

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 sec¹), 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 (MEILL, 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 ; MEILL, 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 (MEILL, 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 ; $\text{Hg}(\text{OH})_2$: 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 ; MEILLI, 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 ; MEILLI, 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 ; MEILLI, 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 (MEILLI, 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 (MEILLI, 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 ($FBC = \frac{[Hg]_{\text{organisme ou organe}}}{[Hg]_{\text{eau}}}$). 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 (MEILLI, 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 (MEILLI, 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 Amazonie². 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 (MELLI et PARKMAN, 1988 ; MELLI, 1991) ou périphtiques (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 ; MEILLI, 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).

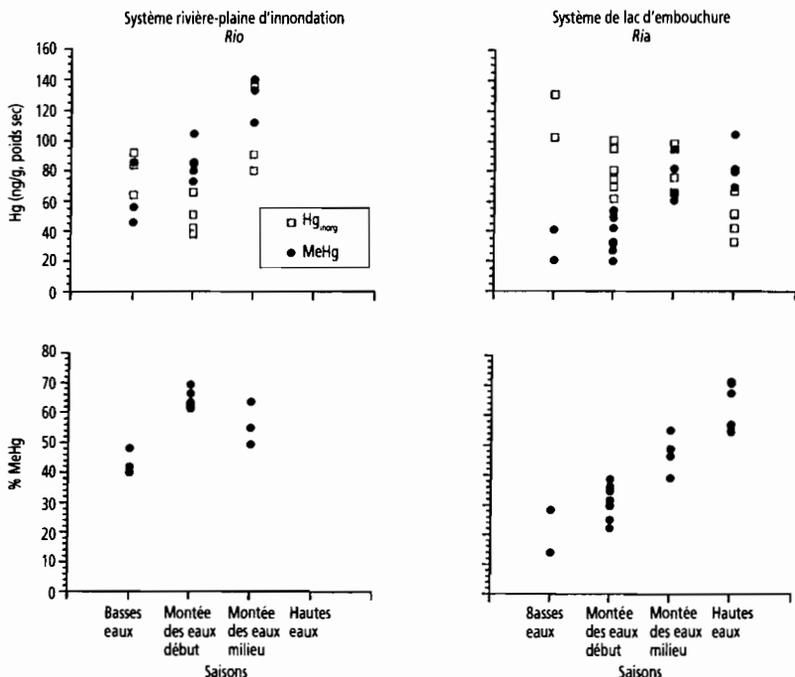


Tableau I. Concentrations moyennes de Hg et de MeHg dans différents compartiments de la rivière Tapajós et de sa plaine d'inondation, Brésil (d'après ROULET *et al.*, 2000 a et b).

	n	Hg total (ng/g)		MeHg (ng/g)		MeHg (%)		C (%)
		Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle	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 détritvires 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 macropomum* 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, détritvires 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)		% MeHg		Localisation	Références	
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne			Intervalle
PISCIVORES								
Cichlidés								
<i>Cichla temensis</i>	1997	473	5	330-651	91,3	67,3-104,5	Lac Duas Bocas, Tartarugalzinho, Amapá	GUIMARÃES <i>et al.</i> , 1999
<i>Cichla temensis</i>	1997	187	5	119-217	72,4	44,1-80,5	Lac Pracuíba, Tartarugalzinho, Amapá	GUIMARÃES <i>et al.</i> , 1999
<i>Cichla</i> sp.	1992	1 120	1		96,6		Rivière Tapajós, Brasília Legal, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
<i>Cichla</i> sp.		110	4		91		Mine d'or de Gurupí, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Cynodontidés								
<i>Raphiodon</i> sp. ?	1992	1 600	1		100		Rivière Rato, bassin du Tapajós, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
Clupeidés								
<i>Pellona</i> sp.	1992	510	3		88,9	85,2-94,9	Rivière Tapajós, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
Erythrinidés								
<i>Hoplias malabaricus</i>		610	13		95		Mine d'or de Gurupí, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
<i>Hoplias</i> sp.	1992	830	1		84,4		Rivière Rato, bassin du Tapajós, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
Pimélodidés								
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	1992	2 227	3	950-3 290	88,9	85,6-95,0	Rivière Tapajós, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
<i>Brachyplatystoma flavicans</i>	1992	570	1		95		Rivière Tapajós, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
<i>Pseudocoraspora lutikeni</i>	1992	615	4	360-820	90,1	79,6-95,1	Rivière Tapajós, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995

Tableau II (suite). Concentrations moyennes et proportions de MeHg dans les muscles dorsaux des poissons amazoniens.

	Année	MeHg (ng/g)		% MeHg Moyenne	Intervalle	Localisation	Références
		Moyenne	n				
CARNIVORES							
Cichlidés							
<i>Crenicichla</i> sp.		210	8	94		Mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Scianidés							
<i>Plagioscion</i> sp.	1992	485	2	90,4	87,8-92,9	Rivière Tapajós, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
Ostéoglossidés							
<i>Osteoglossum</i> sp.	1992	240	1	85,7		Rivière Rato, bassin du Tapajós, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
Ageneiosidés							
<i>Ageneiosus</i> sp.	1992	570	2	104,5	101,9-107,1	Rivière Rato, bassin du Tapajós, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
OMNIVORES							
Cichlidés							
Acara	1992	150	1	88,2		Rivière Tapajós, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
<i>Geophagus</i> sp.		30	2	90		Mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Pimélodidés							
<i>Pimelodus blochii</i>		180	6	98		Mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
HERBIVORES							
Serralsalmidés							
Pacu	1992	90	1	90		Rivière Tapajós, Brasília Legal, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
<i>Myelus</i> 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

