

Acta Limnol. Brasil.	Vol. III	969-977	1990
----------------------	----------	---------	------

MERCÚRIO NO MEIO AMBIENTE: RISCO POTENCIAL DAS ÁREAS GARIMPEIRAS NO BRASIL

LACERDA, L.D.*; PFEIFER, W.**; MALM, O.**; SOUSA, C.M.M.**;
SILVEIRA, E.G.***; BASTOS, W.R.***

RESUMO

Este trabalho apresenta dados que caracterizam as regiões de garimpo de ouro no Brasil como áreas potencialmente críticas para a incorporação e acumulação de Hg em cadeias tróficas aquáticas de fácil acesso às populações humanas. São apresentados resultados de medidas da concentração de mercúrio em peixes de áreas afetadas pelos garimpos. Os resultados mostraram que a incorporação de Hg se dá preferencialmente através de peixes de nível trófico elevado, por vezes ultrapassando a concentração máxima permissível para consumo humano ($0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ P.U.).

Os peixes das áreas contaminadas apresentaram concentrações de Hg de dez a vinte vezes superiores às encontradas em áreas controles não contaminadas.

ABSTRACT - MERCURY IN THE ENVIRONMENT: POTENTIAL RISK DUE TO GOLDMINING ACTIVITIES IN THE BRASIL

This article presents data which characterize gold

* Depto Geoquímica, UFF, RJ

** Instituto de Biofísica, UFRJ, RJ

*** Depto Geografia, UNIR, RO.

mining areas in Brazil as potentially critical for mercury uptake and bioaccumulation through aquatic food chains easily reaching human populations. Results of mercury assays in fish tissues from gold mining areas indicate that this uptake occurs in fishes of higher trophic levels, and in certain cases mercury concentrations surpass the maximum permissible concentration for human consumption (0,5 µg/g W.W.).

Concentrations of Hg in fishes from contaminated mining sites were 10 to 20 times higher than values measured in non-contaminated control areas.

A mineração de ouro aluvionar envolve atualmente cerca de 400 mil garimpeiros espalhados por várias regiões brasileiras, particularmente na região amazônica (Rondônia e Pará), norte do Mato Grosso e Goiás, e norte do Estado do Rio de Janeiro. Na maioria destas áreas, o ouro é produzido pelo processo de amalgamação com Hg. O processo envolve a mistura de Hg metálico com o sedimento fluvial, pré-concentrado gravimetricamente, e posterior separação do amálgama por queima e volatilização do Hg. No processo, para cada 1 kg de ouro produzido, cerca de 1,4 kg de Hg são perdidos para o meio ambiente (LACERDA et alii, 1987). Como resultado, cerca de 50 a 70 toneladas de Hg são lançadas anualmente no ambiente por esta atividade (PFEIFFER & LACERDA, 1988). Se comparado este número com as estimativas globais de entradas antropogênicas de Hg para o ambiente que variam de 630 a 2.000 toneladas anuais (FITZGERALD et alii, 1984; PACYNA, 1985), a mineração de ouro no território brasileiro poderá estar contribuindo com 1 a 7% da entrada antropogênica global.

O mercúrio, entre os diversos metais potencialmente tóxicos para o ambiente, apresenta características intrínsecas que maximizam sua toxidez.

Forma fortes ligações covalentes com moléculas biológicas importantes, particularmente com grupos SH^- , sendo incorporado facilmente no sistema nervoso de mamíferos, e apresentando elevadas meias vidas biológicas (75 dias para metil-mercúrio e 42 dias para o mercúrio inorgânico). A fácil volatilização do Hg resulta em grande dispersão deste elemento para a atmosfera a partir de suas fontes naturais. Na verdade, as entradas atmosféricas naturais de Hg superam as antropogênicas em pelo menos 2 vezes (NRIAGU, 1979), resultando em níveis de exposição naturais relativamente elevados. Estas características bioquímicas sugerem que alterações relativamente pequenas em pontos-chaves do ciclo do Hg (e.g., entrada e deposição atmosférica, acumulação em peixes) poderão resultar em aumentos significativos da taxa de exposição e/ou de incorporação em grupos populacionais críticos (SCOPE, 1985).

