont obtenu sans problème le monopole de la main-d'œuvre. Ces ouvriers, qui ont déjà travaillé sur les placers du Pará, du Roraima et autres, n'ont pas d'origine commune, bien que la plupart viennent des États du Nord et du Nord-Est. Il est difficile de les dénombrer[11] et d'évaluer les flux d'entrée et de sortie de Guyane, étant donné leur statut de clandestin. Mais il est sûr qu'ils représentent plus de 90 % de la main-d'œuvre affectée à l'exploitation des chantiers d'extraction d'or secondaire.

Lors de mes enquêtes de terrain, j'ai pu identifier certains des itinéraires empruntés par les mineurs pour se rendre sur les lieux d'exploitation. Pour rejoindre les chantiers du Maroni, qui fournissent depuis ces dernières années le plus grand nombre d'emplois, les mineurs venant du Roraima transitent généralement par le Surinam puis, en empruntant l'axe fluvial du Maroni, ils se rendent jusque dans les communes d'Apatou, Grand-Santi, Papaïchton et surtout Maripasoula, où ils proposent leurs services aux patrons orpailleurs.

Cependant, certains d'entre eux, venant de l'Amapá, n'hésitent pas à traverser la forêt guyanaise d'est en ouest, tantôt à pied, tantôt en empruntant les cours d'eau. Ils partent de Villa Brasil, situé en face du bourg de Camopi, ou d'Oiapoque, en amont de Saint-Georges sur la rive brésilienne, puis rejoignent la crique Sikini qu'ils suivent jusqu'à sa source, gagnent l'Approuague avant de parvenir à la tête du Grand-Inini, qu'ils redescendent vers Maripasoula. Cette voie mène les mineurs aux placers du haut Approuague, de la haute Mana et du Maroni.

11 En 1999, la DRIRE évaluait le nombre d'emplois liés à l'activité aurifère à 900 personnes, dont une majorité d'étrangers. Cependant, il est fort probable que le nombre des mineurs originaires du Brésil travaillant sur des placers de Guyane est d'environ 1 200.

Le passage par la rivière Ouanary puis par la rivière Kourouaï et le fleuve Approuague, est devenu difficile en raison du poste de police installé au bourg de Ouanary, mais les candidats au voyage clandestin sont inventifs et trouvent le moyen de contourner à travers bois ce verrou théorique, d'autant plus que cette voie permet, en tête de la Ouanary, de rejoindre le tracé de la future route nationale n° 2 qui relie Saint-Georges à Cayenne.

Enfin, un autre moyen de pénétrer clandestinement en Guyane consiste à faire le voyage par la mer. Cependant, le contrôle maritime est plus facile que le contrôle terrestre. Le transport de clandestins est donc plus incertain et plus risqué pour le propriétaire du bateau qui encourt, s'il est arraisonné par la vedette des gardes-côtes, une forte amende et la confiscation de son embarcation.

SPÉCIFICITÉS DES EXPLOITATIONS DU MARONI

La nature du territoire, l'isolement, l'absence d'un cadre législatif cohérent et la faiblesse des moyens d'encadrement et de contrôle n'ont pu empêcher l'émergence d'un secteur parallèle dans l'activité aurifère, que ce soit par le passé ou plus récemment lors de la reprise des années 1980. Cependant, les investisseurs qui se sont lancés dans l'aventure de l'orpaillage clandestin ont des origines différentes selon les lieux d'exploitation. Ainsi, tandis que sur l'Oyapock, l'Approuague ou la Mana les patrons orpailleurs sont des Métropolitains, des Créoles ou des Brésiliens, le haut Maroni est le domaine réservé des Noirs Marrons aluku[12]. Ces patrons orpailleurs, issus du groupe ethnique majoritaire au sein de la population des communes de Papaïchton et de Maripasoula, sur le territoire desquelles ils ont leurs chantiers, se moquent des réglementations et jouent sur le caractère historique de l'implantation de leur groupe dans la région (RONMY, 1861 ; HURAULT, 1960 a) ainsi que sur de pseudo-arguments traditionalistes pour justifier cette appropriation de l'espace.

La prise de contrôle de l'orpaillage du haut Maroni par les Aluku a moins de dix ans. Lorsque, au début des années 1990, les Brésiliens commencent à

12 Les Aluku, appelés aussi Boni, font partie du groupe ethnique des Noirs Marrons. Au XVIIIe siècle, les Aluku, alors esclaves dans les plantations de la Guyane hollandaise, se sont révoltés et ont fui les plantations. Après des combats qui les ont opposés aux troupes hollandaises et aux Ndjuka (une autre ethnie du groupe des Noirs Marrons), les Aluku se sont réfugiés dans l'extrême sud de la Guyane avant de se fixer définitivement sur le Haut-Lawa, dans les villages qui dépendent de la commune de Papaïchton.

venir prospecter dans les affluents du haut Maroni, les vieux Créoles indiquent à quelques jeunes Aluku des criques prometteuses. Grâce à ces indications, les essais se transforment en réussites et les Aluku sont bientôt une dizaine à se lancer dans l'activité. Seigneurs dans leur fief, les Aluku ne laissent pas d'autres possibilités aux Brésiliens que des postes d'ouvriers sur les chantiers. Les quelques exploitations dirigées par des Brésiliens sont soumises à des taxes sévères de la part des Aluku.

Alors que, dans le reste de la Guyane, les opérations de contrôle conduisent à la saisie du matériel d'exploitation, à l'expulsion avec parfois reconduite à la frontière et à la condamnation des orpailleurs lorsqu'ils sont pris en flagrant délit hors du cadre légal, dans la région de Maripasoula, les pouvoirs publics sont dans l'impossibilité de faire appliquer la législation sans se heurter à de violents affrontements avec la communauté aluku[13]. Un *statu quo* s'est donc instauré de fait, laissant la région dans un état de non-droit.

LES COMMUNAUTÉS TRADITIONNELLES ET LEURS RELATIONS AVEC L'ORPAILLAGE

On appelle généralement « communautés traditionnelles » les populations ayant conservé des pratiques culturelles, religieuses, artisanales, technologiques... qui leur sont propres. En Guyane, cette définition s'applique surtout aux Amérindiens et aux Noirs Marrons qui, en raison de leur isolement, ont développé une économie de subsistance en utilisant les ressources naturelles mises à leur disposition par la pêche, la chasse, la cueillette, l'agriculture sur brûlis et l'exploitation des végétaux (habitat, artisanat, pharmacopée...). En outre, ces communautés forestières sont très liées aux cours d'eau, lesquels permettent leurs déplacements et subviennent à leurs besoins domestiques fondamentaux (nourriture, soins corporels).

Les principes culturels et les modes de vie traditionnels des ethnies citées ne sont pas abordés ici, mais les travaux de référence de P. et F. GRENAND (1980, 1985, 1990, 1993, 1997), de F. OUHOUD-RENOUX (1998) et de J. HURAULT (1960 a et b, 1961 a et b, 1965, 1968, 1970, 1989) combleront les lecteurs intéressés.

13 L'arrestation de l'ancien maire de la commune en 1997 s'est soldée par une prise d'assaut et le saccage de la gendarmerie par une partie de la population, ainsi que la libération du coupable.

Le contour des minéralisations aurifères de la Guyane se superpose par endroits aux aires de parcours des populations amérindiennes. Dans ces secteurs particulièrement difficiles d'accès, la branche clandestine de l'activité aurifère a des impacts préjudiciables sur l'exploitation traditionnelle de la forêt à des fins d'autosubsistance. En effet, la généralisation des outils mécanisés a engendré plusieurs formes de pollution :

- pollution sonore qui éloigne les animaux des zones exploitées ;
- pollution aquatique due à l'absence de réels bassins de décantation, qui se traduit par une augmentation de la charge de matières minérales en suspension dans les cours d'eau, modifiant la localisation des peuplements de poissons et de leurs frayères ;
- dégradation et transformation des écosystèmes forestiers, du fait de l'absence de remise en état des sites exploités, lesquels, abandonnés à l'état de friches industrielles, sont recolonisés par des formations végétales très denses de broussailles appelées « cambrouzes » ;
- pollution industrielle par des rejets de mercure élémentaire qui s'ajoutent au mercure introduit à l'époque du premier cycle d'orpaillage (ce mercure revient en surface lors du remaniement des sites anciens) et par les émissions de vapeurs de mercure provenant du brûlage en circuit ouvert de l'amalgame or-mercure.

LES AMÉRINDIENS

Il existe deux axes de peuplement amérindien dans la partie méridionale de la Guyane. Il s'agit d'une part du haut Maroni, où se sont installés des Wayana, d'autre part du moyen et du haut Oyapock occupé par les Wayãpi. Les Emerillons sont installés sur l'un et l'autre de ces deux pôles.

Dans le cas des communautés wayana et wayãpi, installées en Guyane à partir de la fin du XIXe siècle et durant la seconde moitié du XXe siècle, il s'agit de groupes immigrés du Brésil, le plus souvent refoulés par l'inexorable avancée des chasseurs de jaguars et des *garimpeiros*, sur le Jari, le Paru ou le Kouk. Le groupe des Emerillons, qui était implanté au centre de la Guyane, sur l'Approuague, l'Inini, le Tampok, la Camopi et la Waki depuis le XVIIe siècle, a été en contact avec les orpailleurs créoles durant la fin du XIXe et la première moitié du XXe siècle et en a payé les conséquences (diffusion de maladies, généralisation de l'alcoolisme, prostitution). Ainsi, les Amérindiens ont une

expérience non seulement des impacts naturels mais aussi sociaux du contact avec les orpailleurs.

Sur la rive brésilienne qui fait face au bourg de Camopi, un village nommé Villa Brasil fait office de base arrière pour les orpailleurs brésiliens qui travaillent dans le bassin de la basse Camopi. Nombreux sont les Amérindiens de Camopi qui vont y dépenser l'argent de leurs allocations familiales dans de l'alcool bon marché, de qualité douteuse.

Sur le haut Maroni, où les Amérindiens n'ont pas tous la nationalité française et ont donc moins de revenus monétaires, les orpailleurs tentent régulièrement de troquer, avec les chefs de village, un droit d'exploitation contre de l'alcool et quelques objets convoités (fusil, moteur hors-bord, groupe électrogène...). Cette pratique, plutôt bien accueillie dans les villages des rives surinamaises, se heurte assez souvent à un vif refus des Amérindiens qui habitent les rives françaises. Cependant, si les anciens qui sont encore les garants d'une sorte d'intégrité morale s'opposent avec véhémence à l'inexorable progression des orpailleurs, les jeunes générations aspirent à la pleine jouissance des fruits du progrès technique dont la mondialisation se fait l'écho, par le biais de la télévision, jusque dans les villages les plus isolés. Ainsi, comme tous les adolescents du monde, les jeunes Amérindiens rêvent d'écouter du rap ou du ragga et de porter des vêtements de marque. Comme ces rêves ont un prix, et que localement les possibilités d'emploi sont, tout comme à l'échelle du département, assez limitées, l'or apparaît aujourd'hui comme une manne financière potentielle.

Les Noirs Marrons

Le groupe ethnique des Noirs Marrons[14] se subdivise en plusieurs ethnies, dont quatre vivent sur le territoire de la Guyane française. Les communautés

14 Le terme « Marron » vient de l'espagnol *cimaron* qui désignait le bétail fugitif (bovins et chevaux) formant des troupeaux sauvages. Dans les plantations, l'expression « faire marron » était utilisée pour qualifier l'action de fuite des esclaves. La dénomination « Noirs Marrons » désigne généralement les esclaves qui s'échappèrent des plantations de la colonie de Guyane hollandaise et reconstituèrent des ethnies à l'abri de la forêt. Dans la littérature, on rencontre aussi les termes *Bush-Negroes*, surtout employé dans les ouvrages hollandais ou anglo-saxons, *Bushi-Nenge*, qui est l'autodénomination des membres de ce groupe ethnique dans la langue vernaculaire, *Bushi* (forêt) et *Nenge* (homme), ainsi que « Noirs Réfugiés », plutôt employé pour désigner spécifiquement les Aluku qui se réfugièrent et se fixèrent en Guyane française.

de Marrons sont installées en villages répartis le long du cours inférieur et moyen du fleuve Maroni. Même si leur implication dans les échanges marchands et donc leur insertion dans l'économie de marché est plus ancienne que celle des Amérindiens, les Marrons sont encore largement dépendants du milieu naturel. L'agriculture itinérante sur brûlis reste un pilier fondamental de la société et la pêche continue de fournir l'essentiel de l'apport protéinique. Cette permanence de l'autosubsistance est d'autant plus affirmée dans la commune de Grand-Santi, où le peuplement majoritairement ndjuka ne compte que quelques individus de nationalité française, et donc bénéficiant de revenus sociaux.

Nous avons vu que, depuis une dizaine d'années, les Aluku se sont investis dans l'orpaillage (ORRU, 1998 a et b). Au sein de cette ethnie, les patrons orpailleurs ne sont qu'une quinzaine, mais les retombées directes et indirectes de leur activité profitent à une grande partie de la communauté, selon le principe des familles étendues (ORRU, 1997).

LA PRÉDOMINANCE DU POISSON DANS L'ALIMENTATION DES COMMUNAUTÉS TRADITIONNELLES

À la fin des années 1960, la création des communes de l'intérieur avait pour objectif d'établir des pôles regroupant localement les services administratifs de l'État, pour mieux gérer les populations forestières. Par ailleurs, ces pôles devaient fournir la base adéquate pour permettre l'assimilation progressive de ces populations. Dans les nouveaux chefs-lieux, la République a créé des infrastructures, offert un accès aux services publics et généré quelques emplois. Les communes ont globalement rempli les objectifs de cette politique, puisque les populations qui étaient auparavant éparpillées et encore mobiles se sont fixées, que les jeunes générations ont rejoint les rangs des écoliers et que la plupart des adultes sont devenus des citoyens français. Grâce à l'encadrement médical, les communautés (notamment les Amérindiens dont les effectifs étaient en chute libre en raison des maladies occidentales importées, contre lesquelles ils n'étaient pas immunisés) ont connu un rythme de croissance démographique élevé. Cependant, l'augmentation de la population combinée à la sédentarisation a entraîné, dans les zones périphériques des lieux de vie, une pression accrue sur le milieu naturel qui s'est traduite

localement par un appauvrissement des espèces chassées, notamment sur le Maroni, plus densément peuplé que l'Oyapock. Les populations forestières ont donc naturellement pallié cette baisse des ressources cynégétiques en augmentant le prélèvement des ressources halieutiques. Ainsi, actuellement, on peut évaluer à un tiers la part du poisson dans leur alimentation, et ce sont surtout les espèces carnivores qui sont les plus prisées.

Les principaux poissons consommés par ces populations sont regroupés dans le tableau I. On y trouve les espèces de poissons carnivores d'eau douce les plus couramment consommées, y compris, pour certaines d'entre elles, par les habitants des communes du littoral. Le cas des petits poissons carnivores, comme les *yaya*, les *prapra* ou les *piraye* est important car ces poissons qui sont concentrés près des villages sont souvent pêchés par les enfants qui en font leur encas. Or, la consommation de ces poissons n'est *a priori* pas recommandable dans la mesure où ils se norrissent préférentiellement des tripes des autres poissons qui sont jetées par les ménagères.

Certes, le gibier continue à entrer dans le régime alimentaire des populations forestières, mais le fait qu'il faille à présent envisager des expéditions de chasse à plusieurs heures de pirogue des foyers de peuplement constitue une dépense en carburant qui tend à réduire la fréquence de ces expéditions. Par ailleurs, le projet de création d'un parc national et le projet de réglementation de la chasse, actuellement à l'étude par le programme chasse du GIS Sylvolab, vont dans le sens de la protection de certaines espèces qui font partie des tableaux de chasse des populations forestières. Ces mesures ne peuvent que renforcer la place majeure, en tant qu'apport protéinique, que le poisson a déjà prise dans le régime alimentaire des populations forestières.

Tableau I. Les poissons carnivores d'eau douce consommés par les communautés traditionnelles en Guyane.

Carnivore	Nom créole	Détermination	Consommation
••	Manoué Coco-soussouri	*Ageneiosus brevifilis*	◊
••	Couman-couman	*Arius couma*	◊◊
••	Dent-chien	*Acestrorhynchus* spp.	◊
•	Yaya	*Astyanax* spp. *Moenkhousia* spp. *Tetragonopterus chalceus*	◊◊◊
•	Yaya-sardine	*Bryconops* spp.	◊◊◊
•	Moloko (Maroni)	*Brycon falcatus*	◊◊

Tableau I (suite). Les poissons carnivores d'eau douce consommés par les communautés traditionnelles en Guyane.

Carnivore	Nom créole	Détermination	Consommation
••	Yaya-bosse	*Cynopotamus essequibensis*	◊
•	Moroyo	*Triportheus rotundatus*	◊
••	Prapra	*Aequidens* spp.	◊◊◊
••	Paya (basse Guyane)	*Astronotus ocellatus*	◊◊
••	Counani, toucounaré	*Cichla ocellaris*	◊◊◊
••	Poisson-madame, marane	*Crenicichla* spp.	◊◊
••	Piacoco	*Boulengerella lucia*	◊
••	Angi-tranblan	*Electrophorus electricus*	◊
••	Coulant	*Erythrinus erythrinus* *Hoplerythrinus unitaeniatus*	◊◊◊
••	Aïmara	*Hoplias aimara*	◊◊◊
••	Patagaye	*Hoplias malabaricus*	◊◊◊
••	Bloblo	*Gymnotus carapo*	◊◊
••	Torche (bas Oyapock, basse Mana)	*Brachyplatystoma filamentosum*	◊◊◊
••	Caloueri	*Pimelodus blochii*	◊
••	Pakira	*Pimelodus ornatus*	◊
••	Roui, Torche-tigre	*Pseudoplatystoma foctotum*	◊◊◊
••	Barbe la roche	*Rhamdia quelen*	◊
••	Masau (Wayana)	*Pachypops furcroeus*	◊◊◊
••	Acoupa-rivière	*Plagoscion* spp.	◊◊◊
•	Coumarou	*Myleus rhomboidalis*	◊◊◊
••	Piraye	*Serrasalmus rhombeus* *S. eigenmani*	◊◊◊

Source : P. GRENAND (1993).

• : Espèces se nourrissant pour partie de poissons ou d'autres aliments carnés.

•• : Espèces consommant massivement des poissons ou d'autres aliments carnés.

◊ : Consommation humaine faible.

◊◊ : Consommation humaine moyenne.

◊◊◊ : Consommation humaine élevée.

[Références bibliographiques]

BACHE J.-J., 1982. *Les gisements d'or dans le monde, essai de typologie quantitative*. Orléans, BRGM, mémoire n° 118, 102 p.