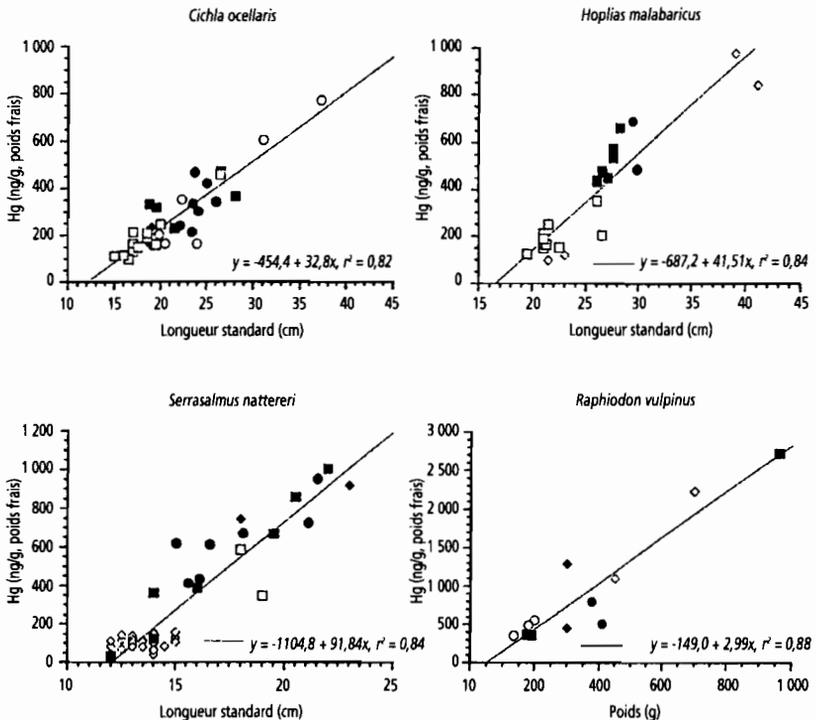
Il est rarement observé une relation linéaire ou curvilinéaire positive entre les concentrations de Hg et la longueur standard et/ou le poids corporel des poissons amazoniens (PORVARI, 1995 ; ROULET *et al.*, 1999 ; FRÉRY *et al.*, 2001). Dans une étude portant sur 73 espèces au sein de deux communautés 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

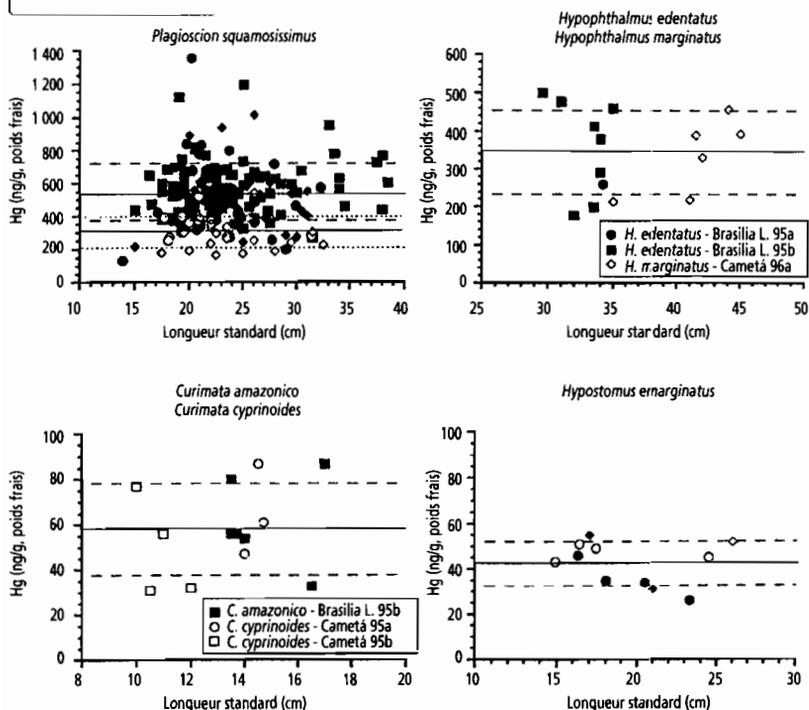
Relations entre les concentrations de Hg dans les muscles dorsaux et la longueur standard (ou le poids) des poissons de la rivière Tapajós, Brésil ; modèle 1 (d'après ROULET *et al.*, 1999).



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 Tucuruí 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 Tucuruí, 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).

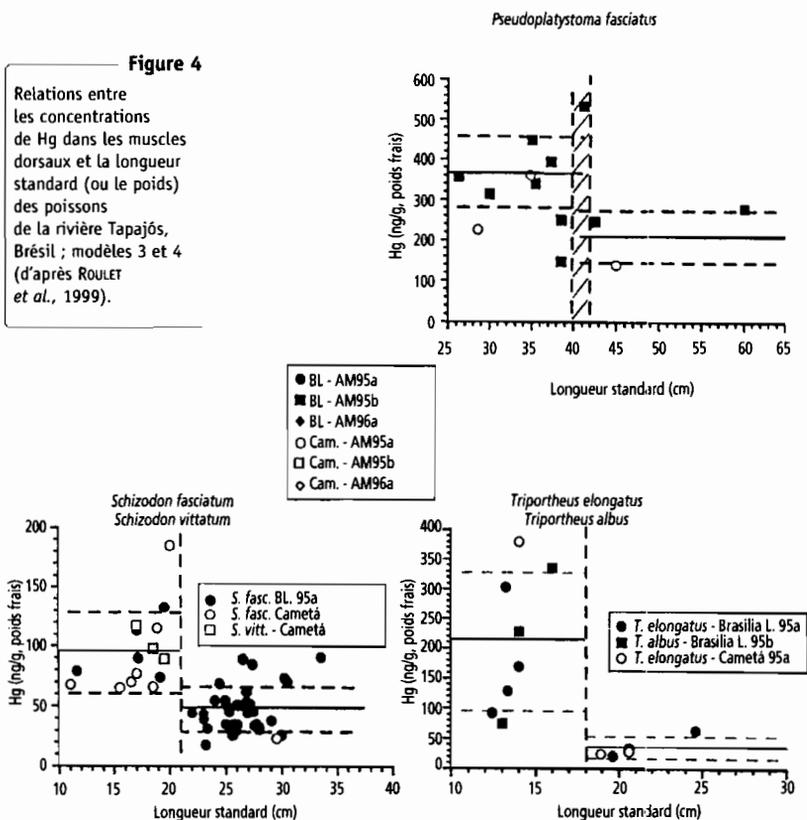
Influence des taux de croissance

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.