A principal via de entrada não-ocupacional de Hg em seres humanos é através do consumo de peixes contaminados. O Hg é, entre os diferentes metais, o único que comprovadamente sofre biomagnificação. O processo de incorporação em peixes depende, entretanto, da disponibilidade no meio de metil-mercúrio, forma mais tóxica do Hg, com solubilidade em lipídeos cerca de 100 vezes maior que o Hg metálico. Em organismos de nível trófico elevado (eq. peixes e pássaros carnívoros), de 90 a 95% do Hg total incorporado encontra-se na forma metilada (AHO, 1986).

A metilação do Hg pode ocorrer abioticamente, mediada por altas concentrações de ácidos fúlvicos e húmicos (MILLER & AKAGI, 1979; ROGERS, 1979), sendo geralmente acelerada em ambientes ácidos (de $\text{pH} \leq 6$) (REKOLAINEN et alii, 1986). Entretanto, a transformação do Hg em metil-Hg é quase em sua totalidade um fenômeno mediado biologicamente. A reação pode ser considerada como um mecanismo de detoxificação. O Hg entra na célula bacteriana em forma de Hg^{2+} e sofre redução para Hg^0 , que é

facilitada pelo baixo potencial redox de solos e sedimentos. Após a redução, é formado o dimetil-Hg tanto enzimaticamente (homocisteína N⁵-metiltetrahydrofolato transmetilase) quanto não-enzimaticamente pela transferência de grupos da metilcobalamina para o Hg²⁺ (MITRA, 1986). Após a formação, o di-metil-Hg pode se difundir para fora da célula. Em pH alcalino, se difundirá pela água e atmosfera; em pH ácido será convertido em mono-metil-Hg (SALOMONS & FÖRSTNER, 1984).

Em resumo, podemos listar algumas das principais características capazes de maximizar a toxidez do Hg para populações humanas: 1ª, fontes antropogênicas significativas; 2ª, concentração elevada de matéria orgânica em águas, solos e sedimentos em ambientes levemente ácidos; 3ª, intensa atividade microbiana; 4ª, alta diversidade de peixes, particularmente de nível trófico elevado e 5ª, elevada taxa de ingestão de pescado pela população humana local. Estas condições são atualmente encontradas especialmente em lagos de várzea amazônicos e no pantanal matogrossense. A Fig. 1 mostra a interação destas características no ciclo do Hg, com ênfase para a situação ambiental encontrada em áreas de garimpo na região Amazônica.

O Hg liberado pelo garimpo entra diretamente na atmosfera (55%) sob forma de vapor (Hg⁰) e nos rios (45%) sob forma metálica (PFBIPFER & LACERDA, 1988). Após sofrer oxidação em reações com vapor d'água e ozônio, o Hg é lixiviado da atmosfera pelas chuvas sob forma iônica (Hg²⁺). Nos lagos de várzea, rios de florestas e áreas pantanosas, o Hg é rapidamente metilado pela intensa atividade microbiana destas áreas levemente ácidas e ricas em matéria orgânica. O metil-Hg liberado pela atividade microbiana será rapidamente incorporado na cadeia alimentar e acumulado em níveis tróficos elevados e daí, a populações humanas (LACERDA et alii, 1987; LACERDA et alii, 1988).