GRENAND P., 1980. *Introduction à l'étude de l'univers Wayãpi : ethnoécologie des indiens Wayãpi du haut Oyapock en Guyane française*. Paris, SELAF, Langues et civilisations à tradition orale, 40, 332 p.

GRENAND P., GRENAND F., MENGET P., 1985. La question amérindienne en Guyane française. *Ethnies* 1 (1-2) : 54-58.

GRENAND P., GRENAND F., 1990. *Les Amérindiens, des peuples pour la Guyane de demain*. Cayenne, Orstom,coll. L'homme et la nature en Guyane, 72 p.

GRENAND P., 1993. « Impact de l'orpaillage sur l'homme. Cayenne ». *In : Colloque « L'or en Guyane »*, novembre 1993, Cayenne, 7 p.

GRENAND P., GRENAND F., 1997. « L'occupation amérindienne ». *In : Ethnoarchéologie, ethnohistoire*, Cayenne, éditions APAAG : 57-71.

HURAULT J., 1960 a. Histoire des Noirs Réfugiés Boni de la Guyane française. *Revue française d'histoire d'Outre-Mer*, 47 : 76-137.

HURAULT J., 1960 b. *Rapports de tournées dans l'Inini (Guyane française), période 1936-1942*. Paris.

HURAULT J., 1961 a. *Les Noirs Réfugiés Boni de la Guyane française*. Dakar, IFAN, Mémoires de l'Institut français d'Afrique noire, n° 63, 363 p.

HURAULT J., 1961 b. Chasse et pêche chez les Noirs Réfugiés de Guyane. *Bois For. Trop.*, 87 : 3-8.

HURAULT J., 1965. *La vie matérielle des Noirs Réfugiés Boni et des Indiens Wayana du Haut-Maroni*. Paris, Orstom, mémoire n° 3, 142 p.

HURAULT J., 1968. *Les Indiens Wayana de la Guyane française, structure sociale et coutumes familiales*. Paris, Orstom, coll. Mémoires, 3, 152 p.

HURAULT J., 1970. *Africains de Guyane. La vie matérielle et l'art des Noirs Réfugiés de Guyane*. Cayenne, Guyane Presse Diffusion, 232 p.

HURAULT J., 1989. *Français et Indiens en Guyane, 1604-1972*. Cayenne, Guyane Presse Diffusion, 223 p.

LAUNAY (DE) L., 1897. *Contribution à l'étude des gîtes métallifères de Guyane*. Paris, Annales des Mines.

LEVAT E.D., 1898. *Guide pratique pour la recherche et l'exploitation de l'or en Guyane française*. Paris, Vve C. Dunot Éd.

LEVAT E.D., 1902. *La Guyane française en 1902*. Paris, Imprimerie Universelle.

OUHOUD-RENOUX F., 1998. *De l'outil à la prédation, technologie culturelle et ethnoécologie chez les Wayãpi du Haut-Oyapock*. Thèse doct., univ. Paris-X, 478 p.

ORRU J.-F., 1995. *La nouvelle dynamique de l'exploitation aurifère*. Mémoire DEA, univ. Paris-III, 150 p.

ORRU J.-F., 1997. *Les communes de Maripasoula et Papaïchton*. Cayenne, APFT, rapport de mission n° 3.

ORRU J.-F., 1998 a. *Qui sont les Boni d'aujourd'hui ? Analyse de l'évolution de la société traditionnelle à travers son histoire*. Cayenne, Orstom/APAVE (rapport à diffusion restreinte), 43 p.

ORRU J.-F., 1998 b. L'activité aurifère dans la commune de Maripasoula, impact écologique et humain. *JATBA*, 40 (1-2) : 147-166.

ORRU J.-F., *à paraître*. Naissance et renaissance de l'orpaillage en Guyane française au travers de l'exemple du placer de Dorlin.

RONMY, 1861. Excursion dans le Haut-Maroni (Guyane française). *Revue maritime coloniale* : 779-796.

Bertha K. Becker

La dimension géopolitique du processus d'occupation de l'Amazonie brésilienne

Il est maintenant bien établi que tout problème environnemental, pour être correctement appréhendé, doit être considéré, autant que faire se peut, dans l'ensemble de l'espace spatio-temporel qu'il occupe et dans toutes ses dimensions. La présente étude du processus d'occupation récente de l'Amazonie brésilienne a été réalisée dans cet esprit. Les activités anthropiques ont été prises en considération pour approfondir l'analyse de certains aspects biogéochimiques, tout comme les trois Amazonies qui composent le bassin amazonien.

Nous traiterons successivement des politiques territoriales et de l'expansion de la frontière, puis des relations éventuelles entre les modes de peuplement et l'impact du mercure, enfin des évolutions actuelles quant à la mise en valeur de l'Amazonie, au passage du millénaire.

POLITIQUES TERRITORIALES ET EXPANSION DE LA FRONTIÈRE AMAZONIENNE

L'Amazonie brésilienne, l'un des derniers grands espaces de la planète très faiblement peuplés, est l'objet depuis ces trente dernières années d'un vaste mouvement d'appropriation des terres et des ressources par les forces nationales et internationales. Il n'est donc pas étonnant que les phénomènes liés à l'expansion de la frontière, qu'ils soient d'ordre politique, social, économique et environnemental, aient suscité un vif intérêt national.

L'expansion récente de cette zone doit être interprétée à la lumière du système capitaliste, option choisie par le Brésil pour son développement. Cette option, d'une façon générale, conduit à l'émergence d'un espace pla-

nétaire dans lequel l'État conserve son pouvoir de contrôle, de hiérarchisation et de régulation.

Le peuplement de l'Amazonie, à partir de sa découverte, s'est toujours opéré par sauts intermittents, chaque fois déclenchés par l'exploitation de produits valorisés sur les marchés européens (les plantes hallucinogènes du sertão), puis sur les marchés nord-américains (le caoutchouc), toujours sous emprise étrangère.

Historiquement, les choix géopolitiques reposaient avant tout sur des critères économiques, lesquels définissaient les grandes lignes en matière d'occupation de la région. Cependant, les initiatives économiques s'étant soldées le plus souvent par des échecs, en l'absence de croissance économique et démographique, la valorisation de ce milieu s'est progressivement réduite à un simple contrôle territorial.

LES PREMIÈRES INITIATIVES DU GOUVERNEMENT BRÉSILIEN

À la fin des années 1960, c'est l'État brésilien lui-même qui prend l'initiative de repartir à la conquête de l'Amazonie, avec un projet de nature géopolitique destiné à moderniser le Brésil. Les Forces armées optent pour la mise en œuvre de moyens scientifiques et techniques modernes, persuadées d'obtenir ainsi un meilleur contrôle du temps et de l'espace et, finalement, une modernisation accélérée de la société et du territoire national, seule garante d'un fort accroissement économique et d'une stature internationale (BECKER et EGLER, 1993).

L'Amazonie devient une priorité dans le projet de développement national pour plusieurs raisons :

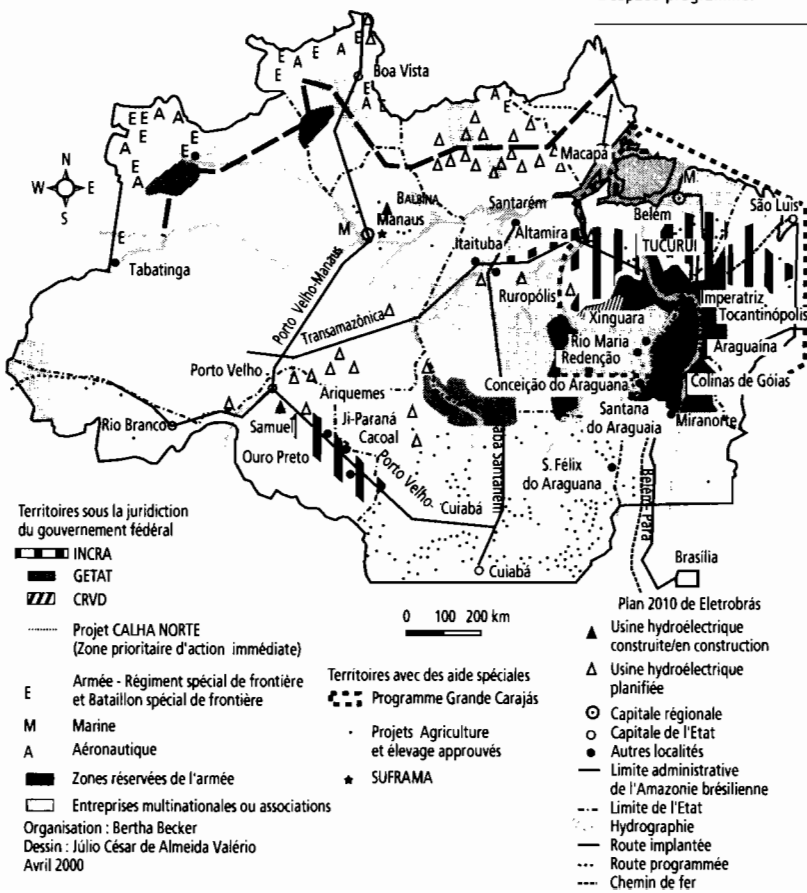
- sur le plan intérieur, elle est considérée comme un espace d'absorption des tensions sociales, offrant des opportunités à de nouveaux investissements et à l'ouverture rapide de nouveaux marchés ;
- sur le plan extérieur, elle est présentée, en raison de sa vaste étendue, comme une région à risque, propice au développement de foyers révolutionnaires et exposée au dynamisme concurrentiel des pays voisins en vue de l'exploitation des ressources du milieu ;
- enfin, il ne faut pas négliger le fait que le contenu idéologique, symbo-

lique et affectif qui se dégage à la seule évocation de ce territoire a un puissant effet mobilisateur (CARDOSO et MÜLLER, 1977 ; BECKER, 1982).

Confronté à cette priorité, le gouvernement encourage l'occupation des terres conquises avec la progression du front pionnier en distribuant des

Figure 1

Le réseau technico-politique en Amazonie. L'espace programmé.



aides aux nouveaux arrivants. Il lance également un ensemble ambitieux de programmes et de projets et crée sur le territoire national un certain nombre des pôles de développement, en s'efforçant d'en garder le contrôle technique et politique.

La croissance de ces pôles étant rigoureusement programmée (*malha programada*), une série de mesures sont prises :

- l'extension de l'ensemble des réseaux de communication du territoire, à savoir l'ouverture de nouvelles routes, puis l'installation des télécommunications et des lignes électriques et en dernier la construction de voies ferrées ;
- les aides à la circulation des capitaux en matière de fiscalité et de crédit ;
- l'induction de flux démographiques à travers la propagande et des projets de colonisation destinés à implanter des familles et à se procurer l'indispensable main-d'œuvre ;
- la création, par décret, de territoires fédéraux recouvrant les territoires d'État de façon à confier aux institutions fédérales la gestion de ce front pionnier.

L'implantation de la *malha programada* (fig. 1), réalisée en un temps record sur de grandes étendues, transforma une partie des régions centre-ouest et nord-est ainsi que toute la région nord en une vaste frontière nationale (BECKER, 1990).

LA RELANCE DES ANNÉES 1970 : UNE NOUVELLE PHASE D'EXPANSION DE LA FRONTIÈRE

Au milieu des années 1970, la stratégie adoptée pour le développement de la région est freinée par la crise due à la hausse du prix du pétrole, et plus tard par celle des taux d'intérêt appliqués, en accord avec le marché international, au financement des grands projets d'exploitation minière – comme celle de la bauxite pour la production d'aluminium, de fer et de manganèse (l'un des plus importants projets). Cela n'empêche pas le démarrage d'une nouvelle phase d'expansion de la frontière, avec l'espoir d'attirer des investissements étrangers, de développer et d'internationaliser les entreprises d'État. La compagnie Vale do Rio Doce en est un exemple. Les grands projets d'exploitation minière fonctionnent en totale autarcie du point de vue énergétique, grâce à la production d'électricité de l'un des plus grands barrages

jamais construits, celui de Tucuruí. Disposant ainsi d'énergie subventionnée, ils se mettent à produire à faible coût pour des entreprises internationales productrices d'aluminium.

Les politiques gouvernementales connaissent diverses fortunes, commettant l'erreur de ne pas prendre en compte la diversité écologique et sociale. L'explosion des zones urbaines et l'insuffisance d'infrastructures imposent aux populations concernées des conditions de vie très précaires. À l'opposé, des facilités sont accordées à de puissants groupes économiques, ce qui crée un climat très conflictuel.

La zone frontalière devient le théâtre d'affrontements entre les Indiens, les propriétaires de terres, les chercheurs d'or, les entreprises et les corporations, sous l'œil d'une administration défaillante. À l'image des grands projets, les conflits changent d'échelle. Les conflits de territorialité se multiplient, ne se limitant pas aux revendications des paysans sans terres. Les chercheurs d'or doivent affronter les entreprises minières pour conserver leurs sites d'orpaillage ; les peuples de la forêt, privés de leur propre territoire, s'unissent pour définir le démarcage des territoires indigènes et des réserves extractivistes.

C'est dans ce contexte tendu, nourri par les affrontements entre intérêts généraux et intérêts privés, que se construit la *malha do espaço vivido*, c'est-à-dire l'organisation sociale du front pionnier (fig. 2).

Par ailleurs, tous ces conflits ont pour effet de ne fixer aucune limite à la dégradation du front pionnier. Les nuisances s'en trouvent amplifiées : déboisement, lixiviation des sols et perte de fertilité, désertification, contamination par le mercure, diffusion du paludisme favorisée par la mobilité des populations.

L'État, pour asseoir le modèle de développement qu'il avait promu, en plus de sa tâche de gestionnaire des biens publics, doit y adjoindre le rôle de médiateur et de chef d'entreprise. Sa capacité à ouvrir et conserver les frontières et à négocier avec le capital multinational s'en trouva réduite d'autant.

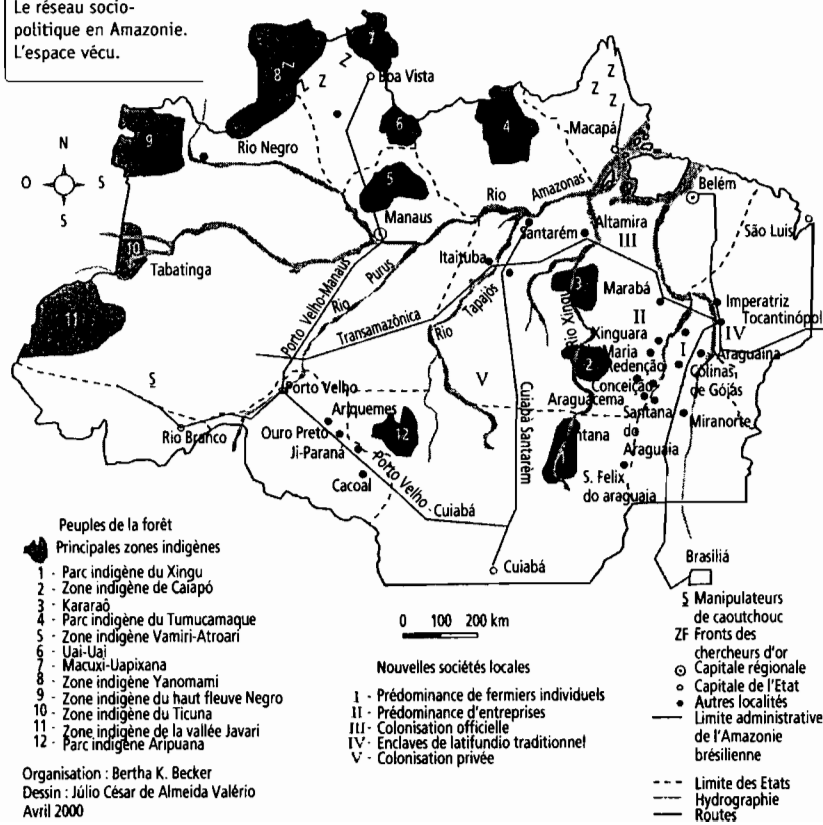
L'ÉMERGENCE D'UNE NOUVELLE STRATÉGIE DE DÉVELOPPEMENT

Au milieu des années 1980, à la suite de la crise politico-économique de l'État et de la prise de conscience des problèmes environnementaux, qui s'exprime par de nombreux mouvements nationaux et internationaux, la dyna-

mique régionale connaît un nouveau processus d'occupation. Grâce à la montée en puissance d'un secteur techno-écologique, il est possible d'entrevoir une nouvelle stratégie de mise en valeur de la région. La nature elle-même est alors perçue comme un capital à part entière. La dimension environnementale finit par constituer un paramètre de poids dans le processus d'occupation de la frontière. Il s'en dégage une forme de développement d'un nouveau type, une « maille environnementale », prenant en compte la conservation des terres indigènes.

Figure 2

Le réseau socio-politique en Amazonie. L'espace vécu.



L'Amazonie, aujourd'hui, n'est plus celle des années 1960. Elle s'est urbanisée et industrialisée. Elle connaît, depuis trente ans, les taux de croissance urbaine les plus élevés du pays. Actuellement, 60 % de ses 20 millions d'habitants vivent dans des centres urbains. L'Amazonie occupe le deuxième rang dans le pays pour la production minière et le troisième pour les biens de consommation et le capital. Par ailleurs, la société civile s'est organisée comme jamais elle ne l'avait fait auparavant. Les conflits de la décennie précédente laissent progressivement la place au développement de projets alternatifs, appuyés en cela par des partenaires internationaux (BECKER, 1999 a).

Les centres agromarchands, initialement situés en bordure et à l'intérieur de la forêt, se déplacent vers les métropoles régionales – Belém et Manaus – et les autres capitales d'État, ces dernières servant de relais dans l'acheminement des produits vers São Paulo, la capitale économique du pays. La zone franche de Manaus, les grands projets d'exploitation minière, avec leur siège social dans les *company-towns*, et l'expansion de la culture du soja dans le Mato Grosso finissent par donner naissance à des foyers de modernité.

Le peuplement qui, au fil des siècles, s'effectuait en empruntant les voies fluviales se redistribue en fonction des voies routières nouvellement créées. L'occupation régionale prend d'abord la forme d'un développement linéaire. Les investissements publics et privés se concentrent en bordure ou à proximité des nouveaux axes routiers, attirent la population autochtone et les émigrants, et aboutissent à la formation de noyaux urbains (BECKER, 1999 b). Il en résulte une forte pression sur l'environnement (déboisement, incendies, conflits d'ordre foncier) en bordure des axes routiers, la bande déboisée pouvant atteindre en certains points une largeur de 50 km de part et d'autre de la route.

