

Níveis de mercúrio total na carne de peixes como indicadores de contaminação em sistemas aquáticos do Pantanal

Luiz Marques Vieira¹, Vânia da Silva Nunes¹, Reinaldo C. de Campos²

¹Embrapa Pantanal, Corumbá, MS.

²Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 22453-900, Rio de Janeiro, Brasil).

Resumo

A extração de ouro em Poconé, adjacências da Planície Pantaneira, em Mato Grosso, na década de 80, com emprego intensivo de mercúrio, constitui uma grave ameaça à biodiversidade e sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos do Pantanal e da Bacia Platina. Em ambientes naturais, o mercúrio pode sofrer metilação, levando à formação de metilmercúrio, acumulando-se nesta forma na carne dos peixes. O metilmercúrio é extremamente biotóxico, podendo afetar a saúde do homem pelo consumo de pescado contaminado. O Pantanal é a maior área sazonalmente alagável do mundo, detendo elevada significância ambiental e sócio-econômica pela abundância e diversidade da fauna e flora. Os peixes, além de serem abundantes e diversificados, possuem larga distribuição geográfica e, por isso, são muito utilizados na dieta humana como fonte de proteína. O consumo continuado de peixes com altas concentrações de metilmercúrio constitui-se em um fator de risco para as populações que os consomem, devendo estes níveis ser monitorados. O presente estudo teve o objetivo de determinar os níveis de Hg total no músculo de peixes de expressão sócio-econômica e ambiental, de modo a subsidiar a legislação ambiental e programas, projetos, planos e ações visando a conservação dos ecossistemas aquáticos do Pantanal. Os peixes foram capturados nos rios Bento Gomes e Cuiabá, em Mato Grosso e no rio Paraguai/Baía do Castelo, em Mato Grosso do Sul. Após o descongelamento das amostras armazenadas à -18°C o mercúrio total foi determinado por espectrofotometria de absorção atômica com geração de vapor frio. Foram avaliados os teores de Hg total em 89 espécimes de peixes carnívoros, onívoros, herbívoros e detritívoros, sendo 13 provenientes do Rio Cuiabá; 21 do rio Bento Gomes e 55 da Baía do Castelo/Rio Paraguai. Todas as médias dos níveis de Hg total encontradas na carne dos peixes avaliados se situaram a baixo do nível crítico (500 ng.g^{-1} – peso úmido), estabelecido para consumo humano pela legislação internacional e brasileira. Os peixes carnívoros (cachara, pintado, piranha e dourado) foram os que apresentaram os níveis de mercúrio mais elevados e os detritívoros os mais baixos. A ordem de concentração de mercúrio na carne dos peixes demonstrou a seguinte tendência: carnívoros > onívoros > herbívoros > detritívoros. Notou-se tendência dos níveis de mercúrio serem mais elevados em peixes capturados nos locais mais próximos aos garimpos. Estes resultados, além de destacarem os peixes carnívoros como bons indicadores de contaminação ambiental, evidenciaram também a ocorrência de biomagnificação do mercúrio nas cadeias tróficas no Pantanal.

Termos de Indexação biomagnificação, Hg, mercúrio, metilmercúrio, Pantanal, peixe, poluição ambiental, tecido muscular.