Como mostrado na Fig. 1, as áreas de mineração de

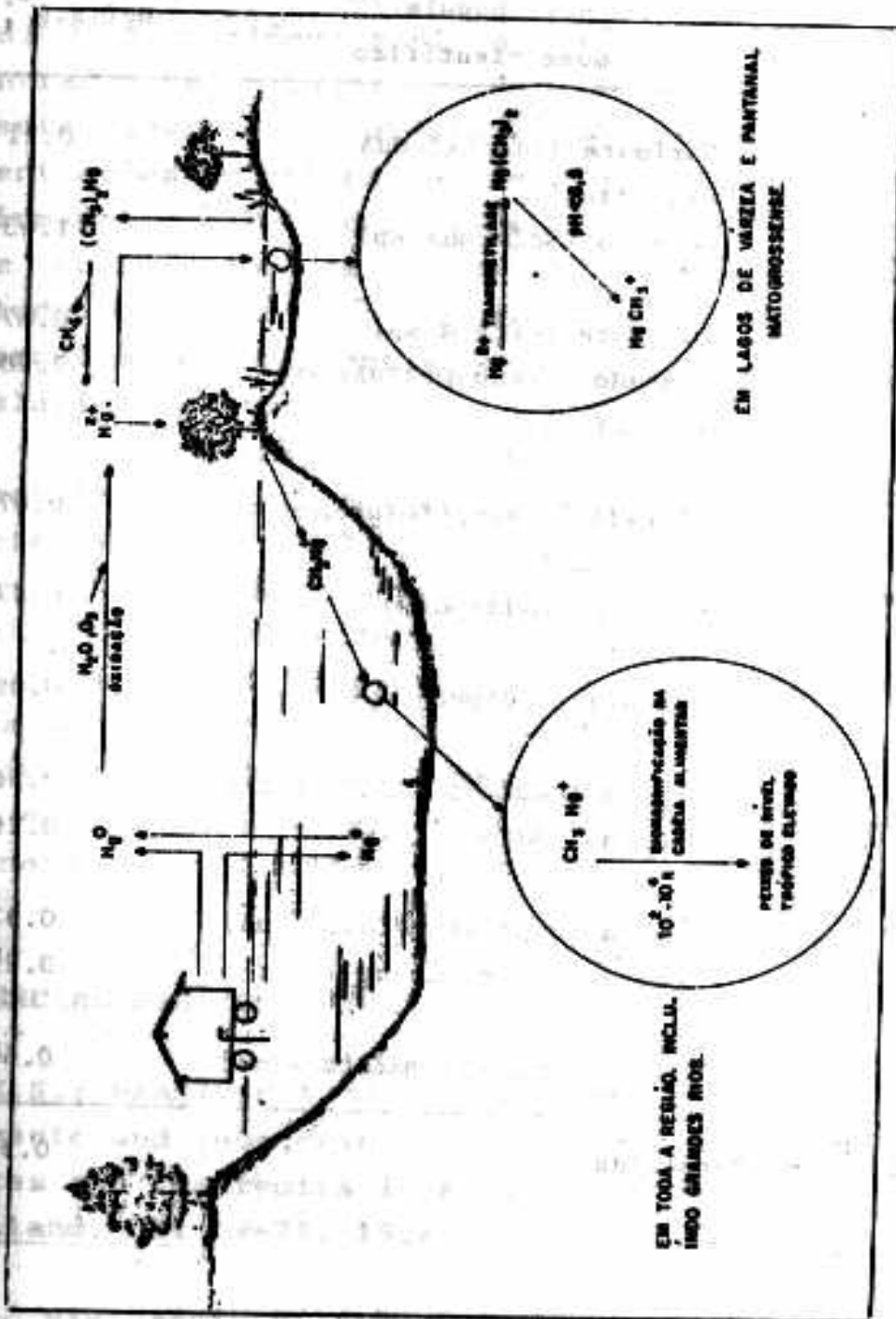


Figura 1 - Ciclo esquemático do Hg em regiões gramineiras.

Tabela 1 - Concentração de Hg($\mu\text{g.g}^{-1}$ P.U.) em peixes coletados em áreas de garimpo de ouro e áreas sem atividades garimpeiras (*).

Origem	Nome popular/ Nome científico	Hg($\mu\text{g.g}^{-1}$ P.U.)
Rio Madeira Porto Velho (RO)	Curimatã (<i>Prochilodus nigricans</i>) Dourado (<i>Salminus</i> sp)	0.21 1.43
Rio Jaciparanã (RO)	Tucunaré (<i>Cichla</i> sp) Pintado (<i>Pseudoplatystoma fasciatus</i>)	0.47 2.70
Rio Jamari (RO) (*)	Pintado (<i>Pseudoplatystoma fasciatus</i>) Pirarucu (<i>Araipaima gigas</i>) Jatuarana (<i>Brycon</i> sp)	0.07 0.17 0.08
Rio Muriaé (RJ)	Traira (<i>Hoplias malabaricus</i>) Dourado (<i>Salminus</i> sp)	0.36 0.26
Rio Paraíba do Sul (RJ)	Traira (<i>Hoplias malabaricus</i>) Dourado (<i>Salminus</i> sp)	0.37 0.29
Rio Paraíba (RJ)	Traira (<i>Hoplias malabaricus</i>)	0.60
Concentração Máxima Permitida		0.50

(*) BRASIL, 1975

ouro aluvionar apresentam condições ideais para maximizar a potencialidade tóxica da contaminação por Hg. Confirmando a hipótese da Fig. 1, são apresentados na Tab. 1 concentrações de Hg em tecido muscular de peixes coletados em algumas regiões garimpeiras no Brasil. Os valores encontrados são bastante variáveis, sendo entretanto, bastante elevados, de até 10 e 20 vezes maiores que as concentrações em peixes de áreas não afetadas por garimpos. Confirmando o relatado na literatura, os maiores valores foram encontrados em peixes de nível trófico elevado (pintado, dourado) e, em algumas áreas, estes valores ultrapassam as concentrações máximas permitidas pela legislação brasileira.