L'occupation de la région connaît un second changement avec l'ouverture de routes dans l'est de l'État du Pará et dans ceux du Maranhão, du Tocantins, du Mato Grosso et du Rondônia. L'implantation de ces nouvelles voies en bordure de forêt permet le peuplement d'une vaste bande de terre. Cette ceinture déboisée en forme d'arc devient le cœur de l'économie régionale.

Avec l'expérience amazonienne, la frontière n'est plus synonyme de terre non occupée, dont l'appropriation économique revient aux pionniers. Elle ne se réduit pas davantage à une colonisation agricole. Contrairement à une situation de frontière, ici ce n'est pas l'espace physique qui est attribué mais l'espace social et politique. Selon BECKER (1984), la frontière constitue un

espace en construction, dynamique, incomplètement structuré, dans lequel les relations et les pratiques ne parviennent pas à engendrer le degré de cristallisation habituellement atteint en d'autres circonstances, de sorte que des réalités nouvelles émergent, riches d'un fort potentiel politique. La donnée cruciale de la frontière est sa propre *virtualité historique* qui dépend de la forme d'appropriation de l'espace, des relations sociales et des intérêts de chacun des groupes d'agents sociaux constitués sur place, fruit des divers projets politiques mis en œuvre.

La frontière peut ainsi être définie comme un champ de manœuvre des forces sociales et comme un espace de projection vers le futur, potentiellement générateur d'alternatives. Pour l'État, elle est un espace stratégique et pour le capital une réserve mondiale de ressources.

La prise en compte de ce processus, accéléré et conflictuel, de transformation du front pionnier représente un éclairage indispensable pour appréhender la nature des problèmes que pose le mercure à l'homme et à son environnement.

TYPES DE PEUPLEMENT ET INCIDENCE DU MERCURE

La contamination de la population, du sol, de l'eau et de l'air due à l'usage du mercure métallique constitue un problème environnemental directement lié au processus d'occupation du territoire. Les principaux risques humains qui découlent de l'inhalation d'air contaminé et de l'ingestion de mercure à travers la consommation de poisson sont rattachés à des espaces géographiques très divers. Ainsi, le risque d'ingestion de mercure recouvre un espace plus vaste, étant associé à l'usage des ressources en poissons des rivières et des lacs, tandis que le risque d'inhalation se concentre dans des espaces d'orpaillage et urbains, touchant des populations utilisant les techniques de volatilisation du métal.

LES PEUPLEMENTS DISPERSÉS ET LA CONTAMINATION

Les sites d'orpaillage et les impacts du mercure

En Amazonie, les conflits portent non seulement sur la possession de terres mais aussi sur celle des territoires où se trouvent des gisements de

métaux précieux. Entrepreneurs, chercheurs d'or et Indiens en sont les acteurs. Il s'agit d'un conflit de territorialité, autrement dit d'une lutte pour le contrôle de l'espace et du temps.

Les vastes superficies riches en minerais, isolées et échappant à l'impôt, sont très attractives pour les chercheurs d'or. Leur pénétration est récente : au nombre de 10 000 dans les années 1960, ils sont passés à 240 000 en 1990, 80 % d'entre eux opérant dans le pays. Cette même année, ils produisaient 52,5 % d'un total de 76 tonnes d'or (FERNANDES et PORTELA, 1990).

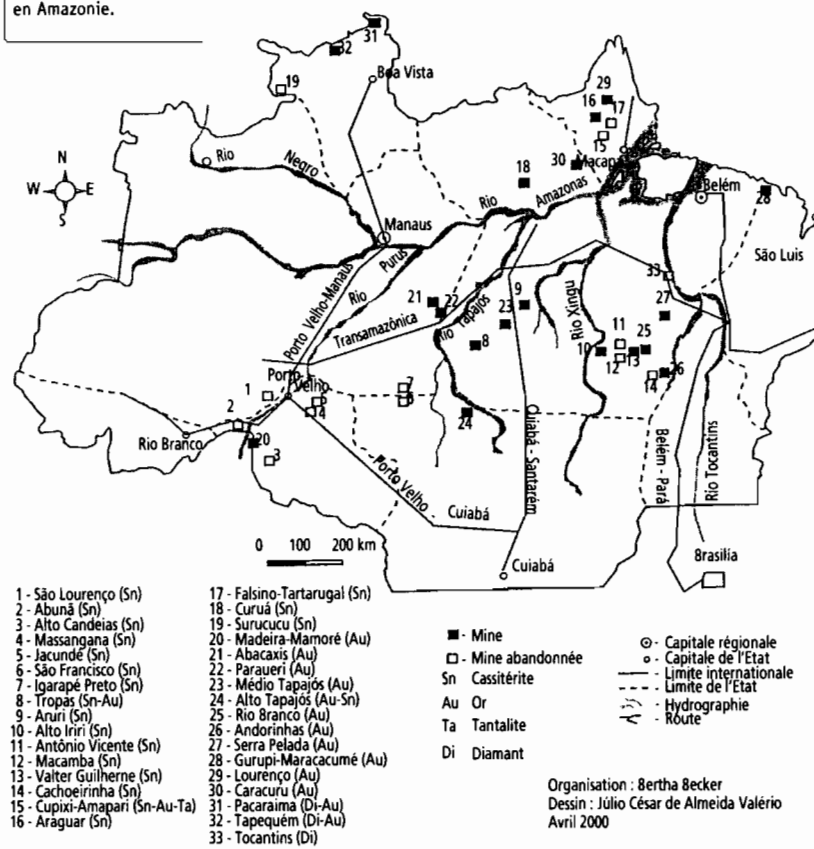
Les principaux sites aurifères exploités se situent dans le grand arc périphérique de l'Amazonie, lequel renferme les plus nombreux gisements d'or et de diamant connus. Ces richesses tout autant que l'existence de routes ont eu pour effet de renforcer le peuplement de la région (fig. 3). Les plus grosses exploitations d'or se trouvent dans l'État du Pará, où elles regroupent la moitié des chercheurs d'or du pays. Les zones de plus grande concentration sont les suivantes : le Tapajós moyen (Cumaru) ; une nouvelle aire découverte en Abacaxi, localisée à 50 km à l'ouest de Jacarecanga ; l'État des Amazones, en plus de quelques aires situées au nord de Itaituba, déjà dans l'État des Amazones ; le Rio Madeira, notamment sur une section de 400 km, entre les chutes de Abuná et de São Lourenço, et la région de Peixoto de Azevedo (à l'extrême nord de l'État du Mato Grosso) ; les aires de drainage des rivières Juruena et Teles Pires ; Alta Floresta ; le Tucumã ; la rivière Oyapock dans l'État d'Amapá ; l'État de Roraima ; les principales aires de Rio Novo, Cambalacho, Cruzado I, II et III (zones occidentales proches de la frontière entre Roraima et le Venezuela, dans la région de Surucucus), et au nord la zone d'orpaillage de Latrimahu. Sans oublier Serra Pelada, dans l'État du Pará, qui est parvenu à produire 4 tonnes d'or en six mois (SANTOS, 1983 ; OURINVEST, 1989 ; BECKER, 1990 ; FERRAZ, 1994).

La principale raison de cette ruée vers l'or est la mobilité de la main-d'œuvre. L'orpaillage apparaît en effet comme une stratégie de survie pour un grand nombre de personnes sans terre et sans emploi. Autre facteur, l'espoir pour les familles d'un enrichissement rapide. Les colons de Sinop se sont ainsi déplacés vers le site d'orpaillage de Peixoto de Azevedo (Mato Grosso), en empruntant la route nationale BR-163 (Cuiabá-Santarém) ; de même, les propriétaires terriens du Maranhão et du Piauí se sont tournés vers Serra Pelada (Pará).

La grande majorité des chercheurs d'or accourent du nord-est et de la région même, encadrés et exploités par des patrons orpailleurs, eux-mêmes au service des propriétaires des sites miniers. Les chercheurs d'or jouent un rôle de pionniers. Une fois un gîte aurifère découvert, ils commencent à l'exploiter, pour en être ensuite expulsés par les compagnies qui arrivent avec des moyens mécanisés. L'exploitation de l'or de Paranaíta (Alta Floresta, dans

Figure 3

Les gisements en Amazonie.



l'État du Mato Grosso) en est un exemple. Pour les entreprises et l'État, les chercheurs d'or sont en quelque sorte des « ratisseurs » de minerai et de sites d'orpaillage. De plus, l'activité d'orpaillage, en offrant un emploi alternatif aux populations en déplacement, agit comme une soupape de sécurité pour les tensions sociales.

Les chercheurs d'or ont fini par prendre une grande part dans le peuplement de la région et dans le développement de villes nouvelles. Tel est le cas de Curionópolis et de Eldorado de Carajás, dans le « trou » de Serra Pelada.

De par sa dimension sociale, l'orpaillage est devenu une importante composante géopolitique. Pour reprendre les termes de SANTOS (1983), « l'orpaillage ne se réduit pas à un problème technique, il est avant tout un problème social ». Une véritable guerre sociale et technologique s'est instaurée entre chercheurs d'or et propriétaires de sites d'orpaillage, les premiers luttant pour l'exploitation manuelle des gîtes, les seconds pour leur exploitation mécanisée (BECKER, 1990). Dans les deux cas, les impacts environnementaux ne peuvent être passés sous silence, ne serait-ce qu'en raison de l'usage du mercure.

Le mercure, utilisé judicieusement sur le site minier, peut être recyclé à 95 % voire plus, mais, dans la pratique, la fraction de mercure rejetée dans l'environnement est bien plus importante. Il existe deux formes principales d'émission, l'une étant due à la volatilisation du mercure lors de la fusion à chaud de l'amalgame or-mercure, l'autre aux rejets des produits de l'amalgamation incomplètement débarrassés du mercure. Dans le cas de la volatilisation, le mercure tend à être ionisé dans l'atmosphère ; il peut parcourir des distances de plusieurs dizaines de kilomètres, puis retomber, sous forme solubilisée, dans les eaux de pluie. Le mercure entraîné dans les rejets est retenu dans des petites mares, lesquelles se trouvent très souvent reliées, en période de fortes pluies, au réseau de drainage local (SILVA et SILVA, 1991). Dans les sites d'orpaillage amazoniens, les émissions atmosphériques de mercure oscillent entre 50 et 70 tonnes par an (PFEIFFER et LACERDA, 1988 ; PFEIFFER *et al.*, 1990).

Les impacts de l'activité d'orpaillage sont multiples : remaniement des sédiments du fond et des berges des rivières, des lacs et des estuaires ; risques pour la santé des orpailleurs ; contamination du monde vivant (algues, plancton, macrophytes, mollusques, poissons, homme) en l'absence de mesures efficaces contre la dissémination du mercure. La pêche est fortement

compromise dans certains milieux, comme par exemple dans les rivières Teles Pires (Mato Grosso), Tapajós (Pará), Madeira (Rondônia), et plus récemment dans certaines rivières de l'État de Roraima. L'intoxication professionnelle par inhalation de vapeurs de mercure concerne non seulement les chercheurs d'or lors de la destruction à chaud de l'amalgame mais aussi les ouvriers des maisons d'achat/vente de l'or (*casas de ouro*) lors d'une dernière purification de l'or (RODRIGUES *et al.*, 1994 ; LEONEL, 1998).

La dissémination du mercure est très variable à la fois dans le temps et dans l'espace. Olga BECKER (1990) a évalué les conséquences environnementales liées à l'asphaltage de la route nationale BR-364, entre Porto Velho (Rondônia) et Rio Branco (Acre), dans le cadre du projet PMACI I (Protection de l'environnement et des communications indigènes). Dans sa conclusion, elle montre que les taux de contamination des poissons et des populations par le mercure provenant de l'activité minière sont négligeables dans les États des Amazones et de l'Acre, et élevés dans l'État de Rondônia. Les quantités de mercure utilisées par unité d'or ne semblent pas étrangères à ces résultats, comme le montre le tableau I.

Tableau I. Indices moyens pondérés relatifs à la consommation spécifique de mercure métallique dans les sites d'orpaillage (d'après FERREIRA et APPEL, 1991).

État	Moyenne pondérée (Hg/Au)
Pará	0,8
Mato Grosso	0,9
Rondônia	1,3
Roraima	0,6
Autres États	1,3

L'impact de l'activité minière dans les territoires indigènes n'a jamais été pris en considération. Il s'agit là d'une impasse flagrante dans le processus d'occupation de l'Amazonie, surtout depuis la promulgation en 1983 du décret 88985, donnant le droit aux entreprises minières d'opérer sur ces terres. Les entreprises ont souvent usé de ce droit pour disposer du sous-sol en vue d'une exploitation future. En effet, en 1990, à peine 40 % de l'ensemble des permis de recherche concédés étaient mis à profit. Certains chefs d'entreprises d'orpaillage, pour gagner du temps et pratiquer la politique du fait accompli, ont encouragé l'invasion des réserves indigènes par les chercheurs d'or. Le même

phénomène s'est produit dans les aires culturelles Tapajós-Madeira et le nord de l'Amazonie (cas des Yanomami).

Déboisement, agriculture/élevage et contamination des sols

Dans l'absolu, l'ampleur du déboisement en Amazonie peut encore être considérée comme faible par rapport à la superficie totale de la région. En 1990, l'aire déboisée représentait de 8 à 20 % de la surface totale, soit 40 000 à 100 000 km^2. Le déboisement, qui s'est principalement développé le long des routes, est très variable. Les plus grandes surfaces déboisées se trouvent dans l'État de Rondônia, les plus réduites dans celui des Amazones. Le déboisement est étroitement lié au processus d'appropriation des terres, à l'avancée de l'agriculture/élevage et de l'exploitation forestière. Les chiffres concernant son ampleur sont quelque peu controversés. Néanmoins, il n'est pas hasardeux d'affirmer qu'il suit un rythme exponentiel, en particulier dans les États du Mato Grosso, de Rondônia, de l'Acre et du Pará méridional. Cela est d'autant plus préoccupant que les impacts sur le milieu amazonien augmentent en proportion plus importante que son propre taux d'expansion. La figure 4 illustre le front de déboisement récent en forme d'arc dit « de feu ».

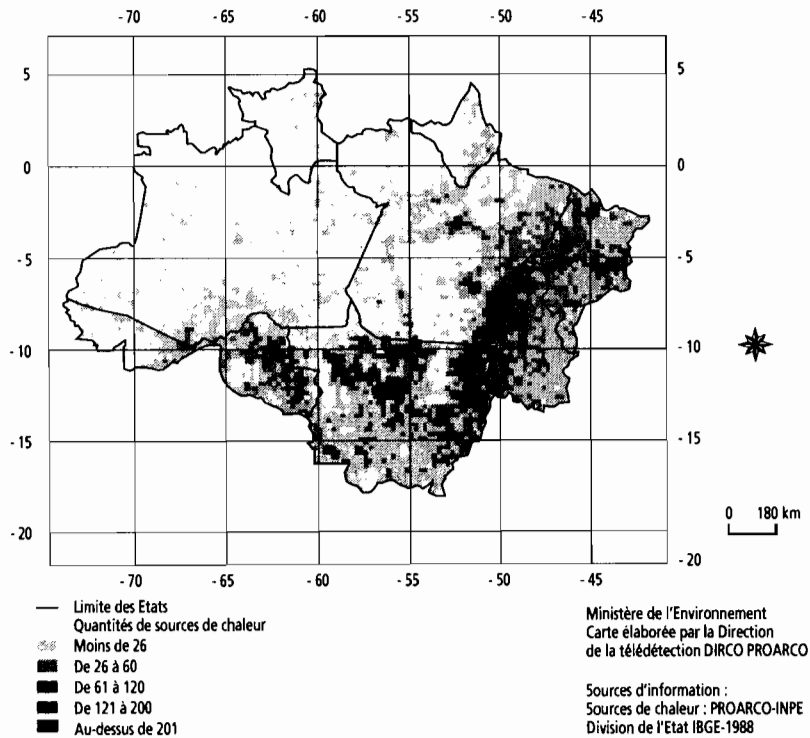
Le rythme du déboisement est étroitement dépendant de la forme d'occupation de la frontière. Celle-ci a souvent varié en fonction de la conjoncture internationale, de la politique gouvernementale ainsi que des intérêts et des initiatives des différents groupes sociaux. Jusqu'aux années 1980, le processus dominant est la substitution des pâturages à la forêt. Pour les petits agriculteurs, il s'agissait d'une valorisation immédiate de la terre mais de courte durée. Il est maintenant établi que le remplacement de la forêt par la prairie a pour effet d'accroître l'érosion des sols (le ruissellement de l'eau sur couvert herbacé est dix fois plus important que sous couvert forestier) et les pertes en nutriments, notamment en phosphore, les terres devenant rapidement infertiles après les premières cultures. Pour les grands propriétaires, l'intérêt est autre. La pratique de l'élevage après déboisement est surtout conçue par ces derniers comme un instrument de légitimation juridique de la propriété. De ce constat se dégage une problématique nouvelle, qui met en relation l'usage du sol et le développement durable.

Le mercure lui-même est concerné par le déboisement. En effet, le lessivage des terres augmente considérablement après leur mise à nu et l'exportation du

mercure contenu dans le sol s'accroît dans les mêmes proportions, par écoulements superficiels et/ou subsuperficiels. La contamination du milieu s'en trouve accélérée, augmentant d'autant les risques de contamination chez l'homme.

La politique consistant à favoriser la multiplication des grandes propriétés apparaît de fait comme un élément fondamental dans le processus de dégradation de l'environnement régional, car elle a pour effet de chasser continuellement les petits producteurs vers de nouvelles terres et de conduire à de

Figure 4
Concentration des sources de chaleur en Amazonie brésilienne (juin-décembre 1998).



nouveaux déboisements, lesquels sont effectués soit manuellement, soit au moyen de tronçonneuses, soit encore à l'aide de bulldozers loués aux exploitants forestiers (fourniture de bois noble en guise de troc).

Une relation très étroite existe également entre la contamination des milieux aquatiques par le mercure et le processus d'expansion de l'agriculture/élevage dans la région, lequel passe par la phase préliminaire des déboisements et des incendies.

Dans les années 1990, les mesures incitatives prises en faveur des grands propriétaires ont été supprimées ; l'élevage et l'agriculture vont perdre de l'importance dans la région. Mais cela ne ralentit pour autant le déboisement, et donc le lessivage des sols et le départ de mercure. L'exploitation forestière a en effet pris le relais, devenant le nouveau moteur de la déforestation. Ce sont les États du Mato Grosso et du Pará (sud-est) qui sont les plus exploités. La demande émane principalement de l'État de São Paulo.

Barrages hydroélectriques : le mercure dans les lacs de retenue

La politique énergétique adoptée en Amazonie repose sur l'énergie emmagasinée dans les rivières et les forêts : la houille blanche et la houille verte. Le rythme de progression de la frontière énergétique s'est accéléré, prolongeant la stratégie d'occupation régionale par l'implantation d'un nouveau réseau, le réseau hydroélectrique.