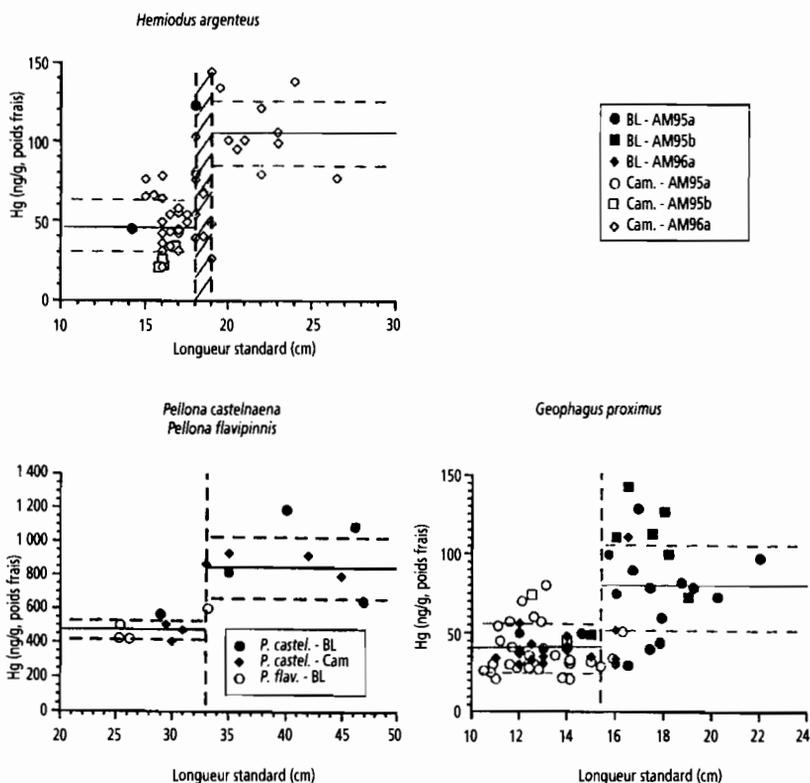
Figure 4

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

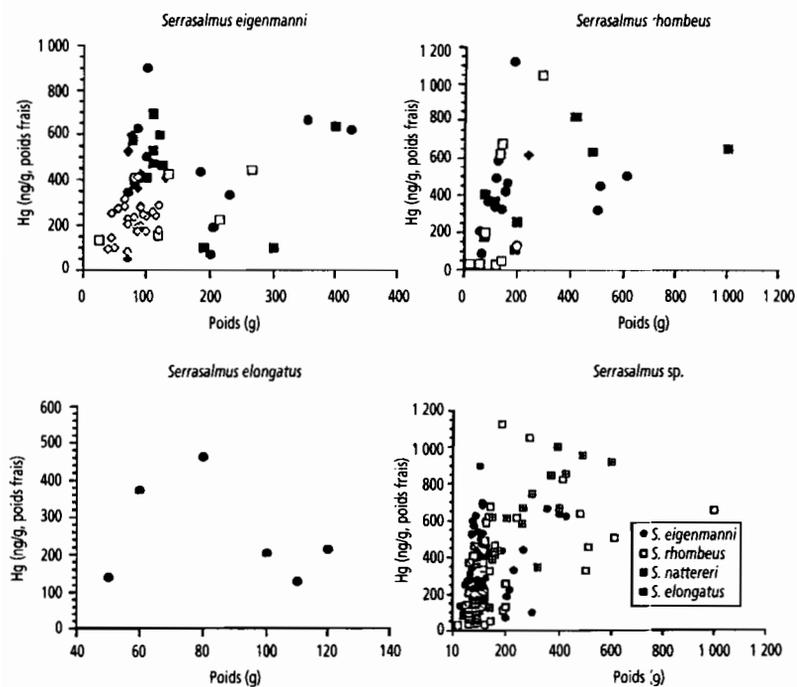
Dans les environnements boréaux, pour une taille donnée, les concentrations de Hg dans les poissons diffèrent généralement peu entre les deux sexes. Dans certains cas, les femelles ont tendance à avoir des concentrations en Hg plus faibles que les mâles, mais la différence n'est que de quelques pour cent, et elle peut être liée à des taux de croissance différents selon le sexe (MELLI, 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 (MEILL, 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.

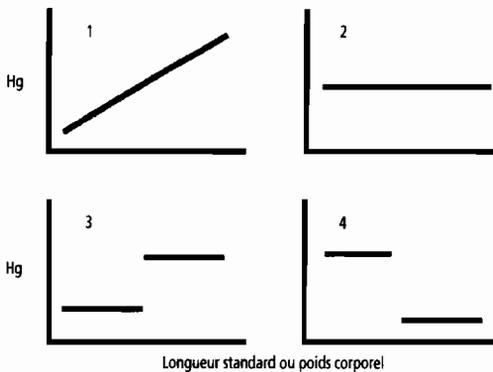


Figure 6

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)

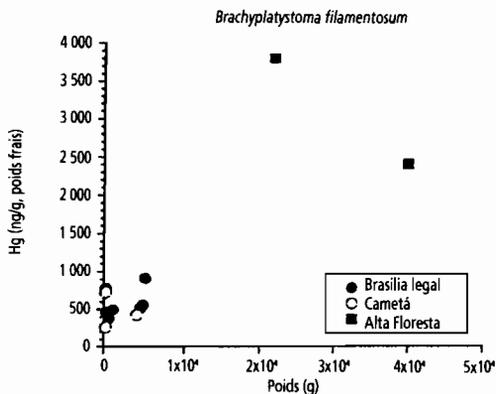
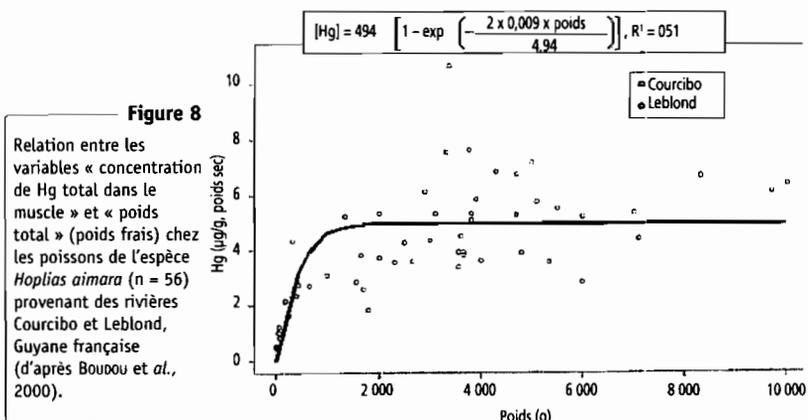


