



**DEGASSING DE MERCÚRIO EM SOLO DE FLORESTA E PASTAGEM  
EM CANDEIA DO JAMARÍ-RO**

M.D. Almeida<sup>1,2\*</sup>; L.D. Lacerda<sup>1,2</sup>; R. Almeida<sup>3</sup>; R.C. Oliveira<sup>3</sup>;  
W.R. Bastos<sup>3</sup>; R.V. Marins<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR, Universidade Federal do Ceará – UFC,  
Av. Abolição, 3207, CEP: 60.165-081, Meireles, Fortaleza, CE, Brasil

<sup>2</sup> Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense – UFF, CEP: 24.020-007, Niterói, RJ, Brasil

<sup>3</sup> Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia – UNIR,  
Rodovia BR 364, km 9,5, CEP: 78.900-500, Porto Velho, RO, Brasil

E-mail: \*marcelo\_dominguez@hotmail.com

Recebido em 11/07, aceito para publicação em 03/08

**ABSTRACT**

*Erosion and leaching are important processes of mercury release from superficial soil. However, experimental studies have shown that mercury emissions by degassing of contaminated and non-contaminated soils play an important role on mercury transfer from soil to air. Therefore, the objective of this work was to estimate the emission of Hg<sup>0</sup> from soils under different uses (pasture and forest). And yet, compare the emission of Hg<sup>0</sup> by degassing quantified, with an estimated loss of mercury in soil of forest converted to pasture. The study was conducted in farm in the municipality of Candeias do Jamarí. The concentration in the atmosphere and the emission of Hg<sup>0</sup> soil of the forest was  $0.9 \pm 0.1 \text{ ng.m}^{-3}$  and  $10 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  at 05:00 PM, respectively. In the pasture, the concentration in the atmosphere and the emission of Hg<sup>0</sup> were respectively  $1.5 \pm 0.1 \text{ ng.m}^{-3}$  and  $33 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  at 03:00 PM. Finally, it appears that the emission of Hg<sup>0</sup> directly from the soil to air, accounts for only a small portion of the loss of mercury found in the change forest to pasture, and leaching to deep, or even out of the system has an important role in that balance.*

**RESUMO**

A erosão e a lixiviação são importantes processos de retirada de Hg de solos. Contudo, estudos experimentais têm mostrado que emissão de mercúrio via degassing de solos naturais e contaminados desempenham um importante processo de transferência do mercúrio de solos para atmosfera. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi estimar a emissão de Hg<sup>0</sup> em solos sob diferentes usos (pastagem e floresta). E ainda, comparar a emissão de Hg<sup>0</sup> via degassing quantificada, com a estimativa de perda de mercúrio por solo de floresta convertido em pastagem. O estudo foi realizado na fazenda Mata Verde, no município de Candeias do Jamarí – Rondônia. A concentração

na atmosfera e a emissão de  $\text{Hg}^0$  do solo da floresta foi  $0,9 \pm 0,1 \text{ ng.m}^{-3}$  e  $10 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  às 17:00 h, respectivamente. Em pastagem a concentração na atmosfera e a emissão de  $\text{Hg}^0$  foram respectivamente  $1,5 \pm 0,1 \text{ ng.m}^{-3}$  e  $33 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  15:00 h. Finalmente, se pode concluir que a emissão de  $\text{Hg}^0$  diretamente do solo para atmosfera, responde por apenas uma pequena parte da perda de mercúrio observada na transformação de floresta em pastagem, e a lixiviação para horizontes mais profundos, ou mesmo para fora do sistema, tem um importante papel nesse balanço.

## INTRODUÇÃO

Diferentemente de outros metais, o mercúrio pode alcançar a atmosfera na forma de  $\text{Hg}^0$  gasoso ou, em menor extensão, como compostos voláteis, contribuindo assim para o ciclo global do mercúrio (Poissant *et al.*, 2002). O mercúrio pode ser emitido do solo não somente para atmosfera, como também, através de lixiviação e erosão, para corpos d'água (Fostier *et al.*, 2000).