Abstract

The gold mining in Poconé, surroundings of the Pantanal wetland, in Mato Grosso State, in the eighties, with the intensive use of mercury (Hg), is a dangerous treat to the biodiversity and sustainability of the aquatic ecosystems of the Pantanal and Platina basin. In natural environments, the Hg can suffer metilation and as metilmercury acumulate in the fish tissues. Metil-mercury is highly bio-toxic and can affect the human health due the intake of contaminated fish. The Pantanal is the largest seasonal wetland of the world, with high environmental and Socio-economic importance due the abundance and diversity of the wildlife and vegetation. The fish species despite to be abundant and diverse, presents large geographic distribution and cause of this fact are consumed in large amounts in the human diet as protein source. The continuous intake of fish with high concentrations of metil-mercury is a risk factor to the human population and could be monitored. The objective of this study were to determinate the total Hg levels in fish muscle tissue on that fish species with Socio-economic and environmental importance to support environmental legislation, programs, projects, plans and actions for the conservation of the aquatic ecosystems of the Pantanal. The fish species were captured in the Bento Gomes and Cuiabá Rivers, Mato Grosso State and Baía do Castelo lake, Paraguay River in South Mato Grosso. After the unfreezing of the samples stored at -18° the total Hg was evaluated thought atomic absorption spectrometry with the generation of could vapor. Were evaluated the total Hg levels in 89 carnivorous, omnivorous, herbivorous and detritivorous fish specimens where 13 came from Cuiabá River; 21 from Bento Gomes River and 55 from Baía do Castelo lake, Paraguay River. All total Hg average values evaluated in the fish muscle tissue were below the critical level ($500,0 \text{ ngHg.g}^{-1}$ – wet weigh) determined for human consumption according the International and Brazilian Legislation. The carnivorous fish (cachara, pintado, piranha and dourado) were the fish species that presented the higher Hg levels and the detritivorous the lowest Hg levels. The bioacumulation order of Hg in the fish muscle tissue was detected as follow: carnivorous > omnivorous > herbivorous > detritivorous. Were observed a tendency of higher Hg levels in the fish captured closer the gold mining. These results apart the fact of highlight the carnivorous fish as good indicators of environmental indicators, as expected, corroborate for the study area, the Hg biomagnification in the trophic food chains in the Pantanal.

Index Terms: biomagnification, environmental pollution, fish, Hg, mercury, Pantanal.

Introdução

A utilização intensiva de mercúrio metálico nos garimpos de ouro de Poconé-MT, planalto adjacente, iniciada na década de 1980, constitui uma grave ameaça ao bioma Pantanal e ecossistemas aquáticos, à jusante, na Bacia Platina. Os riscos de impactos na biodiversidade e, conseqüentemente, na sustentabilidade destes ambientes não podem ser negligenciados, razão pela qual VILAS BÔAS (1997) revisou os impactos ambientais decorrentes do emprego de mercúrio na garimpagem de ouro de aluvião nesta região. Alterações e interações, químicas e biológicas no ambiente aquático, podem determinar a ionização do metal e viabilizar a formação de metilmercúrio (MELAMED et al., 1997; GUIMARÃES et al., 2000; HYLANDER et al., 2000a; RAVICHANDRAN, 2004). O metilmercúrio, além de ser biotóxico, tem elevado potencial de bioacumulação (HYLANDER et al., 2000b; SOUZA LIMA et al. 2000; WEECH et al., 2004) nos tecidos e biomagnificação nos organismos através das cadeias