Figure 7

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-



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	Brasília Legal Hg (ng/g)			Cametá Hg (ng/g)			Hg (ng/g)	Modèle
		Moyenne	Intervalle	n	Moyenne	Intervalle	n	Moyenne	
PISCIVORES									
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	530	438-690	9	283	101-978	15	376	1
<i>Cynodon gibus</i>	Saranha	1017	1004-1033	3	928		1	995	?
<i>Raphiodon vulpinus</i>	Peixe cachoro	935	366-2 729	7	948	356-2 232	5	940	1
<i>Serrasalmus nattereri</i>	Piranha cajú	594	34-1 000	17	128	41-585	32	290	1
<i>Serrasalmus cf. eigenmanni</i>	piranha branca	441	51-900	33	247	84-540	32	346	5
<i>Cichla ocellaris</i>	Tucunaré pitanga	299	153-474	16	250	97-774	18	273	1
<i>Cichla temensis</i>	Tucunaré pinima	173	102-230	4	177	115-234	8	176	?
CARNIVORES (poissons et invertébrés)									
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Pescada branca	543	132-1 354	168	305	165-542	30	507	2
<i>Serrasalmus rhambeus</i>	Piranha preta	444	89-1 124	22	262	23-1 049	11	383	5
<i>Crenicichla sp.</i>	Jacundá	275	268-281	2	266	185-347	2	270	?
OMNIVORES/HERBIVORES									
<i>Leporinus trifasciatus</i>	Aracu cabeça gorda	73	51-89	6	70	33-102	5	72	2
<i>Geophagus proximus</i>	Caratinga	81	30-143	22	40	21-11	56	52	3
DÉTRITIVORES (détritus organiques, périphyton, bactéries)									
<i>Hemiodus argenteus</i>	Charuto	84	45-123	2	64	21-144	50	65	3
<i>Pachyurus schamburgkii</i>	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 ROUET *et al.*, 1999).

Nom scientifique	Nom commun brésilien	Brasília Legal Hg (ng/g)			Cametá Hg (ng/g)			Hg (ng/g) Moyenne	Modèle
		Moyenne	Intervalle	n	Moyenne	Intervalle	n		
PISCIVORES									
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	filhote, piraiíba	557	377-913	9	471	262-725	3	536	2
<i>Brachyplatystoma vaillanti</i>	Piramutaba, piaba	432	223-724	7	320	210-505	9	369	2
<i>Pseudoplatystoma fasciotum</i>	Sorubim	332	149-535	10	242	140-362	3	311	4
<i>Pinirompus pirinampu</i>	Barbado, piranambu	772	497-940	6	716	415-972	4	749	2
OMNIVORES/CARNIVORES									
<i>Triportheus elongatus</i>	Sardinha comprida	116	22-304	7	145	25-380	3	125	4
<i>Calophysus macropterus</i>	Piracatinga	624		1	307	220-444	3	386	?
PLANCTONIVORES									
<i>Hypophthalmus</i> sp.	Mapará	351	178-499	9	333	213-456	6		2
DÉTRITIVORES (détritiques organiques, périphyton, bactéries)									
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	Jaraqui escama fina	50		1	35	18-57	7	37	2
<i>Curimata</i> sp.	Branquinha	61	33-87	6	56	31-87	7		2
HERBIVORES (périphyton, graines, fruits et feuilles des macrophytes et de la forêt inondée)									
<i>Schizodon fasciatum</i>	Aracu comun	54	18-133	40	83	23-185	8	59	4
<i>Rhytiodus</i> sp.	Aracu banana	28		1	51	29-73	2	43	?
<i>Mylosama</i> sp.	Pacu manteiga	21	13-38	4	18		1	20	1
<i>Metynnis</i> 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 ($FBC = [Hg]_{\text{poisson}}/[Hg]_{\text{eau}}$) 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 (BOUCOU *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).