La justification officielle en fut la production d'énergie pour alimenter la région et le pays durant le prochain siècle. En réalité, il s'agissait surtout de fournir de l'énergie à très bas prix aux compagnies internationales productrices d'aluminium, aux fins d'éponger la dette extérieure et d'internationaliser la compagnie Vale do Rio Doce et la compagnie nationale d'électricité Eletrobrás.

Le plan 2010 de Eletrobrás, par exemple, envisage la construction de 79 usines en dix ans, la plupart en Amazonie, sur tous les grands affluents de l'Amazone. Aux impacts qui inévitablement accompagneront la poussée démographique le long des vallées fluviales, il faudra ajouter les conséquences de l'implantation d'usines hydroélectriques. L'expérience montre que la formation de grands lacs de barrage présente de multiples effets pernicieux pour l'environnement, notamment en éliminant de grandes étendues de forêt par immersion. Le cas des réservoirs de Balbina (Amazonas) et de Samuel (Rondônia) démontre

que le coût des impacts environnementaux est supérieur aux bénéfices tirés de la production d'énergie ; ces deux usines produisent deux fois moins de kilowatts par rapport à la surface inondée de barrage que celle de Tucuruí (Pará). Une superficie de 2 430 km² de forêt vierge a été sacrifiée, sans la moindre exploitation du bois avant la mise en eau. La qualité de l'eau et la migration des poissons en ont été profondément altérées (LEONEL, 1998). Parmi les impacts évoqués, la contamination par le mercure de l'homme et de son environnement est l'un des plus souvent cités et aussi l'un des plus controversés.

Dans le cas de Tucuruí, les résultats d'une étude menée en 1991 par Petri Porvari, de l'université d'Helsinki en Finlande (PORVARI, 1995), mettant en évidence des taux élevés de mercure dans des échantillons de poissons, d'animaux terrestres et de cheveux humains, déclenchèrent une série de polémiques.

La compagnie d'électricité Eletronorte, dans un premier temps, mit en doute la validité de la méthode d'échantillonnage et donc celle des résultats. Selon elle, la présence de chercheurs d'or en nombre élevé dans l'ensemble du bassin du Rio Tocantins, principalement dans les rivières Itacaiúnas, Vermelho et Parauapebas, situées en amont du lac de barrage, pourrait être la cause de l'apparition de mercure dans le lac, « innocentant » ainsi les sédiments lacustres de tout largage significatif. Le rapport de la Commission mondiale des barrages de 1999, sans contester la contamination des poissons par le mercure dans les milieux lacustres, conclut que le fait de désigner les lacs comme agent de contamination des poissons est une affirmation hâtive et sans fondement technique solide.

Une autre étude sur le lac de barrage de l'usine de Samuel, alimenté par un affluent du Rio Madeira, dans l'État de Rondônia, réalisée quelque temps plus tard par GUIMARÃES *et al.* (1994) au moyen de méthodes radiométriques, mentionne des taux de production de méthylmercure faibles, voire non détectables, dans les eaux les plus profondes du lac. En revanche, les eaux échantillonnées dans les zones peu profondes ou en aval sont le siège d'une production de méthylmercure beaucoup plus élevée, ce qui suggère un certain effet stimulant de la présence du lac dans la formation de méthylmercure (voir annexe 5).

LES PEUPLEMENTS CONCENTRÉS ET LA CONTAMINATION

L'Amazonie est une forêt urbanisée, puisque, comme nous l'avons vu, 61 % de sa population vit dans des centres urbains. Ces villes jouent un rôle fonda-

mental dans l'occupation régionale. La frontière urbanisée a été implantée par l'État en tant que base logistique d'occupation, avant même l'expansion de la frontière agricole, et cela pour trois raisons :

- le centre urbain est un lieu de référence pour l'organisation du marché du travail, comme point de concentration et de redistribution de la main-d'œuvre ;
- il exerce une importante fonction politico-idéologique, étant le lieu d'intervention de l'État ;
- il est aussi considéré comme un facteur modifiant la structure occupationnelle des émigrants, en pesant sur leur apprentissage politique et en intervenant dans les petits investissements effectués dans son voisinage.

L'organisation du réseau urbain dépend étroitement des voies de circulation qui structurent la frontière, lesquelles en retour sont conditionnées par cette dernière. Les routes ont donné une nouvelle impulsion aux villes les mieux dotées en équipements assurant la circulation dans les grandes vallées. Les villes éloignées des routes sont tombées en déclin.

Au cours des années 1970 et 1980, l'urbanisation a été marquée par un certain nombre d'évolutions :

- l'expansion de centres régionaux et locaux, sous l'impulsion de l'État ; ces centres, tels que Imperatriz, Araguaína, Conceição do Araguaia, Marabá, Tucuruí, Altamira et Itaituba, localisés le long de la routes Belém-Brasília et de la « transamazonienne » Cuiabá-Porto Velho, constituent des bases opérationnelles pour le développement des fronts ;
- l'expansion ou la consolidation des capitales d'État, notamment Belém et Manaus ;
- la multiplication de petits centres dispersés, hameaux et villages, liés à la mobilité de la main-d'œuvre ;
- la régression de centres traditionnels, tributaires de la circulation fluviale, comme dans le cas de la vallée du Rio Negro ;
- l'implantation de franges urbaines avancées, correspondant aux villes programmées par les grands projets.

Le tissu urbain s'est développé dans un espace coïncidant avec le gigantesque arc peuplé situé en bordure de l'Amazonie. Dans les années 1990, il s'est renforcé avec la multiplication des centres urbains de taille moyenne. Les graves problèmes environnementaux ne furent pas réglés pour autant, en

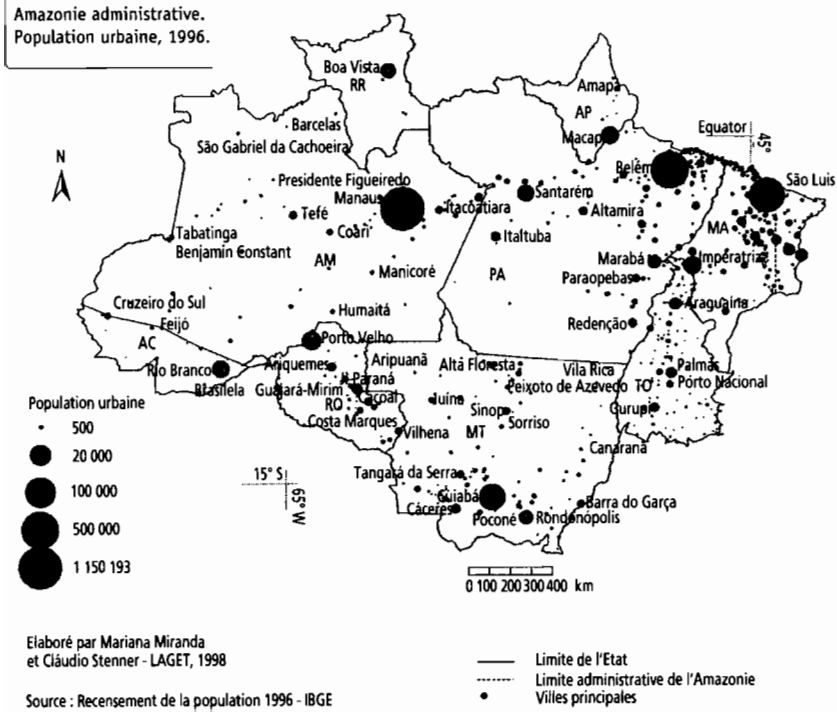
particulier dans les périphéries urbaines dépourvues d'équipements et de services de base. La figure 5 met en relief une configuration subrégionale différenciée et ouverte.

Selon BROWDER et GODFREY (1997), pour appréhender la relation entre l'environnement amazonien et son urbanisation, il faut prendre en compte :

- le transfert des produits d'origine rurale vers les habitants des villes ;
- les impacts à grande échelle des lacs de barrage ;
- la détérioration de l'environnement urbain ;
- les retombées de l'exploitation minière.

Figure 5

Amazonie administrative.
Population urbaine, 1996.



Elaboré par Mariana Miranda
et Cláudio Stenner - LAGET, 1998

Source : Recensement de la population 1996 - IBGE

Limite de l'Etat
Limite administrative de l'Amazonie
Villes principales

Ce dernier point est important car il concerne les incidences du mercure en zone urbaine par le biais des maisons qui achètent et purifient l'or. La purification s'opère à haute température, provoquant la volatilisation du mercure, tandis que l'or reste à l'état solide. Cette étape permet d'éliminer le reste de mercure échappant à la première purification opérée par les chercheurs d'or sur place ; il représente de 1 à 7 % du mercure initialement amalgamé. Dans les villes proches, la teneur en mercure en suspension dans l'air peut atteindre des niveaux inquiétants. À Porto Velho, par exemple, on a enregistré des teneurs en mercure dans l'air 300 fois plus élevées que dans d'autres villes (PFEIFFER *et al.*, 1990). À Porto Velho et à Boa Vista (Roraima), les maisons qui purifient l'or ont installé des dispositifs équivalents aux hottes de laboratoire pour diminuer les risques de contamination des ouvriers, mais les émissions de mercure dans l'atmosphère n'en sont pas réduites pour autant (FERRAZ, 1994). À Poconé, dans le Mato Grosso, les teneurs en mercure dans l'air atteignent 1,68 mg/m^3 au centre-ville, alors que la limite maximale autorisée par l'Organisation mondiale de la santé est de 1,0 mg/m^3. Dans la zone urbaine de Alta Floresta, près de 25 tonnes d'or par an sont purifiées et commercialisées tandis que 0,5 à 2,5 tonnes de mercure sont émises (HACON *et al.*, 1994). Dans le centre de Alta Floresta, 32 *casas de ouro* fonctionnent (FARID *et al.*, 1992). Outre la dispersion des vapeurs de mercure par voie atmosphérique, ces mêmes auteurs ont mis en évidence des retombées sur les sols urbains. Le dosage de mercure dans les urines des ouvriers a clairement établi que les fondeurs d'or sont en situation de risque. Toutefois, les résultats d'analyse des taux de mercure dans le sang ont mis en évidence des différences significatives d'une maison à l'autre, montrant que les consignes de protection sont inégalement suivies. Toujours à Alta Floresta, à cette exposition aux vapeurs de mercure s'ajoute celle au méthylmercure *via* la consommation de poissons considérés comme fortement contaminés, plus particulièrement les carnivores (*jaú*, *pintado* et *matrinchã*) qui sont les plus prisés.

LES ÉVOLUTIONS ACTUELLES DE LA MISE EN VALEUR DE L'AMAZONIE

À l'échelle mondiale et locale, une évolution des idées s'opère quant à une mise en valeur de l'Amazonie par des voies alternatives. Une nouvelle stratégie

de développement est en train d'émerger, se fondant sur la révolution scientifico-technologique à laquelle nous assistons actuellement. Celle-ci laisse entrevoir de nouvelles formes de valorisation de la forêt qui pourraient rapidement être généralisées, poussées en cela par la crise environnementale qui impose l'établissement de nouveaux liens avec la nature, moins destructeurs.

Dorénavant, le capital que représente le milieu amazonien n'est plus seulement perçu à travers ses ressources minérales mais aussi et surtout à travers ses ressources vivantes qui ouvrent des perspectives nouvelles grâce aux avancées de la biologie moléculaire et de la biotechnologie.

La biodiversité apparaît comme l'élément clé du « capital nature ». Le Brésil est le pays au monde le plus riche en matière de biodiversité, l'Amazonie apparaissant comme un véritable *heartland* écologique (BECKER, 1999 c). Ce qualificatif s'explique par de multiples atouts :

- son extension géographique, comme l'avait souligné Mackinder au début du siècle (1904) ;
- sa capacité d'autodéfense, liée aux distances immenses et à sa couverture végétale dense qui, jusqu'à ce jour, ont fortement freiné le processus d'occupation ;
- son nouveau statut fondé sur sa double valeur patrimoniale, liée à la terre elle-même et au capital naturel que représente la biodiversité ;
- sa position géographique qui lui confère un caractère stratégique en tant que point de jonction entre les puissances nord-américaine, européenne et asiatique ;
- son identité culturelle, fondée sur la diversité sociale, héritière d'une inestimable source de savoirs locaux et de connaissances sur la nature tropicale ;
- l'opportunité de promouvoir une utilisation alternative des ressources naturelles.

Par ailleurs, la multiplication des échanges (information, argent, produits) est rendue possible par la mise en place de réseaux de communication reliant horizontalement les différents points du territoire ou verticalement les espaces national et international. Il est important de souligner que ces réseaux, qui sont indifféremment au service des activités légales et illégales, représentent le facteur majeur d'amplification du rayon d'action régional, lequel doit être replacé aujourd'hui dans le milieu amazonien pris comme un tout.

Des facteurs internes ont également contribué à la dynamique de la région. Les conflits des années 1970 et 1980 se sont mués en différents projets de développement à la suite de revendications, certaines exprimées dans un esprit pacifique, d'autres de façon belliqueuse (BECKER, 1997). Deux secteurs ont pris de l'importance : l'un techno-industriel et l'autre techno-écologique. Le secteur techno-industriel est l'héritier de l'économie de frontière. On lui doit l'implantation de l'économie moderne dans des centres en bordure de la forêt et il représente une demande de développement en prise directe avec les marchés d'Amérique du Sud, du Pacifique et des Caraïbes.

La grande nouveauté réside dans le secteur techno-écologique qui s'est développé à partir d'une part de la pression environnementaliste contre la déprédation du milieu, d'autre part du souci de valorisation du capital naturel. Les principaux acteurs de ce dernier secteur sont les gouvernements du G7 et du Brésil, la Banque mondiale, les Églises et les ONG associées aux communautés locales. Leurs projets se fondent sur la biosociodiversité de l'Amazonie, mieux perçue actuellement, et concernent de nouvelles territorialités résistant de plus en plus à l'expropriation, qu'il s'agisse d'Indiens, de *seringueiros* (« saigneurs d'hévéa ») ou de petits producteurs.

Malgré le poids que représente le nouveau destin géopolitique assigné à l'Amazonie et l'apparition de nouveaux acteurs, l'État n'a pas totalement quitté la scène et cherche à reprendre la situation en main. Sa politique présente cependant bon nombre d'incohérences. D'un côté, le ministère de l'Environnement défend la politique du développement durable, en soutenant le Programme pilote pour la protection des forêts tropicales brésiliennes (PPG7), doté de 250 000 dollars E.-U. provenant des pays du G7, de l'Union européenne, avec une contrepartie du gouvernement brésilien, et géré par la Banque mondiale. De l'autre, le ministère du Plan et du Budget, qui soutient le programme « Brésil en Action » de 1996, aujourd'hui repris sous le nom de *Avança Brasil*, et qui utilise ce dernier comme un instrument de développement des Axes nationaux d'intégration et de développement (*Eixos Nacionais de Integração e Desenvolvimento*, ENID), tout en donnant la priorité aux axes du nord (Amazonie occidentale et septentrionale) et à ceux du centre-ouest (Amazonie orientale). Les ENID s'efforcent d'attirer des investisseurs et des émigrants. Inévitablement, le fait d'opérer sur de plus grandes portions de territoire et de développer des réseaux de communication de taille correspondante ne peut qu'amplifier la segmentation et la réduction des massifs forestiers.

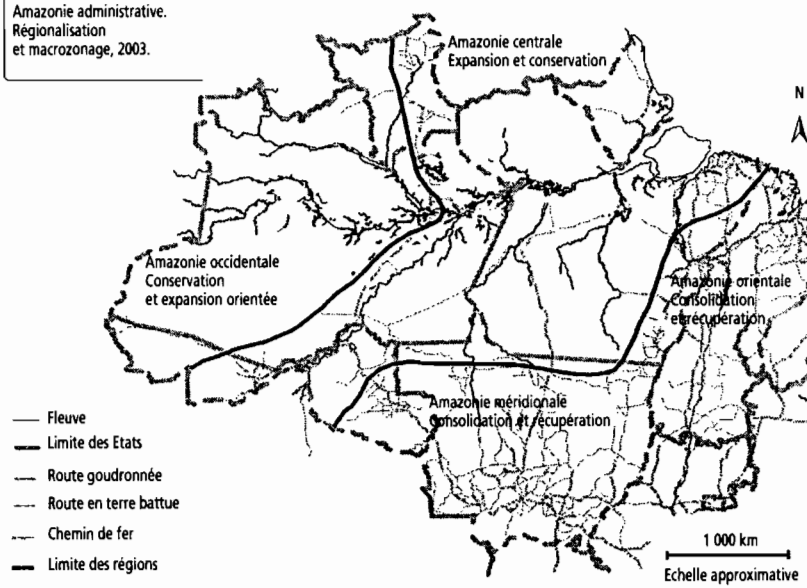
Le développement des ENID a eu pour effet d'accentuer le processus de différenciation régionale en cours et d'accélérer la disparition de l'*Amazônia Legal*, construction géopolitique des années 1960. Aujourd'hui se détachent les Amazonies orientale, méridionale, centrale et occidentale, qui se distinguent les unes des autres par leur activité économique, leurs caractéristiques démographiques, l'importance de leurs surfaces déboisées et leurs potentialités (fig. 6).

La politique des ENID dépasse le cadre national ; elle propose une coopération avec le Venezuela et avec les Guyanes qui doit se traduire par la construction de routes et de ponts. Il devient donc de plus en plus nécessaire d'appréhender le milieu amazonien dans son ensemble et de se référer dorénavant à l'Amazonie sud-américaine.

Le problème du mercure, face aux évolutions actuelles dans la mise en valeur du milieu amazonien, se pose dès lors en termes nouveaux.

Figure 6

Amazonie administrative. Régionalisation et macrozonage, 2003.



Organisation : Bertha Becker. Elaboration : Cláudio Stenner

En premier lieu, la croissance économique doit être évaluée différemment. En fonction des principes du développement durable, une plus grande place doit être accordée à la santé des populations et à la préservation de l'environnement. Les nuisances causées par le mercure doivent être réexaminées en tenant compte des différentes formes de peuplement et d'exploitation du milieu. Des recherches approfondies sont à mener dans ce domaine.

En second lieu, si la poursuite et l'approfondissement des recherches sont nécessaires, il est tout aussi important de relativiser la question du mercure en Amazonie, au moins sur deux points. Le premier est d'ordre technologique. Nous savons qu'il existe de nouveaux procédés qui éliminent ou tout au moins réduisent substantiellement l'inhalation de mercure. Cette question est par conséquent du ressort des pouvoirs publics qui se doivent de donner tout leur appui à la diffusion et à la mise en pratique de ces techniques. Le second point est d'ordre socio-écologique. Il concerne la spécificité des forêts tropicales quant aux populations humaines et aux poissons. Il est nécessaire de vérifier si les mesures internationales s'appliquent au milieu amazonien. Pour cela, il faut réévaluer soigneusement la notion de normalité, s'agissant des taux de mercure dans les sols, les eaux, les poissons et chez les hommes.