alimentares (WEECH et al., 2004). O mercúrio pode contaminar a água, sedimento (RODRIGUES FILHO & MADDOCK, 1997; HYLANDER et al., 2000a), organismos bentônicos e peixes (HYLANDER et al., 2000b; YOKOO et al., 2001; SCHEUHAMMER et al., 2004). Os peixes se constituem em importantes agentes concentradores e, por isso, se prestam muito bem como indicadores de contaminação por mercúrio em sistemas aquáticos (CLARKSON, 1998). A posição trófica de uma determinada espécie é fator importante na bioacumulação de mercúrio em músculo dos peixes (SWEET & ZELIKOFF, 2002). Entretanto, sabe-se que a estratégia alimentar de uma determinada espécie de peixe, pode interagir com o tamanho e a idade dentro de uma mesma espécie, podendo constituir variáveis relevantes e que determinam a acumulação de mercúrio no músculo dos peixes (NICHOLS et al., 1999). As espécies carnívoras de peixe, tais como cachara, pintado, dourado, piranhas, são as que apresentam maior potencial de bioacumulação (DÓREA et al., 2004; DURRIEU et al., 2004), pois se situam no topo das cadeias alimentares, possuindo, assim, maior probabilidade de afetar saúde do homem pelo consumo de pescado contaminado (YOKOO et al., 2001; MERGLER, 2002). Os peixes no Pantanal são abundantes, diversificados e possuem larga distribuição geográfica e, por isso mesmo, são muito utilizados na alimentação humana como fonte de proteína (YOKOO et al., 2001). Além disso, atualmente, o consumo de peixe está sendo estimulado, devido ao seu baixo nível de colesterol em relação às carnes vermelhas, principalmente a bovina. Sabe-se que, no homem, o mercúrio afeta o sistema nervoso central (CARTA et al., 2003) e os rins de forma irreversível. É um elemento comprovadamente cancerígeno (BANERJEE & BHATTACHARYA, 1995), mutagênico (PORTO et al., 2004) e teratogênico (EISLER, 1987). Nos peixes, níveis elevados induzem à morte. Concentrações subletais podem afetar o crescimento, o comportamento e o sucesso reprodutivo. Contaminações humanas podem afetar também a dinâmica do sistema nervoso (MERGLER, 2002; CARTA et al., 2003) e urinário. Essa preocupação com a contaminação dos peixes, por mercúrio constitui preocupação de muitos autores de muitos países (WEECH et al., 2004; inclusive em ecossistemas brasileiros (VILAS BÔAS, 1997; MERGLER, 2002; DÓREA et al., 2004; KEHRIG et al., 2002; SOUZA LIMA et al., 2002; SOUZA LIMA et al., 2004;). Estudos realizados no Pantanal, evidenciaram contaminação por mercúrio no sedimento, moluscos, peixes e aves (VIEIRA, 1991). Em algumas espécies de peixes de expressão sócio-econômica e ambiental foram detectados teores de mercúrio acima do considerado crítico (500 ng Hg.g^{-1} , base úmida), estabelecido para consumo humano pela Organização Mundial de Saúde e legislação brasileira (VIEIRA, 1991). O presente estudo teve como objetivo avaliar os teores de mercúrio total no músculo de peixes provenientes de ambientes aquáticos localizados no Pantanal, visando subsidiar a legislação ambiental e sanitária, bem como direcionar programas, projetos, planos e ações relativos à conservação da ictiofauna regional.

Materiais e Métodos

Área de estudo

Os peixes foram capturados em 1998 e 1999, nos rios Bento Gomes e Cuiabá, em Mato Grosso, locais próximos dos garimpos, e na Baía do Castelo, margem direita do Rio Paraguai, nas proximidades da cidade de Corumbá (MS) e à distância das fontes poluidoras (Figura 1).

embrulhadas em papel alumínio, acondicionadas em sacos plásticos etiquetados e armazenadas em refrigerador a -18°C , até a ocasião das determinações de mercúrio total. A frequência de determinações de mercúrio nas diferentes espécies de peixe foi variável, em função do número de exemplares capturados. Após descongelamento das amostras, alíquotas de aproximadamente 0,5 a 2,0 g de tecido muscular foram pesadas em balança analítica, com precisão de décimo de miligrama. O mercúrio total foi determinado por espectrofotometria de absorção atômica pela técnica do vapor frio, após digestão ácida com mistura sulfonítrica (1:1) contendo 0,1% de pentóxido de vanádio e adição de permanganato de potássio a 5% e dicromato de potássio a 1%. O excesso de oxidante foi neutralizado com hidroxilamina 50% e a redução do mercúrio com borohidreto de sódio em meio ácido. O controle de qualidade analítica foi realizado através da avaliação de amostras em branco e da análise de material certificado de referência. As curvas de calibração foram em meio aquoso, visto estudos anteriores terem comprovado a inexistência de interferências multiplicativas. Na análise do material de referência, valores concordantes com o certificado foram sistematicamente encontrados, assim como se verificou uma boa reprodutibilidade na análise de multiplicatas (CAMPOS & CURTIUS, 1990). Os resultados dos níveis de mercúrio na carne dos peixes estão expressos em ng. gHg. g^{-1} (base úmida).