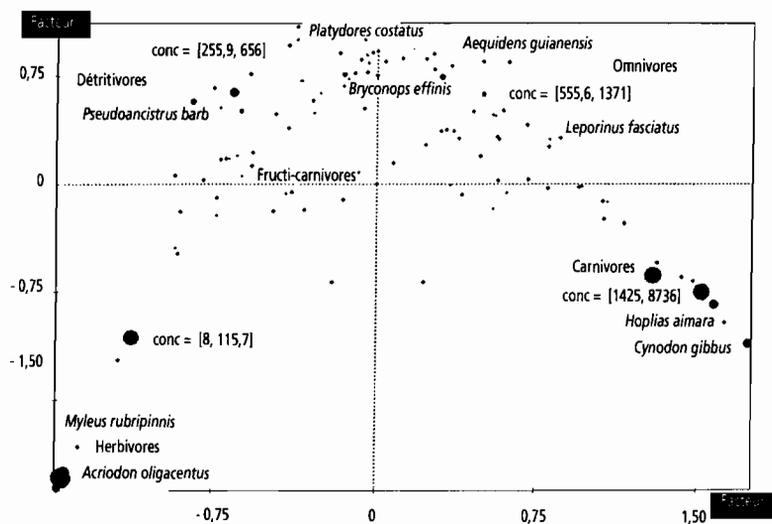
L'enrichissement du MeHg le long des chaînes alimentaires est le résultat des pertes de biomasse ingérée à chaque niveau trophique par la défécation, l'excrétion et la respiration, combinées à un taux d'absorption au travers de la barrière digestive très élevé et à une rétention très efficace du MeHg 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 *Triporthus 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 bio-indicateurs 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 mouvements 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										
Sciantidés										
Pescada (Brazil), pacora (Colombia), masao (Guyane française, Wayana)										
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1990-1991	1 200	33			22-65		100-3 600	Lac de barrage de Tucuruí, Pará	PORVARI, 1995
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1995-1996	543	168	132-1 354	24	14-39	271	32-1 200	R. Tapajós, Brasília Legal, Pará	ROULET et al., 1999
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1995-1996	305	30	165-542	23	18-33	256	75-800	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET et al., 1999
<i>Plagioscion squamosissimus</i>		420	28	100-1 100		24-55		236-2 340	Guyane française	RICHARD et al. 2000
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1998	551	1		34		777		Inini, Guyane française	FRÉRY et al., 2001
<i>Plagioscion surinamensis</i>	1996	195	1						R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	OLIVERO et SOLANO, 1998
<i>Plagioscion surinamensis</i>	1997	121	9	37-187					R. Magdalena, 290 km en aval d'un site aurifère, Colombie	OLIVERO et al., 1998
<i>Plagioscion</i> sp.		810	10	90-1 200			1200		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
<i>Plagioscion</i> 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	
<i>Plagioscion</i> sp.	430	33					R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998		
<i>Plagioscion</i> sp.	363	28					Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 a		
<i>Plagioscion</i> sp.	223	29					Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998		
<i>Plagioscion</i> sp.	102	7					Fleuve Amazone, Santana de Itaquí, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 a		
Cichlids										
Tucunará (Brésil), matawalé (Guyane française, Wayana)										
<i>Cichla temensis</i>	1990-1991	1 100	53		21-65		100-4 500	Lac de barrage de Tucuruí, Pará	PORVARI, 1995	
<i>Cichla temensis</i>	1997	510	5	342-650		556	310-1 050	R. Tartarugalzinho lac de Duas Bocas, Amapá	GUIMARÃES <i>et al.</i> , 1999	
<i>Cichla temensis</i>	1997	260	5	240-270		464	400-510	R. Tartarugalzinho, lac Pracuíba, Amapá	GUIMARÃES <i>et al.</i> , 1999	
<i>Cichla temensis</i>	1991	280	5	160-370				R. Madeira, Jajará-Mirim, Rondonia	PADOVANI <i>et al.</i> , 1996	
<i>Cichla temensis</i>	1995-1996	173	4	102-230	24	23-25	258	185-350	R. Tapajós, Brasília Legal, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Cichla temensis</i>	1995-1996	177	8	115-234	29	22-40	533	160-1 400	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 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
<i>Cichla ocellaris</i>		660	22	120-2 210			720	R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999	
<i>Cichla ocellaris</i>	1993	280	11					R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON <i>et al.</i> , 1997	
<i>Cichla ocellaris</i>	1995-1996	299	16	153-474	24	19-42	308	100-1 400	R. Tapajós, Brasília Légal, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Cichla ocellaris</i>	1995-1996	250	18	97-774	21	15-38	219	85-935	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Cichla ocellaris</i>		220	1		35		1 300		Guyane française	RICHARD <i>et al.</i> , 2000
<i>Cichla ocellaris</i>	1997	30	2	28-31	9	8-10	18	13-23	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Cichla sp.</i>	1992	1 160	1				570		R. Tapajós, Brasília Légal, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995
<i>Cichla sp.</i>		420	33						R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998
<i>Cichla sp.</i>		267							R. Tapajós, réserve de Munduruku, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 b
<i>Cichla sp.</i>		441	6						R. Tartarugalzinho, Amapá	BIDONE <i>et al.</i> , 1997 a
<i>Cichla sp.</i>	1994-1996	261							R. Tartarugalzinho, lac Pracuúba, Amapá	GUIMARÃES <i>et al.</i> , 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	
<i>Cichla</i> sp.	226	1					Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 a		
<i>Cichla</i> sp.	116	28					Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998		
<i>Cichla</i> sp.	104	2					Fleuve Amazone, Santana de Ituqui, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 a		
<i>Cichla</i> sp.	110	3					R. Gurupi, mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA <i>et TAYLOR</i> , 1995		
Caratinga (Brésil), awalipa (Guyane française, Wayana)										
<i>Geophagus suranimensis</i>	100	9					R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998		
<i>Geophagus suranimensis</i>	19	11					Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998		
<i>Geophagus suranimensis</i>	1997	77	11	34-221	13	6-20	89	10-243	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Geophagus suranimensis</i>	1998	61	2	61-173	11	9-12	41	11-54	Inini, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Geophagus proximus</i>	1995-1996	81	22	30-143	17	14-22	163	82-260	R. Tapajós, Brasília Légal, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Geophagus proximus</i>	1995-1996	40	56	21-111	13	11-18	66	30-160	R. Tapajós, Cametã, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Geophagus</i> sp.		30	2						R. Gurupi, mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA <i>et TAYLOR</i> , 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 ; FERREIRA *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 *Plagisicion* (tabl. V), il apparaît que les plus forts niveaux de contamination se rencontrent dans le réservoir du barrage de Tukurui (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 *Plagisicion*, 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 Tukurui. 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 Tukurui. 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 Brasília 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 Brasília 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 Cameté (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 Tucuruí (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)										
<i>Pygocentrus nattereri</i>	1996-1998	1219	2	1 206-1 233			1 170-1 200		R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGAIN <i>et al.</i> , 2000
<i>Pygocentrus nattereri</i>	1992	273	16	90-510					Alto Pantanal, Mato Grosso	HYLANDERS <i>et al.</i> , 1994
<i>Serrasalmus nattereri</i>	1988-1990	300	19	< 10-1370					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará	LACERDA <i>et al.</i> , 1994
<i>Serrasalmus nattereri</i>	1995-1996	594	17	34-1 000	18	12-23	267	80-600	R. Tapajós, Brasília Legal, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Serrasalmus nattereri</i>	1995-1996	128	32	41-585	14	11-19	73	40-320	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Serrasalmus nattereri</i>		221	2						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 a
Piranha preta (Brésil), Piraïe pene - grand (Guyane française, Wayana)										
<i>Serrasalmus hombeus</i>	1995-1996	444	22	89-1 124	18	12-31	249	60-1 000	R. Tapajós, Brasília Legal, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	1995-1996	262	11	23-1 049	13	8-19	112	20-290	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Serrasalmus rhombeus</i>		423	80	50-1 370		14-41		80-2 660	Guyane française	RICHARD <i>et al.</i> , 2000
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	1997	374	5	33-571	21	11-37	680	36-1 920	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	1998	180	11	65-422	16	10-23	204	36-922	Inini, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles d'oursaux des characiiformes en Amazonie.