Force est de constater que les incidences du mercure sur les humains et l'environnement sont liées autant à des causes anthropiques que naturelles. Ainsi, FORSBERG *et al.* (1994) font remarquer que, d'un côté, malgré la multiplication des campagnes préventives de détection du mercure, les populations ne présentent pas de signes de maladies mortelles et que, d'un autre côté, il est possible de rencontrer des taux élevés de mercure dans les rivières, les aires déboisées, les lacs de barrage et les villes, comme dans l'État de l'Acre et dans le système du Rio Negro (État de l'Amazone). Il ne faut pas pour autant oublier que les incidences du mercure dépendent également des caractéristiques biogéochimiques spécifiques des écosystèmes (voir annexe 2).

[Références bibliographiques]

BECKER B.K., 1982. *Geopolítica da Amazônia*. Rio de Janeiro, Zahar Ed.

BECKER B.K., 1984. A fronteira em fins de século XX : Oito proposições para um debate sobre a Amazônia. *Espaço & Debates*, 13.

BECKER B.K., 1985. Fronteira e urbanização repensadas. *Rev. Brasil. Geografia*, 47 (3-4).

BECKER B.K., 1988. « Significância contemporânea de fronteira : uma interpretação geopolítica a partir da Amazônia Brasileira ». *In* AUBERTIN C. (éd.) : *Fronteiras*, Brasília, UNB/Orstom.

BECKER B.K., 1990. *Amazônia*. São Paulo, Ed. Ática.

BECKER B.K., 1992. « Repensando a questão ambiental no Brasil a partir da geografia política ». *In* LEAL M.C. *et al.* (éd.) : *Saúde, ambiente e desenvolvimento*, São Paulo, Ed. Hucitec, vol. I.

BECKER B.K., 1997. « Novos rumos da política regional : por um desenvolvimento sustentável da fronteira amazônica ». *In* BECKER B.K., MIRANDA D. (éd.) : *A geografia política do desenvolvimento sustentável*, Rio de Janeiro, Ed. UFRJ.

BECKER B.K., 1999 a. Os eixos de integração e desenvolvimento e a Amazônia. *Território*, 6.

BECKER B.K., 1999 b. Cenários de curto prazo para o desenvolvimento da Amazônia. *Cadernos do NAPIAm*, 6.

BECKER B.K., 1999 c. Brasil. Tordesilhas, ano 2000. *Território*, 7.

BECKER B.K., EGLER C.G., 1993. *Brasil uma nova potência regional na economia-mundo*. Rio de Janeiro, Ed. Bertrand Brasil.

BECKER O.M., 1990. Contribuição ao estado da dimensão sócio-econômica na análise ambiental : uma experiência na Amazônia Ocidental Brasileira. *Ver. Brasil. Geogr.*, 52 (3).

BROWDER J., GODFREY B., 1997. *Rainforest cities*. New York, Columbia University Press.

CARDOSO F.H., MÜLLER G., 1977. *Amazônia : expansão do capitalismo*. São Paulo, Brasiliense.

Comissão Mundial de Barragens, 1999. *Usina Hidrelétrica de Tucuruí. Relatório preliminar*. COPPE/UFRJ.

FARID L.H. *et al.*, 1992. *Diagnóstico preliminar dos impactos ambientais gerados por garimpos de ouro em Alta Floresta/MT*. Rio de Janeiro, CETEM/CNPq, Estudo de Caso.

FERNANDES F.R., PORTELA I.C., 1990. *Recursos minerais da Amazônia, alguns dados sobre situações e perspectivas*. Rio de Janeiro.

FERRAZ J., 1994. *Riqueza e exploração mineral in Amazônia, uma proposta interdisciplinar de educação ambiental. Temas básicos*. Brasília, MMA/IBAMA.

FERREIRA R., APPEL L., 1991. *Fontes e usos de mercúrio no Brasil*. Rio de Janeiro, CETEM/CNPq.

FORSBERG B.R., FORSBERG M.C.S., PADOVANI C.R., SARGENTINI E., MALM O., 1994. « High levels of mercury in fish and human hair from the Rio Negro basin (Brazilian Amazon) : natural background or anthropogenic contamination ? ». *In* KATO H., PFEIFFER W.C. (éd.) : *Proceedings of the International Workshop on Environmental mercury pollution and its health effects in Amazon river basin* (Nov. 30-Dec. 2, 1994, Rio de Janeiro, Brazil), Minamata, National Institute for Minamata Disease : 33-40.

GUIMARÃES J.R.D., MALM O., PADOVANI C., SANCHES M.V., FORSBERG B., PFEIFFER W.C., 1994. « A summary of data on net mercury methylation rates in sediment, water, soil and other samples from the Amazon region obtained through radiochemical methods ». *In* KATO H., PFEIFFER W.C. (éd.) : *Proceedings of the International Workshop on Environmental mercury*

pollution and its health effects in Amazon river basin (Nov. 30-Dec. 2, 1994, Rio de Janeiro, Brazil), Minamata, National Institute for Minamata Disease : 94-99.

HACON S. *et al.*, 1994. « Potential exposition to mercury in Alta Floresta, MT, a gold trade center in Amazon ». *In* KATO H., PFEIFFER W.C. (éd.) : *Proceedings of the International Workshop on Environmental mercury pollution and its health effects in Amazon river basin* (Nov. 30-Dec. 2, 1994, Rio de Janeiro, Brazil), Minamata, National Institute for Minamata Disease.

LEONEL M., 1998. *A morte social dos rios*. São Paulo, Ed. Perspectiva.

OURINVEST, 1989. Panorama da oferta e demanda de ouro no Brasil, 1982-1987. *Mineração e Metalurgia*, 52 : 34-40.

PFEIFFER W.C., LACERDA L., 1988. Mercury inputs into the Amazon region, Brasil. *Environ. Technol. Lett.*, 9 : 325-330.

PFEIFFER W.C. *et al.*, 1990. A ameaça dos mercúrios nos garimpos. Rio de Janeiro, SBPC, Ciência Hoje, 11 (61).

RODRIGUES R.M *et al.*, 1994. *Estudo dos impactos ambientais decorrentes do extrativismo mineral e poluição mercurial no Tapajós, pré-diagnóstico*. Rio de Janeiro, CETEM/CNPq.

SANTOS B., 1983. *Amazônia, potencial mineral e perspectivas de desenvolvimento*. São Paulo, T.A. Queiroz Ed.

SCLIAR C., 1996. *Geopolítica das minas do Brasil. A importância da mineração para a sociedade*. Rio de Janeiro, Ed. Revan.

SILVA A., SILVA E., 1991. *Estudos bioquimícos sobre o mercúrio em ambientais aquáticos de Poconé*. Rio de Janeiro, CETEM/CNPq.

Laurent Polidori, Jean-Marie Fotsing, Jean-François Orru

Déforestation et orpaillage : apport de la télédétection pour la surveillance de l'occupation du sol en Guyane française

INTRODUCTION

On observe en Guyane française, comme dans le reste de l'Amazonie, une confrontation d'intérêts entre les populations forestières qui tirent la majeure partie de leurs ressources alimentaires du milieu naturel, les acteurs de l'activité aurifère (sociétés et orpailleurs) qui exploitent les richesses minérales et enfin l'État, qui tantôt stimule le développement de l'emprise humaine sur le milieu, avec notamment le développement de fronts pionniers et d'infrastructures pour organiser et maîtriser les espaces vides (comme au Brésil ; voir annexe 14), tantôt s'investit dans la mise en œuvre de politiques environnementales et indigénistes et cherche à concilier le développement durable et les modes de vie des populations locales. C'est lorsque ces intérêts s'opposent dans une même zone géographique qu'il y a conflit (Orru, 1998). C'est pourquoi la gestion des problèmes d'intoxication par le mercure exige d'abord une connaissance actualisée de l'occupation du sol sur l'ensemble du territoire considéré.

Cette contribution sur l'apport de la télédétection à l'étude de l'environnement amazonien se limitera essentiellement à la Guyane française et au nord du Brésil. Après avoir rappelé les difficultés liées au passage de l'Amazonie à la Guyane par une comparaison des deux espaces en termes physiographiques et démographiques, nous décrirons dans leurs grandes lignes les comportements spatiaux des principaux facteurs de risque en Guyane, en distinguant d'une part la déforestation, les phénomènes d'inondation et les lacs de retenue, les activités d'orpaillage en tant que phénomènes propices à la production de méthylmercure, d'autre part la présence, sur place et en aval, de populations humaines menacées par une éventuelle contamination au méthylmercure.

Enfin, les possibilités offertes par la télédétection pour la cartographie des risques liés au mercure sont abordées dans la dernière partie, et illustrées pour plusieurs sites. Ayant indiqué le potentiel et les limites des principales technologies disponibles, nous proposerons des recommandations en vue d'une surveillance opérationnelle de l'occupation du sol par télédétection. En effet, seul un suivi méthodique de l'occupation de l'espace peut permettre de localiser les zones à risque, avec toute la prudence qui s'impose, de mettre en évidence les interactions et les évolutions éventuelles (expansion ou intensification) et surtout de rendre possibles l'établissement d'une base de données et le suivi en temps réel des phénomènes en cause.

DE L'AMAZONIE À LA GUYANE : UN CHANGEMENT D'ÉCHELLE

Peut-on transposer les connaissances acquises à l'échelle de l'Amazonie brésilienne au cas particulier de la Guyane ? La question n'est pas incongrue car, à côté d'un certain nombre de caractéristiques génériques, il existe des différences fondamentales concernant le comportement spatial des facteurs de risque.

CARACTÉRISTIQUES PHYSIOGRAPHIQUES

La Guyane présente de grandes similitudes avec le reste de l'Amazonie sur le plan physiographique : l'omniprésence de la forêt dense, des sols naturellement riches en mercure, un climat chaud et humide avec de fortes précipitations (2 000 à 4 000 mm annuels) et une alternance prononcée entre une saison sèche et une saison pluvieuse. Par ces caractéristiques, la Guyane est naturellement une région à fort risque de contamination de l'environnement et des populations par le mercure, au même titre que le reste de l'Amazonie.

Seule exception, le relief qui, bien que partout modelé sur le bouclier guyano-brésilien, fait apparaître d'importantes différenciations locales entre le centre de l'Amazonie et sa périphérie atlantique occupée par les Guyanes. Si l'Amazonie brésilienne est constituée de vastes bassins versants, où l'on trouve des plaines inondables très loin des exutoires, le relief guyanais est

formé de petites collines présentant des versants localement pentus malgré de faibles dénivelées et des bassins hydrographiques très denses et de superficie réduite. Cette topographie monotone dite en « peau d'orange » est interrompue au sud par quelques massifs isolés qui culminent autour de 400-600 m d'altitude. Les mécanismes de transfert du méthylmercure, probablement très sensibles à la topographie et à la morphologie des bassins versants, ont donc toutes les chances d'être quantitativement très différents.

CARACTÉRISTIQUES DÉMOGRAPHIQUES

Au premier abord, l'Amazonie est vide d'habitants, avec des densités de population inférieures à un habitant au kilomètre carré. Cette caractéristique vaut pour tous les pays du bassin amazonien. Si la Guyane française peut sembler encore plus vide que ses voisins, c'est que ces derniers possèdent de grands centres urbains qui sont généralement extérieurs au bassin amazonien (zone andine pour la Colombie, l'Équateur et le Pérou, côte orientale et grandes métropoles du sud pour le Brésil) mais qui entraînent une densité moyenne sensiblement plus élevée à l'échelle nationale (tabl. I). Par conséquent, malgré la disparité des chiffres, on peut affirmer que le vide démographique est une caractéristique générique de toute l'Amazonie.

Tableau I. Densité de population dans les pays du bassin amazonien.

Pays	Densité de population (hab./km²)
Bolivie	7,3
Brésil	19,6
Colombie	39,3
Équateur	44,0
Guyana	4,3
Guyane française*	1,9
Pérou	19,4
Surinam	2,7
Venezuela	26,3

* D'après le recensement INSEE de 1999.
Source : *État du Monde*, 2000.

Pourtant, malgré cette similitude en termes de concentration moyenne, la Guyane diffère de l'Amazonie brésilienne par la répartition spatiale des implantations humaines.

En Guyane, les lieux habités se trouvent principalement le long du littoral et, dans une moindre mesure, le long des fleuves frontaliers. Il s'agit de concentrations urbaines relativement modestes dans le contexte sud-américain (Cayenne comptait 50 000 habitants en 1999 et Kourou à peine 20 000). Si on excepte les petits villages de Saül et Saint-Élie, il n'y a pas d'agglomération dans la partie centrale de la Guyane. Le réseau routier est inexistant, et l'emprise agricole, constituée par des bandes adjacentes aux deux fleuves frontaliers, est tantôt plus ou moins dense (sur le bas et le moyen Maroni et dans une moindre mesure sur le bas Oyapock), tantôt plus fragmentaire (sur le haut Maroni et sur le haut Oyapock). À l'opposé, l'Amazonie brésilienne a été le siège de grands travaux d'infrastructure et de mise en valeur (routes, retenues hydroélectriques, exploitations agricoles ou minières) qui ont modelé et marqué le paysage en traçant de gigantesques trouées dans la forêt (les fronts pionniers) et favorisé les regroupements humains et l'apparition d'agglomérations très peuplées. Ces agglomérations constituent des « réservoirs » d'habitants susceptibles de coloniser plus ou moins rapidement le reste de la forêt amazonienne. De tels réservoirs sont inexistants en Guyane, département français où les conditions sociales sont très différentes des pays voisins et où l'attrait de l'industrie spatiale et de l'administration se traduit par le développement du mode de vie urbain. Ce phénomène est accentué par un rejet du travail agricole, qui exclut *a priori* tout mouvement significatif vers la forêt.

DIFFICULTÉ DU CHANGEMENT D'ÉCHELLE

Ainsi, au-delà d'un constat faisant apparaître la Guyane comme une région à risque, on ne peut extrapoler simplement les connaissances acquises sur l'Amazonie brésilienne. Cette mise en garde s'applique aussi bien aux connaissances scientifiques qu'aux possibilités d'un suivi opérationnel. C'est pourquoi la surveillance de l'occupation du sol telle qu'elle est pratiquée en Amazonie brésilienne, qui accorde une large part à l'imagerie satellitaire, ne peut être appliquée à la Guyane sans que les spécificités locales aient été préalablement prises en compte. Le comportement spatial des facteurs de risque (déforestation, inondations, orpaillage) doit donc être considéré lors de l'élaboration d'un cahier des charges pour le suivi de l'occupation et de l'utilisation du sol en Guyane. Il se trouve que la diversité des systèmes d'observation, en termes de résolution spatiale, de cadence de mise à jour, d'extension spatiale et de

type de capteur (sensibilité à des caractéristiques très variées du paysage), permet désormais de s'adapter à des situations géographiques et opérationnelles très spécifiques, pourvu que celles-ci soient correctement caractérisées.

COMPORTEMENT SPATIAL DES FACTEURS DE RISQUE

LA DÉFORESTATION

Montrée du doigt depuis de nombreuses années comme l'un des grands fléaux écologiques de la fin du XXe siècle, la déforestation est aussi un symptôme des problèmes sociaux et géopolitiques qui caractérisent les derniers espaces couverts par la forêt tropicale. Cette réalité concerne aussi bien la Guyane que le reste de l'Amazonie, même si l'ampleur du phénomène reste relativement limitée en Guyane.

En effet, contrairement aux grands fronts pionniers brésiliens qui sont guidés par une volonté planificatrice du gouvernement fédéral (voir annexe 14), le phénomène de déforestation apparaît en Guyane plus spontané et plus désordonné, limité surtout par les moyens techniques de défrichement, par la faiblesse des effectifs concernés et par l'absence de grands propiétaires terriens (TSAYEM, 1999).

Ainsi, hormis une quinzaine d'entreprises forestières qui se maintiennent tant bien que mal face à la concurrence du bois brésilien et exploitent, à grand renfort de subventions, des concessions situées sur la bordure littorale et sur la route de l'est, l'essentiel de la déforestation en Guyane relève plutôt de l'exploitation individuelle et de la tradition d'agriculture itinérante sur brûlis qu'on constate le long des deux fleuves frontaliers à l'ouest (Maroni) et, dans une moindre mesure, à l'est (Oyapock).

Dans ces zones, à l'exception de quelques bassins agricoles comme Javouhey, Charvein (fig. 1) ou Cacao, les abattis sont souvent de petite taille (de l'ordre de l'hectare), le long des voies de circulation (routes, pistes ou cours d'eau), sur des terrains quelquefois très pentus. Ces abattis n'ont parfois pas de connexion directe avec le réseau hydrographique mais l'inclinaison des pentes et la violence des précipitations favorisent le ravinement, par la mise à nu des sols latéritiques (photo 1).

Une cartographie des pentes à l'échelle de la parcelle permettrait, couplée à l'identification de l'occupation du sol, d'évaluer les risques d'érosion liés à cette activité. Des techniques comme la photogrammétrie numérique ou l'altimétrie laser aéroportée, qui donnent une précision de l'ordre du degré, méritent d'être testées avec cette finalité mais elles sont peu rentables à l'échelle de toute la Guyane. Une approche complémentaire consiste à établir une typologie des paysages à partir d'images satellitaires, notamment radar, en vue d'une caractérisation des bassins versants ou sous-bassins versants en termes d'érosion. Cette approche doit se contenter d'indicateurs très indirects liés par exemple à la texture du microrelief et de la canopée, ou encore à la morphologie du réseau hydrographique (caractéristiques qu'on peut obtenir à partir d'images radar satellitaires). Ainsi, le risque est probablement accru en Guyane par la morphologie dite en « peau d'orange », même si la nature même des abattis, ponctuels et itinérants, avec maintien en place des souches d'arbres, limite malgré tout le ruissellement, le ravinement et l'érosion des sols (photo 2). Toutefois, cela ne permet pas, en l'état actuel des pratiques culturales, d'envisager une pérennisation des parcelles exploitées sans apport d'engrais, et les abattis sont généralement abandonnés à la revégétalisation naturelle au bout de deux à trois ans.

Les pistes qui desservent les zones déboisées sont reconnaissables à la couleur caractéristique de la latérite, sauf si elles sont recouvertes par la canopée. Même si l'ouverture d'une piste contribue à l'érosion et indirectement à la production de méthylmercure, c'est surtout en tant qu'indicateur d'une activité à risque qu'il est important de pouvoir la détecter et la localiser. En effet, la piste ou la route permettent le passage de véhicules et donc de moyens d'exploitation plus importants.