Resultados e Discussão

As médias, desvios padrão, tipo de dieta, níveis máximos e mínimos de Hg total (ng/g – peso úmido) detectados no músculo de 89 espécimes de peixes capturados nos rios Cuiabá/MT ($n = 13$); Bento Gomes/MT ($n = 21$) e rio Paraguai/Baía do Castelo/MS ($n = 55$), região do Pantanal, em 1998/99, estão apresentados na Tabela 1.

Analisando-se a Tabela 1, constata-se que todas as médias dos teores de Hg total detectados no músculo dos peixes foram baixos, pois se posicionaram abaixo do nível crítico (500 ng. g^{-1} peso úmido) estabelecido para consumo humano pela Organização Mundial de Saúde (EPA, 1972; BRASIL, 1977). Constatou-se, no rio Bento Gomes que, de 15 espécimes analisados, detectou-se média de mercúrio total igual a 435 ng. g^{-1} (peso úmido) e teor mais elevado de 647 ng. g^{-1} (peso úmido). No entanto, foram detectadas médias e níveis individuais de mercúrio acima de 200 ng. g^{-1} (peso úmido), que segundo LOFROTH (1969), citado por ZITKO et al. (1971), são considerados como contaminações antropogênicas, portanto, teores abaixo são considerados naturais. HYLANDER et al. (2000) verificaram que 90% dos peixes avaliados procedentes de diferentes locais do Pantanal, inclusive na área de influência dos garimpos de Poconé, apresentaram teores de mercúrio total em músculo abaixo do nível crítico para consumo humano. Entretanto, HYLANDER et al. (2000) também encontraram, no mesmo estudo, níveis de mercúrio de 2048, 1114 e 724 ng. g^{-1} (peso úmido) em músculo de piranha, cachara e pintado, respectivamente. Esses resultados evidenciam que há um elenco muito grande de variáveis que determinam o potencial de bioacumulação de mercúrio em peixes, podendo-se destacar a espécie, estágio metabólico, nível trófico (dieta), sexo, idade, comprimento, local de captura, variáveis físicas, químicas e biológicas da água (HYLANDER et al., 2000a, b; DÓREA et al., 2004; DURRIEU et al., 2004), RAVICHANDRAN, 2004; WEECH et al., 2004; dentre outras).

Os resultados expressos na Tabela 1 confirmam que os peixes carnívoros têm maior potencial de bioacumulação de Hg total na carne (ng g^{-1} – peso úmido) que os onívoros, herbívoros e detritívoros. Os peixes carnívoros, de acordo com os resultados

apresentados, foram os que evidenciaram, de modo geral, médias mais elevadas dos teores de Hg no músculo, independentemente do rio em que foram capturados. As maiores frequências de concentrações mais elevadas de Hg ocorreram em músculos dos peixes carnívoros provenientes dos rios Bento Gomes e Cuiabá, situados mais próximos das fontes de contaminação (garimpos) em comparação ao rio Paraguai/Baía do Castelo. No entanto, foram também detectados teores de Hg acima de 500 ng g^{-1} (peso úmido) na carne de um cachara (647 ng g^{-1} - peso úmido) proveniente do rio Bento Gomes, num pintado (623 ng g^{-1} - peso úmido) e num dourado (1.243 ng g^{-1} - peso úmido), capturado no rio Paraguai/Baía do Castelo. A ordem de bioacumulação de mercúrio na carne dos peixes demonstrou a seguinte tendência: carnívoros > onívoros > herbívoros > detritívoros. Este elevado potencial de bioacumulação de mercúrio dos peixes carnívoros foi também detectado por outros autores. Assim, por exemplo, na região Amazônica (DÓREA et al., 2004), constataram que a piranha (*Serrasalmus* spp.) se mostrou como boa bioindicadora em ecossistemas aquáticos da Amazônia contaminados por mercúrio. No presente estudo, todos os níveis de mercúrio detectados em músculo de piranhas, embora baixos, evidenciaram contaminações, pois se situaram acima de 200 ng g^{-1} (peso úmido), com exceção de num exemplar de *Serrasalmus maginatus*, que apresentou nível de mercúrio total de 17 ng g^{-1} (peso úmido).

