

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 bio-amplifie 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 ± 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 Apicás 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 1. 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	Orpillage ; régime : poisson de rivière	FRERY <i>et al.</i> , 1999
Rio Xingu, Pará, Brésil	8,0	419	-37			Kayapó, en aval de la mine d'or de la rivière Fresco	BARBOSA <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 1999
Rio Tapajós, Mato Grosso, Brésil	34,2	55	-128		87,2	Munduruku/Apiaká, haut de la rivière Tapajós, réserve d'Apiacás	BARBOSA <i>et al.</i> , 1997
Rio Tapajós, Pará, Brésil	16,0	324	4,5-90,4			Sai Cinza, village riverain, district de Jacareacanga	SANTOS <i>et al.</i> , 1999 a
Guyane française	6,6**	96	0,7-21,2			Populations amérindiennes	CORDIER <i>et al.</i> , 1998
Rio Negro, Roraima, Brésil	3,6	162	1,4-8,14		77,3	Yanomani ; régime : animaux sauvages, fruits, pauvre en poisson	MALM <i>et al.</i> , 1995 ; KEHRIG <i>et al.</i> , 1997
Tucuruí, Pará, Brésil	8,5	12	3,3-12	2,8		Parakanã, réservoir ; régime pauvre en poisson	LEINO et LODENTIUS, 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 <i>et al.</i> , 1998 a
Rio Amazone, Pará, Brésil	4,0	316	0,4-11,8			Lago Grande, district de Monte Alegre	SANTOS <i>et al.</i> , 1999 b
Rio Amazone, Pará, Brésil	4,4	322	0,4-17,5			Ilha do Ituqui, district de Santarém	SANTOS <i>et al.</i> , 1999 b
Rio Amazone, Pará, Brésil	3,80**	124	0,5-12,4			Santana do Ituqui, district de Santarém, enfants	GRANDJEAN <i>et al.</i> , 1999
Rio Madeira, Rondônia, Brésil			1,0-26,7			Amont de Porto Velho, à la frontière bolivienne	PFEIFFER <i>et al.</i> , 1991
Rio Madeira, Amazonas, Brésil	6,1*	12	2,8-8,9	1,7	56,6	Humaitá, en aval de Porto Velho	KEHRIG <i>et al.</i> , 1997
Rio Madeira, Amazonas, Brésil	11,5*	10	6,5-19,7	3,8	69,5	Manicoré, en aval de Porto Velho	KEHRIG <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 1997
Rio Madeira, Amazonas, Brésil	8,7	75	-32			Région de la réserve de Cuniã	BARBOSA <i>et al.</i> , 1995
Rio Madeira, Brésil	17,2	241				170 km en aval de Porto Velho	BARBOSA <i>et al.</i> , 1995 ; BOISCHIO <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 1999
Rio Tocantins, Pará, Brésil	65	45	6-240	58		Réservoir Tucuruí ; 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 <i>et al.</i> , 1999 a
Rio Tapajós, Pará, Brésil	25	30	5,7-52		88,1	Haut de la rivière, Jacareacanga	MALM <i>et al.</i> , 1995 ; KEHRIG <i>et al.</i> , 1997
Rio Tapajós, Pará, Brésil	24,6	27		17,8	96,0	Haut de la rivière, Jacareacanga, village de pêche	AKAGI <i>et al.</i> , 1995 b
Rio Tapajós, Pará, Brésil	37	14		17,1	96,4	Haut de la rivière, Vila São Martins, village de pêche	AKAGI <i>et al.</i> , 1995 b
Rio Tapajós, Pará, Brésil	28,8	10		13,0	95,7	Haut de la rivière, Vila Novo Sitio, village de pêche	AKAGI <i>et al.</i> , 1995 b
Rio Tapajós, Pará, Brésil	26	25	4,7-151		82,7	Bas de la rivière, Brasília Legal	MALM <i>et al.</i> , 1995 ; KEHRIG <i>et al.</i> , 1997
Rio Tapajós, Pará, Brésil	12,9	96	-142			Bas de la rivière, Brasília Legal	LEBEL <i>et al.</i> , 1997
Rio Tapajós, Pará, Brésil	10,8	68			94,4	Bas de la rivière, Cameté	DOLBEC <i>et al.</i> , 2000
Rio Tapajós, Pará, Brésil	10				91	Bas de la rivière, Ponta das Pedras	MALM <i>et al.</i> , 1995
Rio Tapajós, Pará, Brésil	17,7**	86	7,3-63,8			Sai Cinza, enfants, village riverain,	GRANDJEAN <i>et al.</i> , 1999
Rio Tapajós, Pará, Brésil	25,4**	98	0,6-83,5			São Luis du Tapajós, enfants d'un village riverain	GRANDJEAN <i>et al.</i> , 1999
Rio Tapajós, Pará, Brésil	11,9**	112	0,7-35,8			Bas de la rivière, Brasília Legal, enfants	GRANDJEAN <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 1999 a
Mineurs							
Rio Tartarugalzinho, Amapá, Brésil	6,8					Village minier de Tartarugalzinho	GUIMARÃES <i>et al.</i> , 1999
Rio Xingu, Pará, Brésil	3					Mines Maria Bonita, rivière Fresco	BARBOSA <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 1995 b
Bassin du Rio Tapajós, Mato Grosso, Brésil	2,8***	138				Ville de Itaituba, régime pauvre en poisson (0-4 repas/semaine)	GRANDJEAN <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 1999
Tucuruí, 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 <i>et al.</i> , 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.