O solo pode ser visto como uma interface entre atmosfera, hidrosfera, biosfera, e litosfera, e é denominado pedosfera. O ciclo biogeoquímico do mercúrio envolve todos esses compartimentos da superfície terrestre, e uma importante parte desse ciclo é a emissão de solos. Muitos fatores físicos, químicos e biológicos podem controlar as emissões de mercúrio dos solos (Yin *et al.*, 1997a; b; c; Yin *et al.*, 1996). Os fatores físico-químicos são responsáveis pelas relativamente rápidas flutuações observadas nas emissões de mercúrio de solos (Carpi & Lindberg, 1997).

Os principais processos físico-químicos que controlam as emissões de mercúrio de solos são: (1) a distribuição das diferentes espécies de mercúrio nas diferentes fases do solo, que estão associadas com a adsorção e dessorção de  $\text{Hg}^0$  e  $\text{Hg}^{2+}$  no solo, e (2) reações redox do mercúrio nos solos, que podem ser induzidas pela luz do sol, especialmente luz UV. Ambos os processos são fortemente afetados pelas condições do solo (Zhang & Lindberg, 1999).

Processos de emissão de mercúrio variam com o tipo de solo. Latossolos, por exemplo, exibem sítios ativos na superfície dos óxidos-hidróxido de ferro e alumínio que podem adsorver o mercúrio. Por outro lado, solos ricos em matéria orgânica podem prender fortemente o mercúrio a sua matriz (Gabriel & Williamson, 2004). Estes solos podem revelar diferentes comportamentos em condições de acidez, em clima seco, ou em planícies de inundação. Todas estas características podem influenciar um processo ou outro e são em parte responsáveis pelas diferenças regionais nos processos de emissão (Zhang & Lindberg, 1999).

Metodologias desenvolvidas recentemente, como o método modificado micrometeorológico da relação de Bowen (Kim *et al.*, 1995; Lindberg *et al.*, 1995), e o método da câmara dinâmica de fluxo (Carpi *et al.*, 2007; Carpi & Lindberg, 1998; Kim & Lindberg, 1995; Kuiken *et al.*, 2008) vêm sendo largamente aplicadas em solos naturais, solos contaminados, superfícies aquáticas e vegetação para quantificar a emissão de  $\text{Hg}^0$ .

A erosão e a lixiviação são importantes processos de retirada de Hg de solos (Tessier *et al.*, 2003). Contudo, estudos experimentais têm mostrado que emissão de mercúrio via degassing de solos naturais e contaminados desempenham um importante

processo de transferência do mercúrio de solos para atmosfera (Biswas *et al.*, no prelo). Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi estimar a emissão de  $Hg^0$  em solos sob diferentes usos (pastagem e floresta). E ainda, comparar a emissão de  $Hg^0$  via degassing quantificada, com a estimativa de perda de mercúrio por solo de floresta convertido em pastagem, obtido em outro trabalho realizado no mesmo local (Almeida *et al.*, 2005).

## MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado na fazenda Mata Verde, uma área de 940 ha localizada no município de Cadeias do Jamarí a aproximadamente 60 km ao sul da cidade de Porto Velho. A Figura 1 mostra a localização geográfica da Fazenda.



Figura 1: Localização geográfica da Fazenda Mata Verde, Candeias do Jamarí, Rondônia.

O fluxo de mercúrio gasoso entre o solo e a atmosfera foi medido usando a uma câmara dinâmica de fluxo confeccionada de Teflon®. A câmara consiste de um cilindro oco de 30 cm de diâmetro externo, 28 cm interno e 15 cm de altura (volume interno 9,2 L), fechado em uma das extremidades. Esse cilindro foi emborcado com a parte aberta virada para o solo. Nas laterais, a cerca de 2 cm do solo, foram feitos 8 orifícios igualmente espaçados, de 1 cm de diâmetro, para a entrada de ar. No topo da câmara, na extremidade fechada, foi feito mais um orifício na qual foi acoplada uma peça com duas saídas, uma de 1/2 polegada e outra de 3/4 de polegada. Na saída maior foi ligada uma bomba de sucção regulada a 20 L.min<sup>-1</sup>. Já a saída de 1/2 polegada foi destinada a conexão de um cartucho para amostragem de mercúrio gasoso. Na parte externa da câmara, próximo a entrada de ar, foi colocado um cartucho para monitorar a concentração de mercúrio gasoso no ar que entrava na câmara. O fluxo foi calculado pela equação 1:

Equação 1:

$$F = \frac{(C_0 - C_i)}{A} \times Q$$

onde  $F$  é o fluxo de mercúrio gasoso em  $\text{ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ,  $C_0$  e  $C_1$  são concentrações de mercúrio gasoso em  $\text{ng.m}^{-3}$  na saída e na entrada da câmara, respectivamente,  $A$  é a área da superfície de solo coberta pela câmara e  $Q$  é a vazão de renovação do ar do interior da câmara.

As medições foram efetuadas na área de pastagem da fazenda em solo exposto, e no interior da floresta.

## RESULTADOS

A tabela 1 mostra o local, a hora, as concentrações de mercúrio elementar gasoso [ $\text{Hg}^0$ ] no ar exterior e interior à câmara e o fluxo de  $\text{Hg}^0$  ( $\text{ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ). A concentração de  $\text{Hg}^0$  no ar foi mais elevada na área da pastagem ( $1,5 \pm 0,1 \text{ ng.m}^{-3}$ ) do que na floresta ( $0,9 \pm 0,1 \text{ ng.m}^{-3}$ ), fato que também ocorreu em outras campanhas no campus da Universidade Federal de Rondônia, UNIR (dados não publicados). Concentrações de  $\text{Hg}^0$  em áreas remotas são tipicamente entre  $1 - 2 \text{ ng.m}^{-3}$ . Concentrações inferiores a  $1 \text{ ng.m}^{-3}$  são encontradas quando algum composto (geralmente Ozônio ou algum Halogênio) reage com  $\text{Hg}^0$  transformando-o em  $\text{Hg}^r$  (mercúrio reativo ou oxidado) que não é detectado diretamente pelos métodos usuais. Notórias ocorrências da diminuição na concentração de  $\text{Hg}^0$  nos pólos foram relatadas devido ao aumento da concentração de ozônio (Ariya *et al.*, 2002; Ebinghaus *et al.*, 2002; Peleg *et al.*, 2007; Skov *et al.*, 2004; 2006; Sommar *et al.*, 2007). Aumentos na concentração de ozônio na atmosfera da Amazônia ocorrem normalmente relacionados à queimadas. Porém, não se espera uma elevação na concentração de ozônio na atmosfera no interior de uma floresta intacta. Assim, é provável que a menor concentração de  $\text{Hg}^0$  no interior da floresta seja devido à assimilação do  $\text{Hg}^0$  na superfície das folhas. A floresta (dossel) estaria atuando como um “sumidouro” de  $\text{Hg}^0$  atmosférico, mantendo baixa a concentração de  $\text{Hg}^0$  em seu interior. Por outro lado, as concentrações encontradas na área de pastagem estão de acordo com os valores encontrados em várias partes do mundo. Um perfil horizontal entre os hemisférios norte e sul através do Oceano Atlântico, revelou um pequeno, porém discernível gradiente inter-hemisférico. Os valores de  $\text{Hg}^0$  no hemisfério norte ( $\sim 1,7 \text{ ng.m}^{-3}$ ) são maiores que no hemisfério sul ( $\sim 1,2 \text{ ng.m}^{-3}$ ) como resultado das maiores emissões naturais e antrópicas do hemisfério norte (Temme *et al.*, 2003). Muitos autores consideram  $1,5 \text{ ng.m}^{-3}$  como uma média de nível base de mercúrio elementar gasoso para atmosfera global (Iverfeldt, 1991; Slemr & Langer, 1992; Wangberg *et al.*, 2001). Curiosamente, (Magarelli & Fostier, 2005) encontraram concentrações de  $\text{Hg}^0$  menores em área desmatada da bacia do Rio Negro do que no interior da floresta. As concentrações foram respectivamente  $1,4 \pm 0,9$  e  $0,4 \pm 0,2 \text{ ng.m}^{-3}$  para floresta e área desmatada.