A situação descrita acima ressalta o estado potencialmente crítico das regiões garimpeiras, em especial, áreas como a Bacia Amazônica e o Pantanal Matogrossense que apresentam condições ecológicas para acumulação de Hg na cadeia alimentar e sua transferência às populações humanas. É urgente portanto o estabelecimento de programas de monitoramento ambiental na região, objetivando principalmente o estabelecimento das taxas de transferência de Hg entre os diferentes compartimentos dos ecossistemas regionais e entre estes e as populações humanas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHO, K.S.; PAASIVINTA, J.; REKOLAINEN, S.; VESTA, M.
Organic and inorganic mercury in the food chain of some lakes and reservoirs in Finland. Publ. Wat. Res. Inst. Finland, 65: 59-71, 1986.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Resolução 18/75 da Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos. Diário Oficial da União, 9 de dezembro de 1975.

- FITZGERALD, W.P.; GILL, G.A.; KIM, J.P. An equatorial Pacific Ocean source of atmospheric mercury. Science, 224: 597-89, 1984.
- LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; BASTOS, W.R.; SILVEIRA, E.G. Contaminação por mercúrio na Amazônia. Avaliação preliminar do Rio Madeira, Rondônia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 2, 1987. p. 165-69. Anais...
- LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; OTT, A.T.; SILVEIRA, E.G. Mercury contaminations in the Madeira River Amazon - Hg inputs to the environment. Biotropica, 21: 91-3, 1988.
- MILLER, D.R. & AKAGI, H. pH affects mercury distribution not methylation. Ecotox. Environm. Saf., 3: 36-8, 1979.
- MITRA, S. Mercury in the ecosystem. Switzerland, Transtech, 1986. 327 p.
- NRIAGU, J.O. The biogeochemistry of mercury in the environment. New York, Elsevier, 1979. 696 p.
- PACZYNA, J.M. Atmospheric emissions of As, Cd, Pb and Hg from high-temperature processes in power generation and industry, and their atmospheric transport. Cycling of As, Cd, Pb and Hg in the Environment. (no prelo).
- PFEIFFER, W.C. & LACERDA, L.D. Mercury inputs into the Amazon region, Brazil. Environm. Technol. Lett., 9: 325-30, 1988.
- REKOLAINEN, S.; VERTA, M.; LIEHU, A. The effect of peatland drainage on sediment mercury contents in some Finnish forest lakes. Publ. Wat. Res. Inst. Finland, 65: 11-20, 1986.

ROGERS, R.D. Abiotal methylaton of mercury in soils.
J. Environ. Qual., 6: 463-67, 1979.

SALOMONS, W. & FÖRSTNER, U. Metals in the hydrocycle.
Berlim, Springer-Verlag, 1984. 349 p.

SCIENTIFIC Committee on Problems of the Environment. Group
Report on Mercury. Toronto, SCOPE, 1985. 16 p.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Universidade Federal de Rondônia (UNIR) por todo apoio logístico que tem prestado ao presente projeto. Esta pesquisa foi financiada com recursos oriundos do CNPq, FINEP, FAPERJ, SUDECO, CNEN, UFRJ e UNIR.

O presente trabalho representa a contribuição nº 4 do projeto "Biogeoquímica de Mercúrio em Ecosistemas Tropicais" conduzido pela UFRJ, UFF e UNIR, e apresentado sob forma de Conferência durante o II Congresso Brasileiro de Limnologia. Os autores agradecem particularmente ao Dr Francisco A. Esteves, editor da Acta Limnológica Brasiliensia, por permitir sua publicação fora das normas editoriais.

ENDEREÇO DOS AUTORES

LACERDA, L.D.
Departamento de Geoquímica
Universidade Federal Fluminense
Outeiro de São João Batista, s/nº
24210 Niterói - RJ

PFEIFER, W.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M. e BASTOS, W.R.
Laboratório de Radioisótopos
Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho
Universidade Federal do Rio de Janeiro
21941 Rio de Janeiro - RJ

SILVEIRA, E.
Departamento de Geografia
Universidade Federal de Rondônia
69000 Porto Velho - RO