En Amapá, État brésilien frontalier qui présente de grandes similitudes avec la Guyane (de la géomorphologie à la démographie), le phénomène de déforestation est d'une ampleur à peine supérieure à ce qu'on peut voir du côté guyanais. La colonisation de la forêt se fait préférentiellement le long des cours d'eau et des pistes, et les abattis ont des tailles de quelques hectares (fig. 2). Par conséquent, les mesures de surveillance préconisées ci-après s'appliquent aussi bien à la Guyane qu'à l'Amapá, et les moyens d'acquisition et de traitement de l'information gagneraient à être mis en commun.

Plus au sud, les grands fronts pionniers qui traversent la forêt amazonienne suivent des axes tracés artificiellement il y a moins d'un demi-siècle.

Ces fronts sont constitués par des parcelles d'une centaine d'hectares alignées le long de structures en forme de râteau. Ils peuvent atteindre 100 km de largeur, ce qui rend leur observation par satellite particulièrement aisée, même avec une résolution très grossière (fig. 3).

INONDATIONS ET RETENUES

Si on excepte les marais de la plaine côtière, la seule étendue d'eau notable en Guyane est le lac de retenue du barrage hydroélectrique de Petit-Saut, sur la rivière Sinnamary. Sa superficie, de l'ordre de 360 km^2, est très inférieure à celle des grandes retenues du Surinam ou du Brésil. Contrairement aux lagunes des plaines côtières, la retenue de Petit-Saut a une forme très découpée, et aucun point n'est situé à plus d'un kilomètre de la terre ferme (fig. 4 a).

La retenue est constituée en grande partie de forêt inondée, comme le montre l'image radar acquise par JERS après la mise en eau (fig. 4 b). Cette image permet de distinguer l'eau à l'air libre (en noir), la forêt inondée (en blanc) et la forêt exondée (en gris moyen). Bien que les variations de hauteur des arbres morts au-dessus de la surface suggèrent des variations d'altitude du sol avant la mise en eau, la profondeur, et donc le volume, ne peuvent être connus avec exactitude en raison de la précision altimétrique extrêmement médiocre des cartes topographiques dans les secteurs boisés.

Contrairement aux inondations naturelles qui, malgré de légères fluctuations annuelles, occupent les mêmes régions de manière chronique, la retenue couvre des zones antérieurement exondées dans lesquelles d'anciennes activités d'orpaillage ont pu apporter du mercure métallique. C'est le cas de la retenue de Petit-Saut, qui recouvre d'anciens placers de la rive gauche du Sinnamary. Le mercure stocké depuis plus d'un siècle se retrouve donc dans des conditions favorables à la méthylation à la suite de la mise en eau du barrage.

Le rôle des inondations, naturelles ou artificielles, comme facteurs de risque est favorisé par le relief de l'Amazonie et des Guyanes, constitué de vastes plaines et de petites collines et donc caractérisé par de faibles dénivellations. En effet, pour une cote altimétrique donnée, la faible profondeur se traduit par une étendue horizontale d'autant plus grande. Autrement dit, seules de très vastes retenues peuvent, en termes d'énergie hydroélectrique, présenter un intérêt productif dans un paysage de type amazonien. Cela

accroît inévitablement le risque que présente une telle infrastructure en termes de production de méthylmercure.

LES ACTIVITÉS D'ORPAILLAGE

En Guyane, les espaces minéralisés sont globalement répartis selon deux bandes ouest-est (fig. 5) : l'une, entre le Maroni et l'Approuague, qui part de la crique Beiman et couvre les placers de la moyenne Mana, du moyen Sinnamary, de la Comté et du moyen Approuague, ainsi que la montagne de Kaw ; l'autre qui suit globalement la chaîne Inini-Camopi, depuis Maripasoula jusqu'à Camopi, en englobant la région de Saül ainsi que le bassin de la rivière Waki.

Depuis les premières découvertes, l'activité aurifère a fait l'objet de nombreuses études, d'abord sur les aspects géologiques et techniques de l'exploitation du minerai mais aussi sur les phénomènes sociaux qui l'ont accompagnée. Faut-il préciser que l'or fut pour la Guyane le moteur d'une forte poussée exploratoire et de l'implantation de milliers de personnes à l'intérieur de la Guyane (voir annexe 12) ?

De cette période où le peuplement de l'intérieur pesait considérablement sur l'effectif total de la population de la Guyane, il ne reste aujourd'hui que quelques noms de lieux-dits, de placers ou de villages totalement abandonnés, mais dont la toponymie (indiquée sur la carte IGN au 1/500 000 et dont la figure 6 présente un extrait) est à rattacher directement au premier cycle aurifère.

Les études récentes portant sur le cycle biogéochimique du mercure ont mis en évidence, en Guyane, le rôle aggravant de l'activité aurifère, et plus particulièrement de l'orpaillage : d'une part par des rejets supplémentaires de mercure métallique ; d'autre part par une érosion certaine des sols qui favorise la mobilisation et le transport du mercure métallique jusqu'aux points les plus bas (barranques, bas-fonds, cours d'eau...).

Ces impacts sont autant de facteurs favorisant la méthylation et le passage dans la chaîne trophique.

S'il reste impossible de distinguer, dans la contamination au méthylmercure, la part provenant de l'activité aurifère de celle issue du mercure dit

naturel, on peut toutefois établir une distinction, quant aux impacts, entre l'orpaillage ancien et l'orpaillage récent.

L'orpaillage ancien mérite d'être considéré parmi les facteurs de risque en raison de l'importance des quantités de mercure élémentaire rejetées dans les cours d'eau ou qui se sont rassemblées en poche sur les terrains exploités. Dans ce dernier cas, le mercure, tant qu'il n'est pas remanié, reste inerte, à l'état métallique, et donc sans danger pour la santé humaine.

L'inventaire de ces sites est une tâche laborieuse mais réalisable. Il passe tout d'abord par une recherche historique systématique, à travers les archives des services miniers, les récits et les rapports des voyageurs et des fonctionnaires (HURAULT, 1960) qui ont parcouru l'intérieur du territoire et par la mémoire collective conservée par quelques anciens qui ont vécu la fin de cette période (STROEBEL, 1998). L'analyse de ce matériau historique permet de reconstituer une information géographique, et parfois qualitative, des espaces exploités et habités par les mineurs. La figure 7 présente les principaux placers exploités durant le premier cycle aurifère.

Par ailleurs, le premier cycle aurifère a laissé quelques traces visibles dans le paysage à différentes échelles. Sur les grand placers comme Boulanger ou Paul Isnard, l'importance de l'exploitation et sa relative continuité dans le temps offrent à la télédétection une approche spatio-temporelle des sites exploités. Toutefois, pour la majeure partie des placers, l'aspect artisanal qui a caractérisé l'orpaillage du premier cycle aurifère n'a laissé que peu de stigmates repérables par les outils de la télédétection. À partir de photographies aériennes ou de séquences vidéographiques aériennes, certains indices permettent cependant de localiser tantôt des espaces habités, par la présence de clairières et d'arbres fruitiers, tantôt des espaces potentiellement exploités, identifiés par les cambrouzes[1].

Cependant, dans ces deux cas, l'approche spatiale ne fournit que des indices, qu'il est essentiel de corroborer ou d'infirmer par des reconnaissances de terrain.

1 Lors des missions menées dans le secteur de Dorlin, il a été identifié un phénomène de recolonisation des sites miniers abandonnés par des formations végétales nommées cambrouzes, dont la texture se détache très nettement du couvert forestier initial. Cependant, il convient de rester prudent vis-à-vis de l'origine des cambrouzes, qui dans d'autres cas peuvent s'expliquer par des phénomènes naturels.

Au sol, les traces de la présence des mineurs du début du XXe siècle sont encore visibles. Tout d'abord, les dégrads et des aménagements forestiers divers, puis les cimetières, dont les tombes sont identifiées par des rangées de bouteilles plantées tête en bas. Tandis que les ruines des villages disparaissent progressivement sous la végétation, les chantiers des orpailleurs ont modelé le sous-bois des flats. Les monticules de graviers et les fosses plus ou moins importantes, ainsi que les fronts de taille et les restes des canaux d'alimentation en eau, permettent de localiser les espaces exploités par les orpailleurs.

Signalons que bon nombre de ces indices historiques ont déjà disparu car, depuis le début des années 1980, la plupart des placers exploités lors du premier cycle font l'objet d'une nouvelle exploitation (fig. 8). La modernisation des outils et des techniques d'exploitation, permettant de travailler sur de plus grandes surfaces, a favorisé la remise en activité des anciens placers. Les « poches de mercure » stabilisées après l'abandon progressif de l'activité aurifère au sortir de la Seconde Guerre mondiale sont remobilisées par des exploitations mécanisées de grande envergure. Les petites fosses que creusaient autrefois les orpailleurs ont cédé la place à une exploitation qui recouvre, dans la plupart des cas, la surface du flat (photos 3 et 4), ce qui la rend plus facilement identifiable par télédétection. De nouveaux rejets de mercure viennent donc s'ajouter au stock ancien, multipliant ainsi les rejets (voir annexe 12). Le risque aujourd'hui comprend donc l'héritage du premier cycle qui est particulièrement exacerbé sur les placers en activité.

Aujourd'hui, les zones orpaillées se caractérisent par une disparition totale de la végétation, sur une largeur de quelques décamètres à quelques hectomètres, couvrant souvent une grande partie du flat des petits cours d'eau. En aval de ces zones, l'eau présente une turbidité anormalement élevée, ce qui fournit un critère de reconnaissance particulièrement commode. En effet, une eau chargée de sédiments constitue l'un des objets les plus réfléchissants du paysage, contrastant particulièrement avec la forêt qui est au contraire l'un des plus sombres. La disponibilité d'un canal infrarouge permet de rendre ce contraste encore plus net et ainsi de localiser les criques dont la turbidité est supérieure à la normale.

Une résolution décamétrique permet de localiser des criques orpaillées par satellite de manière très fiable (fig. 9), même si une description détaillée de l'activité nécessite au moins une résolution métrique (fig. 10 et 11). L'accès à une imagerie géoréférencée à résolution métrique (notamment les photogra-

phies aériennes) permet d'établir avec précision la localisation et la qualité de l'exploitation, et de procéder à une première analyse des sites exploités en distinguant d'une part les zones de bas-fond naturellement argileuses devenant de véritables bourbiers très liquides, alimentés par les rejets des tables, d'autre part des terrains où prédominent les sables et les graviers et qui, mieux drainés, vont offrir une meilleure base de revégétalisation.

Sur les flats, la photographie aérienne permet de délimiter très nettement la mosaïque des fosses d'exploitation appelées barranques. On les détermine aisément par leur couleur ocre clair qui tranche avec la forêt ainsi que par leur forme, généralement rectangulaire, et la manière dont elles se présentent, souvent comme des tranches de 20 à 25 m de largeur, qui viennent s'appuyer jusque sur le bord des collines environnantes. L'imagerie aérienne permet en outre de déterminer le cheminement du canal de dérivation du cours d'eau et de vérifier l'étanchéité des barranques.

Ainsi, au-delà de l'approche ponctuelle et descriptive, la télédétection offre la possibilité d'un suivi non seulement de l'activité aurifère mais aussi de l'évolution de ses impacts : sur les flats, d'une part, après élaboration d'un système de classification multicritère (topographie, qualité du sol, type de végétation, turbidité des barranques) à partir des images ; sur les rivières, d'autre part, en suivant l'évolution des bancs de sable liés aux barges.

Néanmoins, l'imagerie aérienne ou satellitaire ne doit en aucun cas se dispenser de reconnaissances au sol, afin de valider les mesures qui peuvent subir une certaine distorsion dans leur restitution et confronter les interprétations de la télédétection aux observations de terrain.

PRÉSENCE HUMAINE

Les effets du mercure sur la santé humaine dépendent de toute évidence de la répartition géographique des populations menacées.

La majeure partie de la population exposée à des phénomènes de bioaccumulation de méthylmercure liés à l'activité aurifère, et donc à des risques d'imprégnation, se trouve dans de grosses bourgades, bien localisées et bien identifiées. C'est le cas pour Sinnamary en aval de la retenue de Petit-Saut, Mana située sur le cours inférieur du fleuve du même nom ou encore Régina sur le bas Approuague.

L'aspect urbain de ces foyers de peuplement s'accompagne d'une certaine variation des habitudes alimentaires, et les risques sanitaires liés à une absorption régulière d'aliments contaminés sont bien moindres, si on les compare avec les foyers de peuplement wayana du haut Maroni. Par ailleurs, d'un point de vue strictement technique et logistique, les mesures préventives sont *a priori* plus faciles à mettre en place dans les communes du littoral que dans celles de l'intérieur.

En dehors de ces implantations humaines permanentes, la population bien que moins nombreuse est principalement établie le long des deux fleuves frontaliers. Dans ces communes qui n'ont qu'une trentaine d'années d'existence, l'emprise spatiale évolue très rapidement, surtout depuis la guerre civile du Surinam qui a provoqué le déplacement puis l'installation définitive de réfugiés sur la rive droite du Maroni, de Saint-Laurent jusqu'à Maripasoula.

Dans ces foyers de peuplement, où le foncier reste une question abstraite, la télédétection prend tout son sens en permettant une mise à jour régulière de l'emprise humaine. Cependant, l'information géographique fournie doit être associée à des données socio-économiques et socioculturelles, notamment sur les pratiques alimentaires (FLEURY, 1998). Par ailleurs, il est aisé de mettre en évidence la présence de tout petits groupes humains. En effet, la photographie aérienne acquise à basse altitude autorise la description fine de chaque zone exploitée (abattis, crique orpaillée...) et des traces d'activités associées (carbet, voies d'accès, véhicules, engins...). Toutefois, une telle approche ne peut intervenir que de manière très localisée, et une généralisation à toute la Guyane ne peut être envisagée que selon une démarche multi-échelle, comme nous le suggérons ci-après.

SUIVI PAR TÉLÉDÉTECTION : MÉTHODES ET RECOMMANDATIONS

APPORT ET LIMITES DE LA TÉLÉDÉTECTION : GÉNÉRALITÉS

Les facteurs de production du méthylmercure peuvent tous être appréhendés par télédétection, qu'il s'agisse de localiser les activités à risque (déboisement, inondation ou orpaillage) ou d'en décrire l'évolution dans l'espace et

dans le temps. En effet, dès lors que ces activités se font à ciel ouvert, elles sont visibles depuis le ciel ou l'espace, pourvu qu'elles aient été observées avec le capteur approprié. Cependant, si les images satellitaires permettent de détecter, localiser et décrire des abattis ou des barranques, elles n'apportent aucune information directe sur l'abondance du mercure dans un écosystème, et les mesures *in situ* restent incontournables.

Compte tenu de la complexité du phénomène de colonisation de la forêt guyanaise, de la diversité des emprises spatiales et du caractère imprévisible de la localisation des zones touchées, aucun système ne permet de répondre seul aux exigences d'une telle surveillance. Une analyse fondée sur la complémentarité de différents principes d'observation est donc recommandée. Plusieurs méthodes de fusion[2], toutes utiles mais présentant des contraintes techniques différentes (POLIDORI et MANGOLINI 1996), sont envisageables : fusion entre différentes résolutions spatiales (dite multi-échelle), entre différentes dates d'acquisition (dite multidate), ou encore entre différents types de capteurs (notamment optique et radar).

LA DIMENSION SPATIALE

La fusion de données de résolutions différentes peut s'avérer très rentable d'un point de vue opérationnel, car chaque échelle permet de déterminer le lieu et l'époque où l'échelle suivante doit être actionnée. Nous distinguerons, pour simplifier, trois gammes d'échelle.

Une petite échelle (compatible avec une cartographie de l'ordre du 1/1 000 000), qui correspond à des données à basse résolution, fournies par des systèmes qui couvrent quoditiennement la Terre avec des fauchées de plus de 2 000 km, mais avec une résolution de l'ordre du kilomètre. *A fortiori*, toute la Guyane est largement contenue dans une seule image. Si ce type d'imagerie permet un suivi exhaustif des fronts pionniers brésiliens en raison de leur grande étendue spatiale (MALINGREAU *et al.*, 1989), son application à la Guyane est beaucoup plus limitée, fournissant au mieux un indicateur spatial de dégradation de la forêt sur des unités de paysage de plusieurs kilomètres

2 On parle généralement de « fusion » pour désigner la combinaison de données d'origine ou de nature diverses.

carrés. Les capteurs AVHRR[3] et Végétation, embarqués respectivement sur les satellites NOAA et SPOT-4, font partie de cette catégorie, de même que les capteurs radar de type ScanSAR (embarqués actuellement sur Radarsat, et prochainement sur la plate-forme Envisat de l'Agence spatiale européenne).

Une moyenne échelle (compatible avec une cartographie de l'ordre du 1/100 000), qui correspond à des données de résolution décamétrique. Le capteur TM (*Thematic Mapper*) embarqué sur Landsat offre une résolution au sol de 15 ou 30 m, et le capteur HRVIR embarqué sur SPOT-4 une résolution de 10 ou 20 m selon le mode d'acquisition. La périodicité des passages est de 16 jours pour Landsat et 26 jours pour SPOT, mais ces valeurs sont purement théoriques et exclusivement liées aux contraintes orbitales, la couverture nuageuse ne permettant pas d'avoir une telle cadence pour l'acquisition des images. À cette échelle, il faut plusieurs images, voire plusieurs dizaines, pour couvrir l'ensemble du territoire guyanais, ce qui oblige à effectuer des raccordements dans les zones de contact. Ce traitement, incontournable si les images doivent alimenter une base de données cartographiques, est complexe et nécessite à la fois un outillage informatique adapté et l'intervention d'un opérateur qualifié. Il peut être particulièrement délicat en cas de fort diachronisme, c'est-à-dire lorsque les images ont été acquises à des dates très différentes.

Enfin, une grande échelle (compatible avec une cartographie de l'ordre du 1/25 000, voire du 1/10 000), couverte par des données acquises lors de survols aériens, avec des résolutions variant entre 10 cm et 1 m selon l'altitude de vol et la focale de l'instrument. La photographie aérienne, utilisée pour la cartographie officielle de la plupart des pays du monde, fait l'objet de ce fait d'une mise à jour régulière mais avec une périodicité relativement longue et limitée aux régions cartographiées à grande échelle. Ainsi, pour la Guyane française, les dernières missions remontent à 1987 et 1992, et elles sont limitées à une bande côtière de 20 km de largeur. Cette cadence et cette extension spatiale ne sont pas compatibles avec les exigences d'une surveillance opérationnelle de l'occupation du sol, mais des missions supplémentaires, au-delà des prérogatives de service public de l'Institut géographique national, peuvent être envisagées par le biais de prestataires privés.