Tabela 1: Concentração e fluxo de mercúrio elementar gasoso na fazenda Mata Verde – Candeias do Jamarí.

Local	Hora	$\text{Hg}^0 - \text{ar} (\text{ng.m}^{-3})$	$\text{Hg}^0 - \text{câmara} (\text{ng.m}^{-3})$	$F (\text{ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1})$
Pastagem	15:00	$1,5 \pm 0,1$	$3,2 \pm 0,1$	$40 \pm 6,2$
Pastagem	15:40	$1,5 \pm 0,1$	$2,5 \pm 0,1$	$26 \pm 4,3$
Floresta	17:10	$0,9 \pm 0,1$	$1,2 \pm 0,1$	$9,5 \pm 1,9$
Floresta	17:50	$0,9 \pm 0,1$	$1,4 \pm 0,1$	$11 \pm 2,1$

O fluxo de  $\text{Hg}^0$  no solo da pastagem também foi maior que no interior da floresta. O maior fluxo de  $\text{Hg}^0$  no solo de pastagem era esperado devido a maior temperatura

do solo e a exposição aos raios ultravioleta. O solo no interior da floresta protegido pelo dossel, praticamente não tem sua temperatura alterada ao longo de um dia. As duas medidas do fluxo de  $\text{Hg}^0$  realizadas no pasto, uma às 15h00min. e a outra às 15h40min., resultaram respectivamente,  $40 \pm 6,2 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  e  $26 \pm 4,3 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Por outro lado, as medidas efetuadas no interior da floresta retornaram valores mais baixos, e como esperado, mais semelhantes entre si. A medida de 17h10 min. foi  $9,5 \pm 1,9 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  e a de 17h50 min. foi  $11 \pm 2,1 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ . Magarelli & Fostier (2005) também obtiveram resultados semelhantes ao desse trabalho. A média dos fluxos das áreas desmatadas foi  $68 \pm 51 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  e a média das áreas de floresta foi  $0,5 \pm 9,0 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ .

Uma estimativa do fluxo diário de  $\text{Hg}^0$  do solo no interior da floresta foi calculada com base na média dos valores obtidos nas duas medidas. Tal procedimento é possível devido ao micro-clima criado no interior da floresta, com baixíssima oscilação de temperatura e umidade, e, por conseguinte, do fluxo de  $\text{Hg}^0$ . Assim usando a média ( $10,25 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ) dos dois valores de fluxo medidos, e multiplicando por 24 horas chega-se a uma estimativa de  $246 \text{ ng.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ . O valor parece um pouco elevado quando comparado com o valor obtido na floresta do campus da UNIR ( $110 \text{ ng.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ ), contudo a concentração de Hg no solo da floresta da fazenda foi de  $127,8 \pm 18,7 \text{ ng.g}^{-1}$  e o do solo da floresta da UNIR foi  $82,7 \pm 19 \text{ ng.g}^{-1}$ .

Para estimar o fluxo de  $\text{Hg}^0$  diário do solo na área de pastagem, não se pode usar a mesma metodologia usada para a floresta, pois o fluxo apresenta forte variação entre dia e noite. Porém, se pode relacionar o fluxo de  $\text{Hg}^0$  medido nessa mesma hora e o fluxo diário, de um ciclo total medido na Universidade Federal de Rondônia, e a partir dessa relação estimar o fluxo diário para a área de pastagem da fazenda. Por essa avaliação chegou-se a uma estimativa de  $584 \text{ ng.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ .