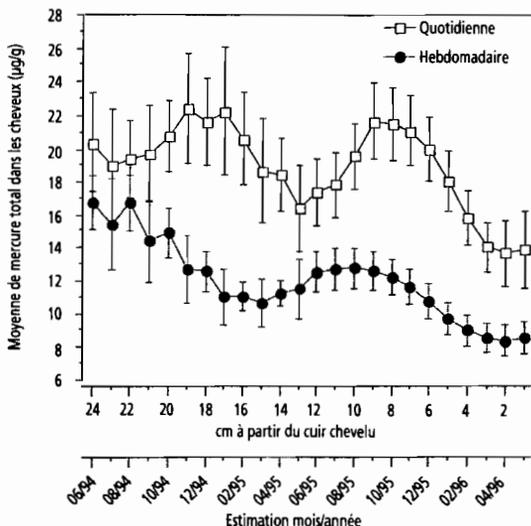
Les chiffres rapportés par DOLBEC *et al.* (2001) confirment ces résultats sur une population différente, démontrant que les habitants ayant un régime alimentaire journalier à base de poisson présentent des niveaux plus élevés de mercure que ceux qui n'en consomment que quelques fois par semaine (fig. 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)

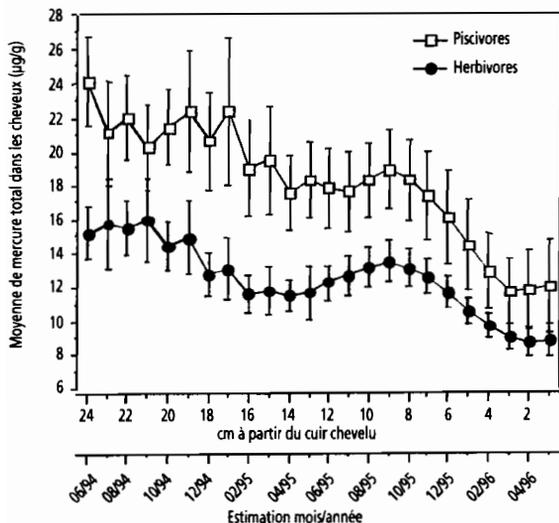
Figure 1

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 Clarkson¹ 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) \times Hg dans le poisson ($\mu\text{g/g}$) ; équation 2 : Hg sanguin (ng/ml) = 0,95 \times 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'impregnation 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 Brasília 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 Brasília 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 poissons 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 fluviales 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 <i>et al.</i> , 1998
Non-Indiens	10,8 (cheveux)	71	0,8-44,4 (cheveux)	Orpaillage ; régime : poisson de rivière	BARBOSA <i>et al.</i> , 1998
Equateur Nambija	16,2 (sang)	36	6-45 µg/l (sang)	Région d'orpaillage ; régime : poisson de rivière	COUNTER <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 1998
Guyane française	2,5* (cheveux)	136	0,2-31 (cheveux)	Orpaillage ; régime : poisson de rivière	CORDIER <i>et al.</i> , 1999
Rio Tapajós, Brésil	11,9* (cheveux)	91	0,7-35,8 (cheveux)	Orpaillage en amont ; régime : poisson de rivière	GRANDJEAN <i>et al.</i> , 1999
Rio Tapajós, Brésil	25,4* (cheveux)	87	0,6-83,5 (cheveux)	Orpaillage en amont ; régime : poisson de rivière	GRANDJEAN <i>et al.</i> , 1999
Rio Tapajós, Brésil	17,7* (cheveux)	71	7,3-63,8 (cheveux)	Orpaillage en amont ; régime : poisson de rivière	GRANDJEAN <i>et al.</i> , 1999
Amazone, Brésil	3,8* (cheveux)	105	0,5-12,4 (cheveux)	Régime : poisson de rivière (Amazone)	GRANDJEAN <i>et al.</i> , 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 Jurueña, 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. DÔREA *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 Apicás 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 população 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., SHRIMPSON 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., GUIMARÃES 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 water-body contaminated by gold mining in Colombia, South America. *Sci. Total Environ.*, 217 : 83-89.
- OSKARSSON A., SCHUTZ A., SKERFVING S., HALLEN I.P., OHLLING B., JONSSON-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.