Embora os menores teores de mercúrio tenham ocorrido nos peixes detritívoros e herbívoros, torna-se importante ressaltar, que muitas dessas espécies de pequeno porte são muito importantes do ponto de vista ambiental, pois desempenham papel relevante no processo de biomagnificação de Hg. Muitas delas constituem item abundante e freqüente na dieta de muitas espécies carnívoras de peixes de expressão sócio-econômica, como o pintado, a cachara, o dourado e o jaú no Pantanal. Pode-se também constatar que os peixes detritívoros foram os que apresentaram as médias mais baixas de mercúrio em músculo, muito embora se esperasse que esse mais baixo potencial de bioacumulação ocorresse nos peixes herbívoros, pois estes se encontram em nível trófico inferior em relação aos onívoros. Esta discrepância, talvez possa ser explicada pelos elevados valores detectados nos desvios padrão das médias dos peixes onívoros, refletindo uma amplitude de variação muito grande em relação à média, ainda mais se considerando os valores de n.

Conclusões

Os teores de mercúrio total detectados em músculo dos peixes avaliados foram, de modo geral, baixos. Ocorreram, entretanto, níveis acima do nível crítico estabelecido pela OMS, legislação brasileira e EPA para consumo humano e preservação de comunidade aquática. Os peixes provenientes dos rios mais próximos das fontes de contaminação (garimpos) apresentaram tendência a maiores concentrações de mercúrio, provavelmente resultante da exposição a este elemento, ali presente pela atividade humana. As espécies carnívoras demonstraram maior capacidade de concentrar mercúrio, em conformidade com a literatura, e por isso podem ser empregadas como indicadoras de contaminação por mercúrio em sistemas aquáticos do Pantanal.

Tabela 1. Média, desvio padrão da média, tipo de dieta do peixe, nível máximo e mínimo de Hg total (ng/g – peso úmido) encontrados no músculo dos peixes capturados nos rios Cuiabá/MT, Bento Gomes/MT e Paraguai/Baia do Castelo/MS, Pantanal, em 1998/99.

Rio	Espécie	Nome Comum	n	D	Média	D. P.	V. Max.	V. Min.	
Cuiabá	<i>Pseudoplastisma corruscans</i>	Pintado	1	C	316	-	316	316	
	<i>Serrasalmus natereri</i>	Piranha	3	C	338	85	413	246	
	<i>Oxidoras kneri</i>	Armal	2	C	117	2	119	115	
	<i>Serrasalmus maginatus</i>	Piranha (Catarina)	1	C	16	-	16	16	
	<i>Prochilodus lineatus</i>	Curimba	1	C	58	-	58	58	
	<i>Paulicea luetkeni</i>	Jaú	1	C	187	-	187	187	
	<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>	Jiripoca	1	C	235	-	235	235	
	<i>Potamorhina squamoralevis</i>	Sairu	1	D	166	-	166	166	
	<i>Milossoma orbignyanum</i>	Pacupeva	2	H	97	102	170	25	
Subtotal	-	-	13	-	-	-	-	-	
B. Gomes	<i>Pseudomaplasmotoma fasciatus</i>	Cachara	15	C	435	97	647	275	
	<i>Hemiodus orthonops</i>	Ximboré	4	H	22	8	31	13	
	<i>Milossoma orbignyanum</i>	Pacupeva	1	H	24	-	24	24	
	<i>Serrasalmus natereri</i>	Piranha	1	C	387	-	387	387	
Subtotal	-	-	21	-	-	-	-	-	
Paraguai/ Baia Castelo	<i>Leporinus macrocephalus</i>	Piavaçu	5	O	174	165	427	12	
	<i>Milossoma orbignyanum</i>	Pacupeva	6	H	122	54	195	69	
	<i>Prochilodus lineatus</i>	Curimba	5	D	108	45	177	63	
	<i>Brycon microlepis</i>	Piraputanga	4	D	75	41	134	50	
	<i>Pseuplastistoma corruscans</i>	Pintado	5	C	289	204	623	151	
	<i>Hemiodus orthonops</i>	Ximboré	5	H	118	183	441	16	
	<i>Liposarcus anisitsi</i>	Acari	5	D	32	30	85	11	
	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacu	5	O	79	110	266	4	
	<i>Potamorhina squamoralevis</i>	Sairu liso	5	D	44	18	64	22	
	<i>Salminus maxillosus</i>	Dourado	5	C	442	485	1.243	85	
	<i>Hoplias malabaricus</i>	Traira	5	C	90	46	168	50	
	Subtotal	-	-	55	-	-	-	-	-
	Total	-	-	89	-	-	-	-	-