O valor da perda de Hg em 5 anos na camada superficial (0 – 20 cm), no processo de transformação de floresta em pastagem na fazenda Mata Verde, foi de  $13,4 \pm 5 \text{ mg.m}^{-2}$ , segundo estimativa efetuada em Almeida *et al.*, (2005). Para avaliar essa perda utilizaram-se duas situações. Na situação 1 considerou-se que o fluxo de  $\text{Hg}^0$  medido atualmente foi o mesmo durante os 5 anos. Extrapolando a emissão atual da área da pastagem, para esses 5 anos, explicou-se apenas  $1 \text{ mg.m}^{-2}$ . Assim, na situação 1 obteve-se aproximadamente  $12,4 \text{ mg Hg.m}^{-2}$  perdidos nesses 5 anos por lixiviação ou erosão. Contudo, possivelmente a emissão não foi a mesma durante todo o período. Provavelmente, a perda foi mais intensa nos primeiros anos, com uma perda inicial considerável por conta das elevadas temperaturas atingidas pelo solo na queimada da vegetação original. Em solos de floresta temperada (Woodruff *et al.*, 2001) calcularam uma média de mercúrio emitido variando de 1 a  $5 \text{ mg Hg.m}^{-2}$  de área queimada. Recentemente (Biswas *et al.*, no prelo) obtiveram resultado semelhante (perda de  $0,7 \pm 0,3 \text{ mg Hg.m}^{-2}$ ). Com esses dados pode-se calcular uma situação 2, considerando as perdas iniciais, máximas e mínimas ( $1$  e  $5 \text{ mg.m}^{-2}$ ) causadas pela queimada. Subtraindo ainda  $1 \text{ mg.m}^{-2}$  pelos 5 anos de emissão a uma taxa de  $0,2 \text{ mg.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  (ou  $584 \text{ ng.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ ), chegou-se a  $7,4$  a  $11,4 \text{ mg.m}^{-2}$  que representam o mercúrio perdido, mínimo e máximo, respectivamente, por lixiviação ou erosão nesses cinco anos, a uma taxa de  $1,5$  a  $2,3 \text{ mg.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ .

Todo esse balanço de massa desprezou possíveis entradas via deposição atmosférica, porém um solo degradado dificilmente teria capacidade de reter quantidade significativa de mercúrio, mas talvez parte do enriquecimento em mercúrio do solo da

floresta seja resultado da eficiente incorporação do mercúrio por este sistema. No entanto, o balanço das entradas e saídas de mercúrio de apenas 5 anos seria insignificante frente aos valores dos estoques de mercúrio dos solos.

## CONCLUSÃO

A concentração de  $Hg^0$  na atmosfera no interior da floresta ( $0,9 \pm 0,1 \text{ ng.m}^{-3}$ ) foi inferior à concentração na atmosfera sobre a pastagem ( $1,5 \pm 0,1 \text{ ng.m}^{-3}$ ). Da mesma forma, o degassing no interior da floresta ( $10 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  às 17:00 h) também foi inferior ao da pastagem ( $33 \text{ ng.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  às 15:00 h).

Finalmente, se pode concluir que a emissão de  $Hg^0$  diretamente do solo para atmosfera, responde por apenas uma pequena parte da perda de mercúrio observada na transformação de floresta em pastagem, e a lixiviação para horizontes mais profundos, ou mesmo para fora do sistema, tem um importante papel nesse balanço.

## AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer aos bolsistas de iniciação científica do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental e LABOGEOHPA da UNIR pela fundamental ajuda nos trabalhos de campo e confecção do mapa. Ao magnífico reitor Dr. Ene Glória da Silveira por todo apoio logístico em nossa estada em Porto Velho. Ao CNPq pelo suporte financeiro ao projeto. E a Capes pela bolsa de PRODOC.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, M.D.; LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R.; HERRMANN, J.C. (2005) Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, **137**: 179-186.
- ARIYA, P.A.; KHALIZOV, A.; GIDAS, A. (2002) Reactions of gaseous mercury with atomic and molecular halogens: kinetics, product studies, and atmospheric implications. *Journal of Physical Chemistry A*, **106**: 7310-7320.
- BISWAS, A.; BLUM, J.D.; KEELER, G.J. (2008) Mercury storage in surface soils in a central Washington forest and estimated release during the 2001 Rex Creek Fire. *Science of the Total Environment*, **404**: 129-138.
- CARPI, A.; FREI, A.; COCRIS, D.; MCCLOSKEY, R.; CONTRERAS, E.; FERGUSON, K. (2007) Analytical artifacts produced by a polycarbonate chamber compared to a Teflon chamber for measuring surface mercury fluxes. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **388**: 361-365.
- CARPI, A. & LINDBERG, S.E. (1997) Sunlight-mediated emission of elemental mercury from soil amended with municipal sewage sludge. *Environmental Science & Technology*, **31**: 2085-2091.
- CARPI, A. & LINDBERG, S.E. (1998) Application of a teflon(TM) dynamic flux chamber for quantifying soil mercury flux: tests and results over background soil. *Atmospheric Environment*, **32**: 873-882.
- EBINGHAUS, R.; KOCK, H.H.; TEMME, C.; EINAX, J.W.; LOWE, A.G.; RICHTER, A.; BURROWS, J.P.; SCHROEDER, W.H. (2002) Antarctic springtime depletion of atmospheric mercury. *Environmental Science & Technology*, **36**: 1238-1244.

- FOSTIER, A.H.; FORTI, M.C.; GUIMARÃES, J.R.D.; MELFI, A.J.; BOULET, R.; SANTO, C.M.E.; KRUG, F.J. (2000) Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapa State, Brazil). *Science of the Total Environment*, **260**: 201-211.
- GABRIEL, M.C. & WILLIAMSON, D.G. (2004) Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. *Environmental Geochemistry and Health*, **26**: 421-434.
- IVERFELDT, A. (1991) Occurrence and Turnover of Atmospheric Mercury over the Nordic Countries. *Water Air and Soil Pollution*, **56**: 251-265.
- KIM, K.H. & LINDBERG, S.E. (1995) Design and Initial Tests of a Dynamic Enclosure Chamber for Measurements of Vapor-Phase Mercury Fluxes over Soils. *Water Air and Soil Pollution*, **80**: 1059-1068.
- KIM, K.H.; LINDBERG, S.E.; MEYERS, T.P. (1995) Micrometeorological Measurements of Mercury-Vapor Fluxes over Background Forest Soils in Eastern Tennessee. *Atmospheric Environment*, **29**: 267-282.
- KUIKEN, T.; ZHANG, H.; GUSTIN, M.; LINDBERG, S. (2008) Mercury emission from terrestrial background surfaces in the eastern USA. Part I: Air/surface exchange of mercury within a southeastern deciduous forest (Tennessee) over one year. *Applied Geochemistry*, **23**: 345-355.
- LINDBERG, S.E.; KIM, K.H.; MEYERS, T.P.; OWENS, J.G. (1995) Micrometeorological Gradient Approach for Quantifying Air-Surface Exchange of Mercury-Vapor-Tests over Contaminated Soils. *Environmental Science & Technology*, **29**: 126-135.
- MAGARELLI, G. & FOSTIER, A.H. (2005) Influence of deforestation on the mercury air/soil exchange in the Negro River Basin, Amazon. *Atmospheric Environment*, **39**: 7518-7528.
- PELEG, M.; MATVEEV, V.; TAS, E.; LURIA, M.; VALENTE, R.J.; OBRIST, D. (2007) Mercury depletion events in the troposphere in mid-latitudes at the Dead Sea, Israel. *Environmental Science & Technology*, **41**: 7280-7285.
- POISSANT, L.; DOMMERGUE, A.; FERRARI, C.P. (2002) Mercury as a global pollutant. *Journal De Physique IV*, **12**: 143-160.
- SKOV, H.; BROOKS, S.B.; GOODSITE, M.E.; LINDBERG, S.E.; MEYERS, T.P.; LANDIS, M.S.; LARSEN, M.R.B.; JENSEN, B.; MCCONVILLE, G.; CHRISTENSEN, J. (2006) Fluxes of reactive gaseous mercury measured with a newly developed method using relaxed eddy accumulation. *Atmospheric Environment*, **40**: 5452-5463.
- SKOV, H.; CHRISTENSEN, J.H.; GOODSITE, M.E.; HEIDAM, N.Z.; JENSEN, B.; WAHLIN, P.; GEERNAERT, G. (2004) Fate of elemental mercury in the arctic during atmospheric mercury depletion episodes and the load of atmospheric mercury to the arctic. *Environmental Science & Technology*, **38**: 2373-2382.
- SLEMR, F. & LANGER, E. (1992) Increase in Global Atmospheric Concentrations of Mercury Inferred from Measurements over the Atlantic-Ocean. *Nature*, **355**: 434-437.
- SOMMAR, J.; WANGBERG, I.; BERG, T.; GARDFELT, K.; MUNTHE, J.; RICHTER, A.; URBA, A.; WITTROCK, F.; SCHROEDER, W.H. (2007) Circumpolar transport and air-surface exchange of atmospheric mercury at Ny-Alesund (79 degrees N), Svalbard, spring 2002. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **7**: 151-166.
- TEMME, C.; SLEMR, F.; EBINGHAUS, R.; EINAX, J.W. (2003) Distribution of mercury over the Atlantic Ocean in 1996 and 1999-2001. *Atmospheric Environment*, **37**: 1889-1897.
- TESSIER, E.; AMOUROUX, D.; GRIMALDI, M.; STOICHEV, T.; GRIMALDI, C.; DUTIN, G.; DONARD, O.F.X. (2003) Mercury mobilization in soil from a rainfall event in a Tropical forest (French Guyana). *Journal De Physique IV*, **107**: 1301-1304.
- WANGBERG, I.; MUNTHE, J.; PIRRONE, N.; IVERFELDT, A.; BAHLMAN, E.; COSTA,