3 Les images AVHRR sont acquises quotidiennement, en réception directe, au Laboratoire régional de télédétection (IRI, Cayenne).

Une chambre de prise de vue utilisée pour la photographie aérienne est soumise à un étalonnage géométrique extrêmement précis, conformément aux exigences de la cartographie officielle à grande échelle. Un tel équipement est de ce fait très long à amortir financièrement, donc peu répandu et de mise en œuvre plutôt onéreuse. Il est en conséquence préférable d'en limiter l'usage à des régions connexes et étendues (généralement plus de 100 km^2 contigus) où les problèmes sont notoires. En d'autres termes, il faut éviter de recourir à cette technologie pour un résultat incertain.

Au contraire, pour une observation de type exploratoire sur des zones mal connues où des images satellitaires ont révélé la présence probable d'abattis ou de sites orpaillés, on aura intérêt à recourir à des techniques plus rudimentaires donc moins coûteuses. Ainsi, l'utilisation d'un camescope ou d'un appareil photographique numérique dont l'optique est orientée de manière grossière, fixé à l'extérieur d'un avion localisé par GPS, permet d'obtenir dans un délai de quelques heures de véritables pièces à conviction, même si leur qualité cartographique reste très limitée. Les figures 10 et 11 montrent des images obtenues au moyen d'un camescope numérique au cours de vols à basse altitude au-dessus d'exploitations aurifères. Ce mode d'observation fournit des images en couleurs naturelles – donc propices à une interprétation visuelle très intuitive – avec généralement une résolution au sol de quelques décimètres. Si ce mode d'acquisition peut être séduisant par son faible coût et sa souplesse d'emploi, il est en revanche limité par des contraintes technologiques. D'une part, l'étroitesse du champ de vue (moins de 1 000 pixels, contre plus de 5 000 pour une photographie aérienne soigneusement numérisée) conduit à faire un choix difficile entre une haute résolution spatiale (exigeant un vol à basse altitude) et une scène suffisamment large (exigeant un vol à plus haute altitude), la seule manière d'échapper à ce choix difficile étant d'effectuer plusieurs vols parallèles à basse altitude, ce qui oblige à créer une mosaïque. D'autre part, la faible qualité géométrique de ce système introduit d'importantes déformations dans les mosaïques et parfois des « trous » entre bandes adjacentes.

L'analyse multi-échelle consiste à mettre à profit la complémentarité des différentes échelles d'observation. Ainsi, les images à résolution kilométrique permettent d'assurer une surveillance de type veille, et leur faible coût autorise des acquisitions aussi fréquentes que le permettent la couverture nuageuse (très importante en Guyane) et les capacités de traitement. Le passage

à une résolution décamétrique se heurtant à des contraintes de coût et de délai de traitement, sa mise en œuvre sur tout le territoire guyanais ne peut raisonnablement être envisagée qu'avec une périodocité d'un à deux ans au minimum. En revanche, cette périodicité peut être beaucoup plus courte sur des zones d'intérêt prioritaire, qu'elles soient décelées à partir des images à basse résolution ou identifiées par ailleurs. Enfin, les données à haute résolution, telles que les photographies aériennes, ne présentent un intérêt opérationnel que pour des zones restreintes et bien identifiées géographiquement.

La dimension temporelle

La dimension temporelle n'est pas indépendante de la dimension spatiale, et les résolutions correspondantes sont en relation inverse l'une de l'autre. En effet, plus la résolution spatiale est grossière, plus la cadence de mise à jour de l'information peut être élevée. Des images satellitaires à moyenne résolution sont adaptées à une cartographie annuelle de l'évolution de l'occupation de l'espace dans toutes les zones susceptibles de présenter un intérêt, tandis que la photographie aérienne se prête plutôt à une périodicité de 5 à 10 ans, sauf pour des zones très spécifiques où les acquisitions se feront plutôt à la demande.

Les possibilités de cartographie dynamique doivent être replacées dans un contexte historique. En effet, des images anciennes, acquises avec d'autres finalités, existent et méritent d'être utilisées comme témoins d'un état passé pouvant être considéré comme un « état initial » sur des secteurs où des modifications ultérieures sont intervenues. Des images satellitaires ont été acquises depuis les années 1970. Quant aux photographies aériennes, elles existent depuis le début du XXe siècle et sont abondamment utilisées depuis la Seconde Guerre mondiale. En Guyane, des photographies aériennes couvrant la quasi-totalité du territoire depuis les années 1950 (les plus anciennes sont des vues du littoral datant de 1946) sont conservées dans la photothèque de l'IRD, à Cayenne.

Avantage des systèmes radar pour la Guyane

Le climat de la Guyane est également une contrainte à prendre en compte, car la couverture nuageuse rend très difficile l'acquisition systématique

d'images optiques. La saison favorable est limitée à quelques mois (août à novembre) et, même en cette saison, il n'est pas rare de voir le taux de couverture nuageuse atteindre 10 à 20 % de la superficie observée. C'est pourquoi la programmation des images est délicate (examen détaillé des *quick-looks*, réglage des paramètres de prise de vue). Des observations peuvent également être requises en période pluvieuse, soit face à un besoin urgent d'information, soit pour la cartographie de zones d'inondation. Hormis la possibilité de faire voler un avion ou un hélicoptère sous les nuages (ce qui donnerait des images d'une piètre qualité et pourrait s'avérer dangereux en termes de navigation aérienne), l'imagerie radar est l'unique solution envisageable par temps nuageux ou pluvieux. En effet, la diffusion des micro-ondes par l'atmosphère est totalement négligeable au-delà d'une longueur d'onde de quelques centimètres, même par forte pluie.

L'insensibilité des ondes radar à l'atmosphère (ce qui est particulièrement appréciable en région amazonienne), alliée à la possibilité d'effectuer des acquisitions de jour comme de nuit, fait du radar un capteur dit « tout temps », dont les acquisitions peuvent être planifiées de manière très fiable (RUDANT, 1994 ; POLIDORI, 1997).

Le radar présente un autre avantage opérationnel extrêmement précieux pour la cartographie de l'occupation du sol. En effet, il est caractérisé par une grande précision de localisation absolue, la construction de l'image étant insensible aux instabilités du satellite ou de l'avion (précision de l'ordre du décamètre, contre plusieurs hectomètres dans le cas des capteurs satellitaires optiques). On peut de ce fait se passer de points d'amer, autre avantage appréciable en forêt amazonienne où les repères planimétriques sont particulièrement rares.

COMPLÉMENTARITÉ DES CAPTEURS EXISTANTS

Parallèlement à ces avantages opérationnels, les images radar sont sensibles à des caractéristiques des paysages auxquelles les images photographiques ou, plus généralement, optiques ne donnent pas accès. Pour peu que certaines précautions soient prises dans la manipulation des données (choix d'une échelle commune, recalage géométrique), cette complémentarité est de nature à fournir des renseignements très précieux sur l'occupation du sol.

Les capteurs optiques captent la fraction de rayonnement solaire réfléchie par la surface terrestre, soit en intégrant toutes les longueurs d'onde (imagerie noir et blanc ou panchromatique), soit dans des longueurs d'onde séparées (imagerie couleurs ou multispectrale). Ces capteurs présentent l'avantage de se prêter à une interprétation très intuitive, essentiellement du fait de leur similitude avec l'œil humain quant à la construction de l'image (géométrie, physique de la mesure). Cette convivialité est particulièrement évidente dans la partie visible du spectre électromagnétique, ce qui permet à des acteurs non qualifiés de participer à une lecture collective de photographies aériennes. Au-delà de la simple source d'information, on comprend donc que cette donnée puisse être sollicitée comme support de communication ou pièce à conviction dans des négociations impliquant tous les acteurs concernés, et pas uniquement des techniciens du domaine.

Parmi les capteurs optiques, ceux qui proposent un canal dans le proche infrarouge (longueur d'onde de l'ordre du micron) sont d'un usage très répandu et sont particulièrement adaptés à des paysages de type amazonien comme la Guyane : d'une part, parce que ces longueurs d'onde sont peu perturbées par l'atmosphère (la couverture nuageuse reste un écran impénétrable, mais une légère brume est sans effet sur les images) ; d'autre part, et surtout, en raison de leur grande sensibilité à la végétation. La comparaison entre le rouge (rayonnement utilisé pour la synthèse de la chlorophylle et donc totalement absorbé par la forêt) et l'infrarouge (presque totalement réfléchi par la végétation) permet non seulement une distinction très nette entre les secteurs boisés et non boisés, mais aussi une classification fine entre les différents couverts végétaux. En effet, les mesures sont variables selon le type de peuplement forestier ou, dans le cas de parcelles mises en culture, selon le nature de la culture et le stade de croissance. Cette capacité de discrimination est accrue lorsque des mesures dans le moyen infrarouge (autour de 1,5 micron) sont également disponibles[4]. Le traitement de données optiques dans des longueurs convenablement sélectionnées renseigne donc sur l'activité agricole et, plus généralement, sur toute activité portant atteinte à la forêt. En particulier, les pistes forestières sont reconnaissables à la couleur caractéristique de la latérite.

4 C'est le cas des données du capteur HRVIR de SPOT-4 (fig. 1).

Les variations spatiales de la couleur de l'eau, telles qu'elles sont fournies par un capteur optique de type multispectral, renseignent sur les différents niveaux de turbidité (fig. 12). Idéalement, un capteur hyperspectral[5] bien étalonné permet d'estimer la composition de l'eau et la concentration des principaux constituants. Cependant, conclure qu'il s'agit de turbidité naturelle ou du brassage des sédiments le long d'un affluent orpaillé nécessite une connaissance *a priori* des impacts de cette activité et, si la reconnaissance de sédiments riches en mercure peut être envisagée à partir des propriétés optiques et thermiques (FENSTERMAKER et MILLER, 1994), cela relève encore de la recherche, faute d'une réelle validation.

Au-delà de 3 microns et jusqu'à environ 15 microns, les images optiques renseignent sur le rayonnement émis par la surface, et non plus sur la lumière solaire qu'elle a réfléchie. Les capteurs qui fonctionnent dans ce domaine sont dits thermiques car le rayonnement émis est fortement influencé par la température de la surface. Ils sont beaucoup plus utilisés en mer (aide à la pêche, météorologie marine, détection de polluants) que sur les continents, et l'usage de données thermiques sur la Guyane reste marginal. Mentionnons toutefois la possibilité de mettre en évidence et localiser des activités humaines, essentiellement du fait de la sensibilité des capteurs thermiques aux incendies et feux de brousse, surtout la nuit en raison du refroidissement du sol, ce qui augmente le contraste.

Quant aux capteurs radar, ils fonctionnent dans le domaine des micro-ondes (longueurs d'onde comprises entre 1 cm et 1 m approximativement), ce qui les rend à peu près insensibles à l'atmosphère, même en cas de pluie. L'intensité des échos radar, qui sert de base à la construction de l'image, dépend essentiellement de l'humidité et de la rugosité de la surface, mais ces deux caractéristiques combinent leurs influences d'une manière extrêmement complexe, et le résultat dépend en grande partie de la longueur d'onde. Les systèmes radar à grande longueur d'onde (comme JERS[6], dont sont issues les

5 Un capteur optique est dit multispectral lorsqu'il effectue des mesures indépendantes dans plusieurs longueurs d'onde, et hyperspectral dans plusieurs dizaines, voire centaines, de longueurs d'onde.

6 Le capteur radar de JERS fonctionne en bande L, ce qui correspond à une longueur d'onde d'environ 25 cm.

images 3 b et 4 b) sont particulièrement intéressants en région amazonienne en raison de leur capacité à traverser toutes les strates de la canopée en subissant très peu de dispersion, ce qui leur permet d'être sensibles à la constitution du sous-bois. En particulier, la présence d'eau conduit à une double réflexion de l'onde radar sur le plan d'eau horizontal et les troncs verticaux, et donc à un écho très intense. Ainsi, une image JERS (fig. 4 b) permet de discriminer la forêt inondée (en blanc) et la forêt exondée (en gris). En revanche, la profondeur de l'eau n'a aucun impact sur cet écho.

Signalons que les capteurs radar, qui émettent une onde en éclairage oblique, sont très sensibles au relief, ce qui permet une analyse très détaillée de l'hydrographie même à travers un tapis de forêt dense. En cas de relief très prononcé, cette sensibilité peut se transformer en un inconvénient majeur (saturation du signal, ombres portées), mais une telle situation est très rare en Guyane.

Enfin, un traitement interférométrique, fondé sur l'exploitation du déphasage entre deux échos radar peu espacés dans le temps (généralement une journée) et dans l'espace (écartement de l'ordre de 100 m entre les deux orbites), permet d'élaborer un produit dit de cohérence qui fournit des renseignements précieux sur l'occupation du sol (WEGMULLER et WERNER, 1995), même si les critères d'interprétation sont difficiles à étalonner. La cohérence interférométrique, directement calculée à partir des signaux radar sans apport de données externes, est indicatrice de la stabilité de la phase du signal à l'échelle de la longueur d'onde (ZEBKER et VILLASENOR, 1992). Les longueurs d'onde les plus utilisées étant de l'ordre de 6 cm (bande C), tout mouvement aléatoire dont l'amplitude avoisine le centimètre (cela peut être le cas à la surface de l'eau ou au sommet de la canopée) est susceptible de faire chuter la cohérence, tandis qu'une zone urbanisée et un abattis avec maintien des souches seront identifiés comme stables. La figure 13, obtenue par composition colorée de l'intensité des échos radar (grandeur liée à la rugosité et à l'humidité) et de la cohérence interférométrique (sensible à la stabilité), permet de distinguer l'eau (en bleu), la forêt (en vert), les surfaces déboisées (en ocre) et les centres urbains (en jaune) en croisant ces différents critères. Toutefois, contrairement à ce qui a été dit pour les capteurs optiques, l'interprétation des images radar est tout sauf intuitive et ne peut être confiée qu'à des opérateurs très qualifiés.

CONCLUSION

En raison de différences géographiques importantes, les phénomènes naturels et anthropiques qui conduisent à une dégradation de l'environnement et à une intoxication des populations locales par le méthylmercure sont difficilement extrapolables de l'Amazonie brésilienne à la Guyane. Cependant, les conditions naturelles de la méthylation (bas-fond, zone marécageuse) et les causes de la mobilisation du mercure (essentiellement la déforestation, les inondations et l'orpaillage) sont associées à des facteurs environnementaux dont on peut au moins localiser l'apparition et surveiller les évolutions. La télédétection permet de mettre en place des moyens pertinents d'observation, à différentes échelles, des impacts environnementaux de la présence et des activités humaines. Par ailleurs, l'imagerie satellitaire ou aérienne, outil de surveillance par excellence, fournit non seulement des informations objectives mais aussi des supports de communication et des pièces à conviction. Toutefois, compte tenu de la diversité des outils de télédétection, un cahier des charges précis tenant compte des spécificités guyanaises devra préalablement être établi.

[Références bibliographiques]

ANOUILH D., 1995. *La France, la Guyane et la guérilla (1986-1992), implications de la crise surinamienne en Guyane française.* Université de Toulouse-II, GRHI, n° 2, 187 p.

CORDELLIER S., DIDIOT B. (coord.), 1999. *L'état du monde 2000 : annuaire économique, géopolitique mondial.* Paris, La Découverte, 675 p.

FENSTERMAKER L., MILLER J., 1994. Identification of fluvially redistributed mill tailings using high spectral resolution aircraft data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60 (8) : 989-995.

FLEURY M., 1998. « Les populations du haut Maroni et le projet de parc national de la Guyane ». *In : Conserver, gérer la biodiversité, quelle stratégie pour la Guyane ? JATBA*, 40 (1-2) : 577-610.

HURAULT J. (éd.), 1960. *Rapports de tournées dans l'Inini (Guyane française), période 1936-1942.* Paris, 345 p.

INSEE, 1999. *Premiers résultats.* Cayenne, INSEE, synthèse n° 15, 4 p.

MALINGREAU J.P., TUCKER C.J., LAPORTE N., 1989. AVHRR for monitoring global tropical deforestation. *International Journal of Remote Sensing*, 10 (4-5) : 855-867.

ORRU J.-F., 1998. L'activité aurifère dans la commune de Maripasoula, impact écologique et humain. *JATBA*, 40 (1-2) : 147-166.

ORRU J.-F., *à paraître*. Naissance et renaissance de l'orpaillage en Guyane française au travers de l'exemple du placer de Dorlin.

POLIDORI L., 1997. *Cartographie radar*. Amsterdam, Gordon and Breach, 303 p.

POLIDORI L., MANGOLINI M., 1996. « Potentialities and limitations of multisensor data fusion ». *In : Proceedings af the EARSeL Symposium on Fusion of Earth Data (Cannes, janvier 1996)* : 1-6.

RUDANT J.P., 1994. Guyana through he clouds. *Earth Observation Quarterly*, 44 : 1-6.

STROEBEL M.-B., 1998. *Les gens de l'or, mémoire des orpailleurs créoles du Maroni*. Petit-Bourg, éditions Ibis Rouge, 400 p.

TSAYEM M., 1999. SIG et cartographie de l'occupation du sol : l'exemple de Saint-Georges-de-l'Oyapock en Guyane française. *Sécheresse*, 10 (4) : 289-295.

WEGMULLER U., WERNER C., 1995. « Farmland monitoring with SAR interferometry ». In : *Proc. International Geoscience and Remote Sensing Symposium (Florence, 1995)* : 544-546.

ZEBKER H., VILLASENOR J., 1992. Decorrelation in interferometric radar echoes. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, 30 (5) : 950-959.

Achevé d'imprimer en octobre 2002
sur les presses numériques
de l'Imprimerie Maury S.A. - 12100 Millau
N° d'imprimeur : J02/27204 E
Dépôt légal : septembre 2001

Imprimé en France

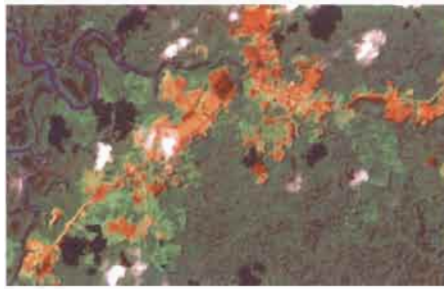


Figure 1

Défrichement agricole au lieu-dit Charvein (nord-ouest de la Guyane). L'identification des petits abattis, qui en Guyane française n'excèdent généralement pas un hectare, nécessiterait des images de résolution plus fine. Le traitement de données fournies par le capteur HRVIR de SPOT-4 à 20 m de résolution permet néanmoins de distinguer les différentes cultures et les divers stades de croissance végétale.
© CNES 1999, traitement IRD.