Date	Hg (ng/g)		Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
	Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne		
Piranha								
<i>Serrasalmus</i> sp.	2600	15					Lac de barrage de Tucuruí, Pará	PORVARI, 1995
<i>Serrasalmus</i> sp.	890	13	210-3	830		260	R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
<i>Serrasalmus</i> sp.	742	8					R. Tartarugalzinho, Amapá	BIDONE <i>et al.</i> , 1997 a
<i>Serrasalmus</i> sp.	388	6	200-840	9,5-22		39-454	Guyane française	RICHARD <i>et al.</i> , 2000
<i>Serrasalmus</i> sp.	1993	290	12				R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON <i>et al.</i> , 1997
<i>Serrasalmus</i> sp.		100	6				R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998
<i>Serrasalmus</i> sp.	1994-1996	197					R. Tartarugalzinho, lac Pracuúba, Amapá	GUIMARÃES <i>et al.</i> , 1999
<i>Serrasalmus</i> sp.		176	15				Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998
<i>Serrasalmus</i> sp.		181	5				Fleuve Amazone, Santana do Ituí, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 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		
Pacu (Brésil), pasina, coumarrou, watau (Guyane française, Wayana), jatara (Bolivie)								
<i>Myleus rubripinnis</i>	22	10	10-70		11-31		60-1 580	Guyane française RICHARD <i>et al.</i> , 2000
<i>Myleus rubripinnis</i> 1997	13	19	2-42	11	8-18	69	20-275	Haut Maroni, Guyane française FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Myleus rhomboidalis</i>	17	108	2-80		9,5-34		38,5-1 830	Guyane française RICHARD <i>et al.</i> , 2000
<i>Myleus tetmetzi</i>	15	120	1-70		12-34		74-1 830	Guyane française RICHARD <i>et al.</i> , 2000
<i>Myleus tetmetzi</i> 1998	5	2	5-6	11	9-12	63	34-93	Haut Maroni, Guyane française FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Myleus</i> sp.	40	2						R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie PALHETA <i>et TAYLOR</i> , 1995
<i>Myleus</i> sp.	13	9	6-20		15-?		154-670	Guyane française RICHARD <i>et al.</i> , 2000
<i>Myleus</i> sp. 1988-1990	20	6	< 10-40					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará LACERDA <i>et al.</i> , 1994
Pacu	22	2						Fleuve Amazone, Santana do Itaquí, Pará BRABO <i>et al.</i> , 1999
<i>Mylossoma</i> sp. 1993	80	13						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso HACON <i>et al.</i> , 1997
<i>Mylossoma</i> sp. 1995-1996	20	5	13-38	14	12-16	118	80-150	R. Tapajós, Brasília Légal-Cametá, Pará ROULET <i>et al.</i> , 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			
<i>Mylossoma duriventre</i>	1996-1998	86	1				400	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN <i>et al.</i> , 2000	
<i>Mylossoma duriventre</i>	1991	40	8	20-60				R. Madeira, Garimpo da Cochoeira de Teotônio, Rondonia	PADOVANI <i>et al.</i> , 1996	
Erythrinidés										
Traíra (Brésil), moncholo (Colombie)										
<i>Hoplias malabaricus</i>	1997	899	3	740-1 122				R. Cauca, site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998	
<i>Hoplias malabaricus</i>		610	13					R. Gurupi, mine d'or de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995	
<i>Hoplias malabaricus</i>	1988-1990	580	4	300-910				R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará	LACERDA <i>et al.</i> , 1994	
<i>Hoplias malabaricus</i>	1996	322	1					R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	OLIVERO et SOLANO, 1998	
<i>Hoplias malabaricus</i>	1997	236	7	81-391				R. Magdalena, site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998	
<i>Hoplias malabaricus</i>	1997	79	3	52-119				R. Magdalena, 290 km en aval d'un site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998	
<i>Hoplias</i> sp.	1992	950	1				6 000 ?	R. Tapajós, r. Rato, Pará	AKAGI <i>et al.</i> , 1995	

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des charactiformes en Amazonie.

	Date		Hg (ng/g)		Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références
	Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle			
<i>Hoplias malabaricus</i>		322							R. Tapajós, réserve de Munduruku, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 b
<i>Hoplias malabaricus</i>	1993	360	8						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON <i>et al.</i> , 1997
<i>Hoplias malabaricus</i>	1995-1996	530	9	438-690	28	26-30	407	340-490	R. Tapajós, Brasília Légal, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Hoplias malabaricus</i>	1995-1996	283	15	101-978	25	20-41	304	140-900	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Hoplias sp.</i>	1994-1996	549							R. Tartarugalzinho, lac Pracuúba, Amapá	GUIMARÃES <i>et al.</i> , 1999
<i>Hoplias malabaricus</i>		335	2						R. Tartarugalzinho, Amapá	BIDONE <i>et al.</i> , 1997 a
<i>Hoplias malabaricus</i>	1991	200	19	120-300					R. Madeira, Jajará-Mirim, Rondonia	PADOVANI <i>et al.</i> , 1996
<i>Hoplias malabaricus</i>		380	14	80-1 060			420		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
<i>Hoplias sp.</i>		462	1						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 a
<i>Hoplias sp.</i>		102	10						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998
<i>Hoplias malabaricus</i>		500	3	430-580		31,3-37,5		510-1068	Guyane française	RICHARD <i>et al.</i> , 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		
Aïmara (Guyane française, Wayana)									
<i>Hoplias aimara</i>		611	123	140-1 510	21-86		191-13850	Guyane française	RICHARD <i>et al.</i> , 2000
<i>Hoplias aimara</i>	1997	582	23	213-1 187	42	10-70	2450	20-12 000	Haut Maroni, Guyane française
<i>Hoplias aimara</i>	1998	567	11	41-1 279	35	8-70	2012	6-8 200	Inini, Guyane française
Cynodontidés									
Peixe cachorro (Brésil), payara (Venezuela), cachorro (Bolivie)									
<i>Hydrolycus scomberoides</i>			67	900-11 300					Lac de barrage de Guri, Venezuela
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	1988-1990	1560	4	1 250-1 930					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará
<i>Hydrolycus scomberoides</i>		690	5						R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba
<i>Hydrolycus sp.</i>	1995-1996	407	13	215-770	31	22-49	539	105-1 800	R. Tapajós, Brasília Legal
<i>Hydrolycus sp.</i>	1996-1998	989	5	534-1 485				2 500-3 900	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie
<i>Raphiodon vulpinus</i>		2700	31	170-8 300					Lac de barrage de Guri, Venezuela

Tableau VI (suite). Concentrations moyennes de Hg dans les muscles dorsaux des charactiformes en Amazonie.