Legenda: n= Número de peixes analisados; D.= Dieta do peixe; D.P.= Desvio Padrão da média; V. Max =Nível máximo de Hg; V. Min = Nível mínimo de Hg

Referências Bibliográficas

- BANERJEE, S.; BHATTACHARYA, S. Histopathological changes induced by chronic nonlethal of elsan, mercury, and ammonia in the small intestine of *Channa punctatus* (Bloch). **Ecotoxicological and Environmental Safety**, v.31, p.62-68, 1995.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Decreto 55. 871 de 26/03/1965. **Legislação federal do setor de Saúde**. 3V. Brasília, 2ª ed. 1977.
- CAMPOS, R. C.; CURTIUS, A. J. Estudo de um sistema simples para a determinação de mercúrio pela técnica do vapor frio e sua aplicação a amostras ambientais. In: SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE RISCOS E CONSEQUÊNCIAS DO USO DO MERCÚRIO, 1., 1990. **Anais... FINEP**. 1990. p.110-134.
- CARTA, P.; FLORE, C.; ALINOVI, R.; IBBA, A.; TOCCO, M. G.; ARU, G.; CARTA, R.; GIRELE, E.; MUTTI, A.; LUCCHINI, R.; RANDACCIO, F. S. Sub-clinical neurobehavioral abnormalities associated with low level of mercury exposure through fish consumption. **NeuroToxicology**, v.24, p.617-623, 2003.
- CLARKSON, T. W. Human toxicology of mercury. **J. Trace Elem. Exp. Med.**, v.11, p.303-317.1998.
- DÓREA, J. G.; BARBOSA, A.; SOUZADE, J.; FADINI, P.; JARDIM, W. F. Piranhas (*Serrasamus* spp.) as markers of mercury bioaccumulation in amazon ecosystems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.59, p.57-63, 2004.
- DURRIEU, G.; MAURY-BRACHET, R.; BOUDOU, A. Goldmining and mercury contamination of piscivorous fish *Hoplias aimara* in French Guiana (Amazon basin). **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 2004 Available on line at www.sciencedirect.com (24/09/2004).
- EPA. **Water quality criteria**. Environment Protection Agency, Washington D. C., 1972. p. 172-178.
- GUIMARÃES, J. R. D.; MEILI, M.; HYLANDER, L. D.; CASTRO E SILVA, E.; ROULET, M.; MAURO, B. N.; LEMOS, R. A. de. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. **The Science of the Total Environment**, v.261, p.99-107, 2000.
- HYLANDER, L. D.; MEILI, M.; OLIVEIRA, L. J.; CASTRO E SILVA, E.; GUIMARÃES, J. R. D.; ARAUJO, D. M.; NEVES, R.P.; STACHIW, R.; BARROS, A. R.; SILVA, G. D. Relationship of mercury with aluminum, iron, and manganese oxy-hydroxides in sediments from the Alto Pantanal, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 260, p. 97-107, 2000a.
- HYLANDER, L. D.; PINTO, F. N.; GUIMARÃES, J. R.D.; MEILI, M.; OLIVEIRA, L. J.; CASTRO E SILVA, E. de. Fish mercury concentration in the alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. **The Science of the Total Environment**, Stockholm, v.261, p. 9-20, 2000b.
- KEHRIG, H. A.; COSTA, M.; MOREIRA, I.; MALM, O. Total and methylmercury in a Brazilian estuary, Rio de Janeiro. **Marine Pollution**, v. 44, p. 1018-1023, 2002.
- MELAMED, R.; VILLAS BOAS, R. C.; GONÇALVES, G. O.; PAIVA, E. C. Mechanisms of phyco-chemical interaction of mercury with river sediments from a gold mining region in Brazil: relative mobility of mercury species. **Journal of Geochemical Exploration**, v.58, p.119-124, 1997.