Photo 1

Déboisement aux environs de Cayenne. À proximité des villes, les défrichements consécutifs à la forte pression foncière entraînent une dénudation totale des sols, même sur les fortes pentes, ce qui les expose au ruissellement, à l'érosion et aux glissements de terrain.
© IRD/A. Gardel.

Photo 2

Abbatis récent à proximité de Saint-Georges-de-l'Oyapock. Cette parcelle a été récemment défrichée puis incendiée, avant sa mise en culture. Le maintien des souches d'arbres sur le sol freine le ruissellement, limite le lessivage, l'érosion et la dégradation des sols.
© IRD/M. Tsayem.

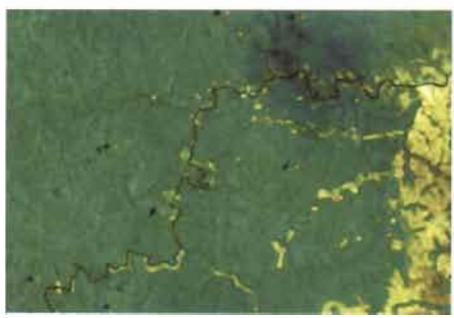


Figure 2

Déforestation le long des cours d'eau en Amapá (Nord-Brésil). La bonne résolution des images Landsat TM (30 m) et l'utilisation de l'infrarouge permettent de mettre en évidence les abattis de petite taille comme en Guyane. Mais la rapidité des défrichements et de la colonisation agricole dans ce secteur nécessitent des observations plus rapprochées, généralement à chaque saison sèche.

Figure 3

Déforestation le long de la transamazonienne au sud de Santarem (Nord-Brésil). L'utilisation des images à large champ et à résolution spatiale kilométrique permet d'observer les grands fronts pionniers de l'Amazonie brésilienne.
La figure 3 a est fournie par le capteur AVHRR, lequel est essentiellement à but météorologique mais peut être accessoirement utilisé pour la cartographie de l'occupation du sol. Sa résolution de 1,1 km est suffisante pour observer des défrichements d'une telle ampleur.
La figure 3 b est issue d'un capteur radar à grande longueur d'onde embarqué sur le satellite JERS-1. Cette image a été dégradée et rééchantillonnée à la résolution de l'image AVHRR. Du fait qu'il s'affranchit des nuages, le capteur radar est particulièrement précieux pour l'observation des régions tropicales.
© NASDA/MITI/JPL, avec l'aimable autorisation de JERS-1SAR Global Rain Forest Mapping Project.

3 a

3 b

Figure 4

La retenue de Petit-Saut vue par satellite.
La figure 4 a est fournie par le satellite SPOT en mode multispectral (résolution de l'ordre de 20 m), en couleurs dites pseudo-naturelles.
© CNES 1998, traitement IRD.
La figure 4 b est fournie par le satellite JERS-1 (image radar à résolution dégradée à environ 100 m).
© NASDA/MITI/JPL, avec l'aimable autorisation de JERS-1SAR Global Rain Forest Mapping Project.

4 b

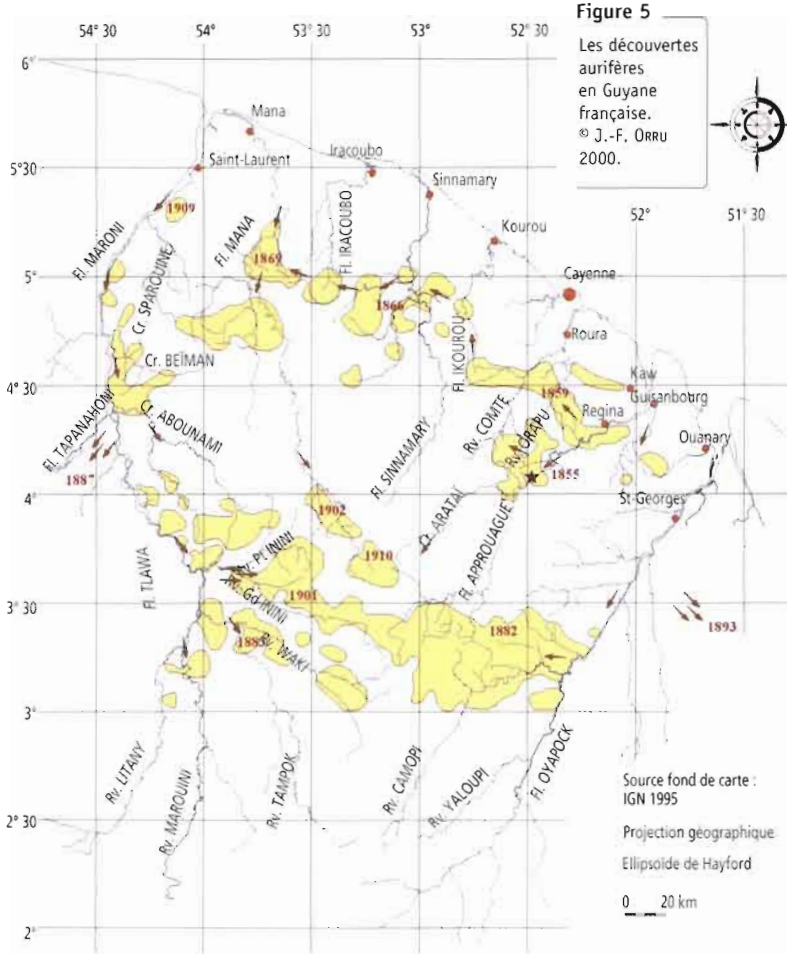
4 a

Figure 6

Extrait de la carte IGN à 1/500 000 à proximité de Saül (Centre-Guyane). La richesse et la densité de la toponymie révèlent l'abondance des placers miniers et traduisent l'ancienneté de l'activité aurifère dans ce secteur.
© IGN-Paris 1995, autorisation n° GC01-3.

Figure 5

Les découvertes aurifères en Guyane française.
© J.-F. Orru 2000.



Bourgs principaux

Contour des minéralisations

Première découverte (crique Aïcoupaï)

1855 Principales étapes des découvertes

Cheminement des orpailleurs

Ruées

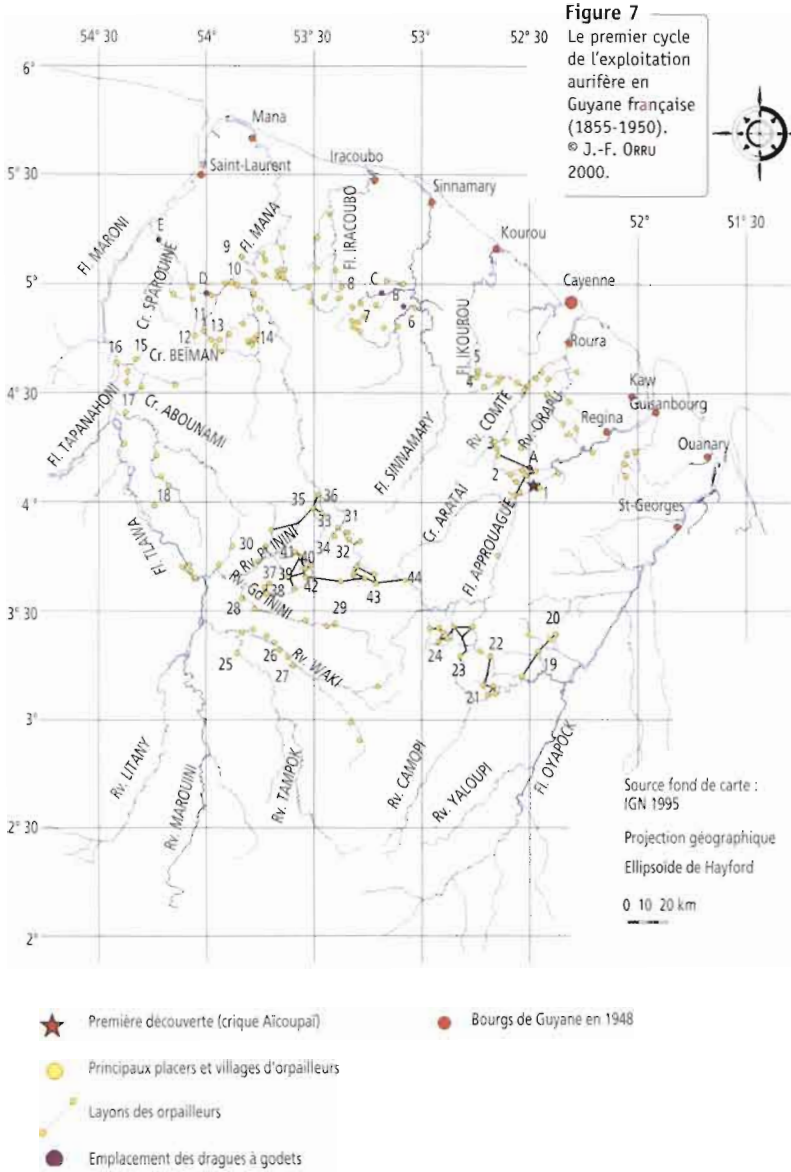
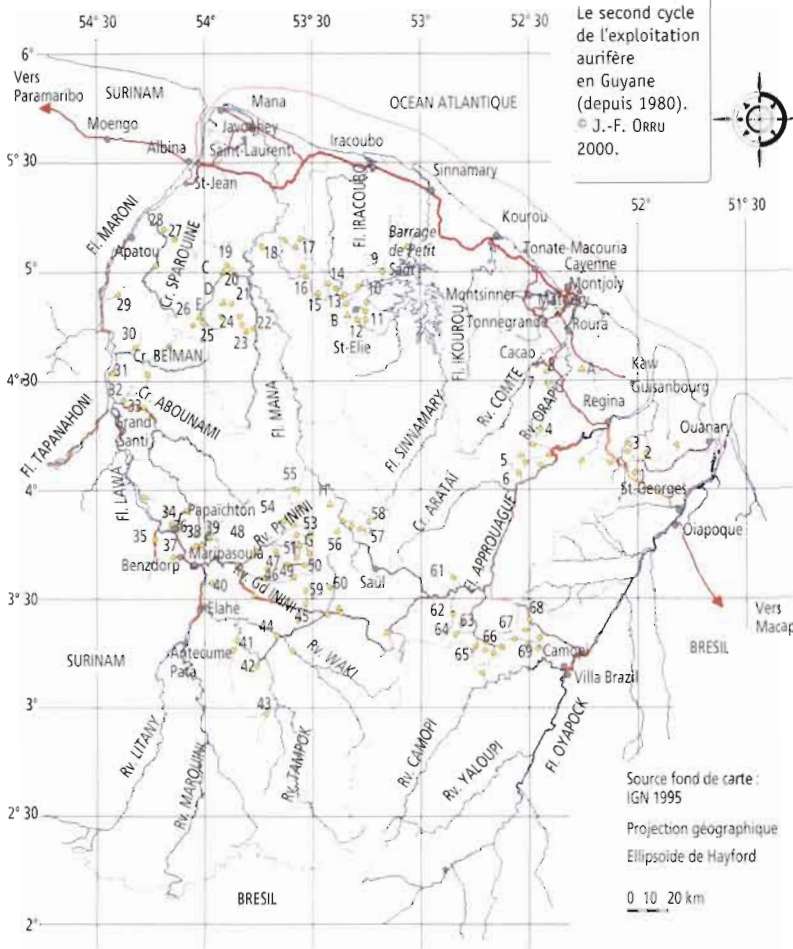


Figure 7
Le premier cycle de l'exploitation aurifère en Guyane française (1855-1950).
© J.-F. Orru 2000.

Figure 8

Le second cycle de l'exploitation aurifère en Guyane (depuis 1980). © J.-F. Orru 2000.



Réseau hydrographique

Limites administratives des communes

Principaux foyers de peuplement

Routes principales

Route en cours d'élaboration

Itinéraire de migration des clandestins

Layons des orpailleurs

Présence de dragues suceuses

Placers en exploitation

Permis de recherche de sociétés internationales

Photo 3

Site d'orpaillage récent (barranque Bernardin), dans la crique Dosmond. Sur cet affluent de la rive gauche du Petit Inini, on remarque le mécanisme de fonctionnement de la table, avec l'arrivée du tuyau d'aspiration dans la caisse, puis les pans inclinés (ici deux). Afin d'éviter que les rejets de la table ne s'écoulent dans la barranque en exploitation, des palissades en feuilles de palmier tressées sont disposées sur ce terrain plat. Toutefois, ce dispositif est peu efficace, car les rejets envahissent le terrain.
© IRD/J.-F. Orru.

Photo 4

Même site que sur la photo 3, à la saison sèche. L'exploitation est arrêtée faute d'eau pour alimenter les lances monitor. La pompe, destinée à aspirer les alluvions vers la table, est installée sur un radeau fait de fûts métalliques.
© IRD/J.-F. Orru.

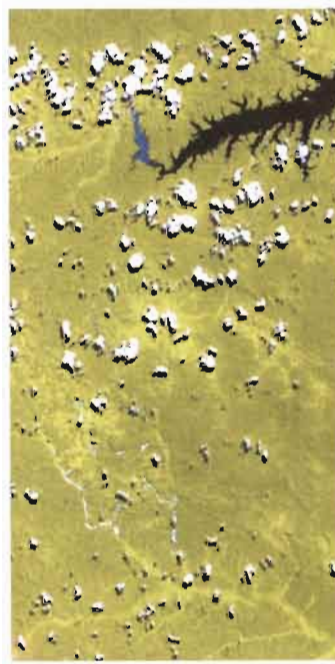


Figure 9

Orpaillage et déforestation dans la région de Saint-Élie. Une image SPOT (extraite de la même scène que la figure 4 a), avec une résolution de 20 m, permet de mettre en évidence les barranques au sud-ouest de la scène. Malgré l'affichage en couleurs pseudo-naturelles (végétation en vert), c'est l'infrarouge qui apporte le contraste entre la forêt et le secteur orpaillé.
© CNES 1998, traitement IRD.

Figure 10

Orpaillage et déforestation sur la crique d'Artagnan (Sud-Guyane). Sur cet affluent de la rive gauche du Petit Inini, l'image vidéo acquise en 1998 montre que la majeure partie du flat a été exploitée. Les barranques ne sont pas étanches et se déversent dans le Petit Inini (au nord).
© IRD.

11 a

11 b

Figure 11

Orpaillage et déforestation en amont de la crique Jadfard (Sud-Guyane). Sur cet affluent de la rive droite du Petit Inini (barranque Koukouman), deux survols vidéo effectués en 1998, à quelques mois d'intervalle, mettent en évidence l'extension rapide des surfaces exploitées. La plupart des barranques ont perdu leur étanchéité et les alluvions se déversent en aval. La revégétalisation du site, constatée dès la fin de l'année 1998, n'apparaît pas encore sur ces images.
© IRD.

Figure 12

Orpaillage et déforestation observés par SPOT en amont de la retenue de Petit-Saut.
La composition colorée d'une image SPOT permet de distinguer, par des différences de turbidité, une crique orpaillée (à l'ouest) et une crique non orpaillée (à l'est), en amont de la retenue de Petit-Saut.
L'image est représentée en fausses couleurs, telles que les « voit » le capteur (la mesure infrarouge est représentée en rouge, d'où la couleur de la végétation).
© CNES 1998, traitement IRD.

Figure 13

Produit interférométrique issu d'images radar tandem ERS-1/2 de l'Agence spatiale européenne sur un site d'Amazonie brésilienne.
© ESA.

Achevé d'imprimer en septembre 2001
sur les presses numériques
de l'Imprimerie Maury SA – 12100 Millau
n° d'imprimeur : H01/25704 E

Dépôt légal : septembre 2001

Cet ouvrage est le fruit de l'une des premières « expertises collégiales » coordonnées par l'Institut de recherche pour le développement (IRD). Il fait le bilan des connaissances sur la présence, préoccupante, du mercure en Amazonie, sur ses effets sur l'environnement et la santé. Il se conclut par un certain nombre de recommandations opérationnelles.

Il existe deux modes spécifiques de contamination humaine par le mercure : l'exposition des travailleurs de l'or (orpailleurs ou raffineurs) aux vapeurs de mercure dégagées lors des opérations d'enrichissement du minerai aurifère et de purification des lingots ; l'exposition de la population à un dérivé du mercure, le méthylmercure, principalement par la consommation de poissons eux-mêmes contaminés.

Le premier mode, direct, de contamination peut entraîner des troubles de la santé du fait d'expositions prolongées et répétées. Ceux-ci concernent les voies respiratoires, le système gastro-intestinal et le système nerveux central, ce dernier pouvant être l'objet d'altérations irréversibles. Le caractère souvent clandestin et précaire des activités d'orpaillage ne favorise pas l'usage de techniques qui éviteraient ou du moins réduiraient cette contamination.

La seconde forme d'exposition est beaucoup plus difficile encore à maîtriser. La méthylation du mercure, issu de l'orpaillage mais aussi contenu dans les sols à l'état « naturel », relève d'activités bactériennes dans des milieux aquatiques privés d'oxygène et riches en matière organique. L'exportation du mercure est facilitée par la déforestation – les sols dénudés favorisent sa libération – et par l'aptitude de ce métal à se complexer aux fines suspensions argilo-organiques véhiculées par les eaux. La contamination des poissons est l'étape suivante de la chaîne de transfert vers l'homme : comme, pour beaucoup de populations amazoniennes, leur consommation représente la source essentielle de protéines, elle constitue un agent d'exposition quasi quotidienne au méthylmercure dans l'ensemble de l'Amazonie et non dans les seules régions d'orpaillage. Cette imprégnation continue entraîne essentiellement l'apparition, tant chez l'adulte que chez l'enfant, d'atteintes neurologiques sévères, plus graves encore chez le fœtus au moment de la formation des organes.

À partir de ces constats, un certain nombre de recommandations sont avancées : la mise en place d'un observatoire amazonien de surveillance, la création d'une structure d'encadrement de l'orpaillage, l'usage généralisé d'équipements de protection contre les vapeurs de mercure, diverses mesures techniques destinées à réduire l'impact du mercure dans l'environnement, une meilleure diffusion de l'information de base sur les risques encourus, l'adoption d'habitudes alimentaires prévenant l'exposition régulière au méthylmercure, une amélioration des suivis sanitaires.

502 PAGES / 130 F (19,82 €)

ISSN en cours - ISBN 2-7099-1467-0

MINISTÈRE DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT
DIREN Guyane

Liberté - Égalité - Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Préfecture de la région Guyane

Liberté - Égalité - Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Ministère des Affaires étrangères

IRD Éditions : 213, rue La Fayette - 75480 Paris cedex 10

Diffusion : 32, avenue Henri-Varagnat - 93143 Bondy cedex
fax : 01 48 02 79 09 courriel : diffusion@bondy.ird.fr