	Date	Hg (ng/g)		Longueur standard (cm)		Poids (g)		Localisation par bassin	Références	
		Moyenne	n	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne			Intervalle
<i>Raphiodon vulpinus</i>	1995-1996	935	7	366-2 729	35	23-52	387	175-960	R. Tapajós, Brasília Légal 1999	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Raphiodon vulpinus</i>	1995-1996	948	5	356-2232	41	31-50	408	135-700	R. Tapajós, Cametá	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Raphiodon vulpinus</i>		870	10	380-1 080			500	R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia		BOISCHIO, 1999
<i>Raphiodon vulpinus</i>	1991	790	1					R. Madeira, mine de Cochoeira de Teotônio, Rondonia		PADOVANI <i>et al.</i> , 1996
<i>Cynodon meionactis</i>	1997	881	18	310-1 747	23	16-32	136	47-359	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Cynodon meionactis</i>	1998	623	5	314-1 310	23	20-28	126	75-233	Inini, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
Prochilodontidés										
Curimata (Brésil), kulumata (Guyane française, Wayana), bocachico (Colombie), coporo (Venezuela), sabalo (Bolivie)										
<i>Prochilodus nigricans</i>		60	7						Lac de barrage de Tucurui, Pará	PORVARI, 1995
<i>Prochilodus nigricans</i>	1988-1990	160	5	< 10-310					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará	LACERDA <i>et al.</i> , 1994
<i>Prochilodus nigricans</i>	1993	80	5						R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON <i>et al.</i> , 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		
<i>Prochilodus nigricans</i>		160	56	nd-960			430	R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib.	BOISCHIO, 1999
<i>Prochilodus nigricans</i>	1991	120	17	40-460				R. Madeira, mine de Cochoeira de Teotônio, Rondonia	PADOVANI <i>et al.</i> , 1996
<i>Prochilodus nigricans</i>	1991	110	4	80-160				R. Madeira, Jajarà-Mirim, Rondonia	PADOVANI <i>et al.</i> , 1996
<i>Prochilodus nigricans</i>	1996-1998	78	5	34-169			330-1 830	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN <i>et al.</i> , 2000
<i>Prochilodus nigricans</i>		16	20					Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998
<i>Prochilodus retic. magdaleneae</i>	1996	45	15	11-129				R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	OLIVERO <i>et SOLANO</i> , 1998
<i>Prochilodus retic. magdaleneae</i>	1997	82	16	19-226				R. Cauca, site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998
<i>Prochilodus retic. magdaleneae</i>	1997	44	6	nd-194				R. Magdalena, site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998
<i>Prochilodus retic. magdaleneae</i>	1997	22	10	nd-45				R. Magdalena, 290 km en aval d'un site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 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			
<i>Prochilodus reticulata</i>	1997	86	4	70-113	23	21-25	354	242-464	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Prochilodus rubrotaeniatus</i>			18	10-690					Lac de barrage de Guri, Venezuela	BERMUDEZ et VEIGA, 1999
<i>Prochilodus</i> sp.		30	1						Fleuve Amazone, Santana de Itaquí, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 a
Jaraqui (Brésil), alumasi (Guyane française, Wayana)										
<i>Semaprochilodus brama</i>		87	34						R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998
<i>Semaprochilodus brama</i>		36	26						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	1995-1996	37	8	18-57	15	13-16	75	45-95	R. Tapajós, Brasília Legal-Cametá, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Semaprochilodus varii</i>	1997	80	10	59-111	26	23-29	532	330-700	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Semaprochilodus</i> sp.		112							R. Tapajós, réserve de Munduruku, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 b
Curimatidés										
Branquinha (Brésil), pohakê (Guyane française, Wayana), pincho, vizcaina (Colombie)										
<i>Curimata cyprinoides</i>		211	8	160-280		16-35.5		101-1 300	Guyane française	RICHARD <i>et al.</i> , 2000
<i>Curimata cyprinoides</i>	1997	60	3	53-69	18	17-20	162	267-345	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 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		
<i>C. cyprinoides/ amazonico</i>	1995-1996	56	7	31-87	13	10-15	54	30-85	R. Tapajós, Cametá, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Curimata magdalenae</i>	1997	129	9	82-240					R. Cauca, site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998
<i>Curimata magdalenae</i>	1996	66	44	< 10-299					R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	OLIVERO et SOLANO, 1998
<i>Curimata mivortii</i>	1997	71	8	17-195					R. Cauca, site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998
<i>Curimata mivortii</i>	1996	35	7	15-62					R. Magdalena, mine de Santa Cruz, Colombie	OLIVERO et SOLANO, 1998
<i>Curimata sp.</i>		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 comparaisons 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 concentrations 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 redispersées 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 Tucuruí ne contiennent pas plus de Hg que dans les autres milieux.