- P.; EBINGHAUS, R.; FENG, X.; FERRARA, R.; GARDFELDT, K.; KOCK, H.; LANZILLOTTA, E.; MAMANE, Y.; MAS, F.; MELAMED, E.; OSNAT, Y.; PRESTBO, E.; SOMMAR, J.; SCHMOLKE, S.; SPAIN, G.; SPROVIERI, F.; TUNCEL, G. (2001) Atmospheric mercury distribution in Northern Europe and in the Mediterranean region. *Atmospheric Environment*, **35**: 3019-3025.
- WOODRUFF, L.G.; HARDEN, J.W.; CANNON, W.F.; GOUGH, L.P. (2001) Mercury loss from the forest floor during wildfire. In: Transactions, A. G. U. (ed.), Fall Meeting Supplement. American Geophysical Union Transactions.
- YIN, Y.J.; ALLEN, H.E.; HUANG, C.P.; SANDERS, P.F. (1996) Adsorption of mercury(II) by soil: effects of pH, chloride, and organic matter. *Journal of Environmental Quality*, **25**: 837-844.
- YIN, Y.J.; ALLEN, H.E.; HUANG, C.P.; SANDERS, P.F. (1997a) Adsorption/desorption isotherms of Hg(II) by soil. *Soil Science*, **162**: 35-45.
- YIN, Y.J.; ALLEN, H.E.; HUANG, C.P.; SANDERS, P.F. (1997b) Effects of pH, chloride and calcium(II) on adsorption of monomethylmercury by soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **16**: 2457-2462.
- YIN, Y.J.; ALLEN, H.E.; HUANG, C.P.; SPARKS, D.L.; SANDERS, P.F. (1997c) Kinetics of mercury(II) adsorption and desorption on soil. *Environmental Science & Technology*, **31**: 496-503.
- ZHANG, H. & LINDBERG, S.E. (1999) Processes influencing the emission of mercury from soils: a conceptual model. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **104**: 21889-21896.