- MERGLER, D. Review of neurobehavioral deficits and river fish consumption from the Tapajós (Brazil) and St. Lawrence (Canada). **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 00, p. 1-7, 2002.
- NICHOLS, J.; BRADBURY, S.; SWARTOUT, J. Derivation of wildlife values for mercury. **Journal Toxicology Environ. Health**, v.B2, p. 325-355. 1999.
- PORTO, J. I. R.; ARAUJO, C. S. O.; FELDBERG, E. Mutagenic effects of mercury pollution as revealed by micronucleus test on three Amazonian fish species. **Environmental Research**. Available on line at www.sciencedirect.com (24/09/2004).
- RAVICHANDRAN, M. Interactions between mercury and dissolved organic matter – a review. **Chemosphere**, v. 55, p. 319-331, 2004.
- RODRIGUES FILHO, S.; MADDOCK, J. E. L. Mercury pollution in two gold mining areas of the Brazilian Amazon. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, p.231-240, 1997.
- SOZA LIMA, A. P.; MÜLER, R. C. S.; SARKIS, J. E. de S.; ALVES, C. N.; BENTES, M. H. da S.; BRAHO, E.; SANTOS, E. de O. Mercury contamination in fish from Santarém, Pará, Brazil. **Environmental Research**, Section A, v. 83, p. 117-122, 2000.
- SWEET, L. I.; ZELIKOFF, J. T. Toxicology and immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans. **Journal Toxicol. Environ. Health**, v. 4, p. 161-205. 2002.
- VILLAS BÔAS, R. C. The mercury problem in the Amazon due to gold extraction. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 58, p. 217-222, 1997.
- VIEIRA, L. M. **Avaliação dos níveis de mercúrio na cadeia trófica como indicador de sua biomagnificação em ambientes aquáticos do Pantanal**. 1991. 214 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- WEECH, S. A.; SCHEUHAMMER, A. M.; ELLIOTT, J. E.; CHENG, K.M. **Environmental Pollution**, v. 131, p. 275-286, 2004.
- YOKOO, E. M.; VALENTE, J. G.; SICHIERI, R.; SILVA, E. C. Validation and calibration of mercury intake through self-referred fish consumption in riverine populations in Pantanal Mato-grossense, Brazil. **Environmental Research**, section A, v. 86, p. 88-93, 2001. Available on line at www.idealibrary.com (23/092004).
- ZITKO, V.; FINLAYSON, B. J.; WILDISH, D. J. Methylmercury in freshwater and marine fishes in New Brunswick, in the Bay of fundy, and on the Nova Scotia Banks. **Journal of Fisheries Research Board of Canada**. v.28, n. 9, p. 1285-1291. 1971.