Les loriciariidés 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)										
<i>Hypostomus emarginatus</i>	1995-1996	42	11	26-55	20	14-26	195	73-350	R. Tapajós, Brasília Legal-Cametá, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Hypostomus plecostomus</i>	1997	35	2	21-48	11	9-14	42	20-64	Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Hypostomus plecostomus</i>	1998	48	8	20-81	14	10-20	59	13-130	Inini, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Hypostomus</i> sp.		70	2	60-80		24-25		286-325	Guyane française	RICHARD <i>et al.</i> , 2000
Acari		23	9						Fleuve Amazone, Santana de Ituqui, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 a
Acari		21	14						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 a
Hypophthalmidés										
Mapará (Brésil)										
<i>Hypophthalmus marginatus</i>		410	27						Lac de barrage de Tucuruí, Pará	PORVARI, 1995
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	1995-1996	351	9	178-499	41	35-45	583	400-700	R. Tapajós, Cametá	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Hypophthalmus marginatus</i>		149	12						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	1995-1997	333	6	213-456	33	30-35	302	250-400	R. Tapajós, Brasília Legal	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Hypophthalmus</i> sp.		188	4						Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 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	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle				
Pimélodidés										
Dourada (Brésil), dorado (Bolivie, Colombie), zúngaro dorado (Pérou)										
<i>Brachyplatystoma flavicans</i>	1996-1998	1 237	4	857-1 476		13 900-16 000	R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	MAURICE-BOURGOIN <i>et al.</i> , 2000 HACON <i>et al.</i> , 1997		
<i>Brachyplatystoma flavicans</i>	1993	530	6				R. Tapajós, Brasília Legal	ROULET <i>et al.</i> , 1999		
<i>Brachyplatystoma flavicans</i>	1995-1996	305	1	63		3 500	R. Tapajós, Teles Pires, Mato Grosso	AKAGI <i>et al.</i> , 1995		
Dourada	1992	600	1			2 700	R. Tapajós, Alta floresta, Mato Grosso	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998		
<i>Brachyplatystoma flavicans</i>		292	28				Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará			
Filhote/piraiba (Brésil), pirahiba, Valentón (Colombie), zúngaro saltón (Pérou)										
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>		177	1				Fleuve Amazone, Santana de Ituqui, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999 a		
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>		454	10				Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998		
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	1995-1996	536	12	262-913	49	25-76	2 195	240-5 150	R. Tapajós, Brasília Légal-Cametá	ROULET <i>et al.</i> , 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	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle			
<i>Piraibá</i> (<i>Brachyplatystoma</i> sp.)	1993	2 750	7					R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON <i>et al.</i> , 1997	
<i>Piraibá</i> (<i>Brachyplatystoma</i> 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 <i>et al.</i> , 1995	
<i>Filhote</i> (<i>Brachyplatystoma</i> sp.)	1992	1 000	1			4 000		R. Tapajós, Itaituba	AKAGI <i>et al.</i> , 1995	
Surubim (Brésil), huluwí (Guyane française, Wayana), bagre pintado (Colombie), pintado, surubí (Bolivie), zúngaro doncella (Pérou)										
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1997	137	3	65-180				R. Magdalena, site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998	
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1997	86	5	60-110				R. Magdalena, 290 km en aval d'un site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998	
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1993	600	21					R. Tapajós, marché aux poissons de Alta Floresta, Mato Grosso	HACON <i>et al.</i> , 1997	
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>		460	2	417-506				R. Tapajós, Jacareacanga- Itaituba	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998	
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1995-1996	311	13	140-535	38	26-60	713	140-2 300	R. Tapajós, Brasília Legal- Cametá, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 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			
<i>Pseudoplatystoma foscium</i>	680	23	nd-1 590			1 620		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999	
<i>Pseudoplatystoma foscium</i> 1996-1998	436	3	327-579			4 500-10 400		R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN <i>et al.</i> , 2000	
<i>Pseudoplatystoma foscium</i>	302	19						Fleuve Amazone, système fluvio-lacustre près de Santarém, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998	
<i>Pseudoplatystoma foscium</i> 1997	940	1						Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001	
<i>Pseudoplatystoma foscium</i>	1 113	3	730-1 530		70-101	4 040-6 360		Guyane française	RICHARD <i>et al.</i> , à paraître	
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> 1996-1999	986	10	456-2 304			1 300-16 300		R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN <i>et al.</i> , 2000	
<i>Pseudoplatystoma coruscans</i> 1992	268	34	60-950					Haut Pantanal, Mato Grosso	HYLANDERS <i>et al.</i> , 1994	
<i>Pseudoplatystoma sp.</i> 1991	860	1						R. Madeira, mine de Cochoeira de Teotônio, Rondonia	PADOVANI <i>et al.</i> , 1996	
<i>Pseudoplatystoma sp.</i> 1991	180	11	90-250					R. Madeira, Jajará-Mirim, Rondonia	PADOVANI <i>et al.</i> , 1996	
<i>Pseudoplatystoma sp.</i>	108	3						Fleuve Amazone, Santana de Ituqui, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 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	
<i>Pseudoplatystoma</i> sp.	289	4					Fleuve Amazone, Aldeia, Pará	BRABO <i>et al.</i> , 1999a		
Mandi (Brésil), Griso (Bolivie), Lfku (Guyane française, Wayana)										
<i>Pimelodus blochii</i>	280	5					R. Tapajós, Jacareacanga-Itaituba, Pará	CASTILHOS <i>et al.</i> , 1998		
<i>Pimelodus blochii</i>	1995-1996	244	3	128-346	16	15-17	55	45-65	R. Tapajós, Brasília Legal-Cametá, Pará	ROULET <i>et al.</i> , 1999
<i>Pimelodus blochii</i>	1996-1999	468	1				260		R. Beni, région de Rurrenabaque, Bolivie	MAURICE-BOURGOIN <i>et al.</i> , 2000
<i>Pimelodus blochii</i>	1991	260	10	90-480					R. Madeira, mine de Cochoeira de Teotônio, Rondonia	PADOVANI <i>et al.</i> , 1996
<i>Pimelodus blochii</i>		180	6						R. Gurupi, mine aurifère de Gurupi, Pará	PALHETA et TAYLOR, 1995
Barbudo (Colombie)										
<i>Pimelodus clarias</i>	1997	134	10	46-241					R. Cauca, site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998
<i>Pimelodus clarias</i>	1997	59	7	27-97					R. Magdalena, site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 1998
<i>Pimelodus clarias</i>	1997	65	4	17-121					R. Magdalena, 290 km en aval d'un site aurifère, Colombie	OLIVERO <i>et al.</i> , 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			
<i>Pimelodus</i> sp.		240	36	nd-560			110		R. Madeira, 180 km le long de la r. et ses trib., Rondonia	BOISCHIO, 1999
<i>Pimelodus</i> sp.	1988-1990	130	10	50-250					R. Itacaiúnas-Parauapebas, mines de Carajás, Pará	LACERDA <i>et al.</i> , 1994
<i>Pimelodus omatus</i>	1997	368	1		20		90		Haut Maroni, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 2001
<i>Pimelodus omatus</i>	1998	268	2	148-387	22	22-23	144	106-182	Inini, Guyane française	FRÉRY <i>et al.</i> , 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 Tucuruí (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 « nurse-ries » 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, curimati-dés, 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 migrants, 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 migrants : 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 *piraiba* 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 Tucuruí 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 Tucuruí 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 XIX^e 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 Tukurui, 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 Tukurui 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 CARRIGAN, 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 Hg⁰ 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 bactéries³, 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 oxygène et anoxique, dans la colonne d'eau et/ou dans les strates superficielles des sédiments (voir annexe 5).

- ARAÚJO-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 tissue. *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, Mundurucu 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 Tucuruí. *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., KRABBEHOFT 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.
- DELNOMDIEU 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.
- ENGLÉ 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.
- GOTTOTREY J., TJÄLVE H., 1991. Effect of lipophilic complex formation on the uptake and distribution of Hg^{2+} and $\text{CH}_3\text{-Hg}^+$ in brown trouts (*Salmo trutta*) : 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., MELF 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., SIPPÉL S.J., 1992. Energy sources for aquatic animals in the Orinoco River floodplain : evidence from stable isotopes. *Ecologia*, 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. Temporary 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 périphtiques 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., MEHLE 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., MOREL 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 em peixes do rio Madeira : resultados e recomendações 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, *Esox 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 Tucuruí 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.