

Comunicado 43

Técnico

ISSN 1516-8638
Jaguariúna, SP
Dezembro, 2007

Fator de Bioconcentração de Poluentes de Lodo em Laranjeiras

Lourival Costa Paraiba¹
Rita Carla Boeira²
Cláudio Martin Jonsson³

Introdução

O lodo é o resíduo obtido do processo de tratamento primário e secundário de águas servidas ou esgotos. O conhecimento dos agentes químicos constituintes do lodo permite avaliar o risco de contaminação alimentar e ambiental decorrente da utilização de lodos como fertilizante agrícola. O lodo é um material de composição predominantemente orgânica que pode ser usado para melhorar a qualidade de solos agrícolas por meio da reciclagem de nutrientes (BETTIOL & SANTOS, 2001). No entanto, características desfavoráveis podem estar presentes em lodos e limitar as quantidades a serem aplicadas no solo. Em estudos realizados em plantações de laranjeiras, Madejon et al. (2003) observaram que aplicações repetidas de quantidades moderadas de lodo promoveram efeitos positivos nas propriedades químicas e bioquímicas do solo, assim como na produção dos frutos.

No Brasil, existem estudos de impactos ambientais de organismos patogênicos e de poluentes inorgânicos presentes nos lodos, como metais pesados, ou gerados no solo após sua aplicação, como nitratos, porém existem poucos estudos sobre os compostos orgânicos poluentes encontrados em lodos (BOEIRA et al., 2002; PARAÍBA & SAITO, 2005). Em outros países, efeitos adversos em sistemas biológicos, tais como genotoxicidade e carcinogenicidade,

têm sido atribuídos a metais pesados (MIADOKOVA et al., 1999) e a poluentes orgânicos presentes no lodo (NEDELICHEVA et al., 1998).

Em decorrência da mistura de esgotos primários domésticos com industriais, pode existir uma diversidade não desprezível de poluentes orgânicos em lodos (TSUTIYA, 2001). As estações de tratamento recebem um grande espectro de moléculas orgânicas e agentes químicos em esgotos domésticos ou industriais que não são totalmente eliminados durante o processo de tratamento (TERNES, 1998; TERNES et al., 1999). No lodo proveniente de resíduos domésticos ou industriais é possível encontrar inúmeros compostos de diferentes estruturas químicas tais como antibióticos, anticoncepcionais, cosméticos, hormônios, azeites, detergentes, antiinflamatórios, fármacos psiquiátricos (BOYD, 2003; CARGOUET et al., 2004; CARBALLA et al., 2004; CARBALLA et al., 2005; TERNES, 1998; TERNES et al., 1999).

Engwall & Hjelm (2000) demonstraram que vegetais cultivados em solos nos quais foi adicionado lodo que continham níveis de dioxinas eram impróprios para o consumo como alimento. Abad et al. (2005) encontraram nonil fenol

¹Matemático, Doutor em Matemática Aplicada, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, km 127,5 - Caixa Postal 69, Cep.13.820-000 Jaguariúna, SP. Email: lourival@cnpma.embrapa.br

²Engenheira Agrônoma, Doutora em Solos e Nutrição de Plantas, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, Km 127,5 - Caixa Postal 69, Cep.13.820-000, Jaguariúna, SP. Email: rcboeira@cnpma.embrapa.br

³Farmacêutico, Doutor em Biologia Funcional e Molecular, Embrapa Meio Ambiente, Rod. SP 340, km 127,5 - Caixa Postal 69, Cep.13.820-000 Jaguariúna, SP. Email: jonsson@cnpma.embrapa.br

e nonil fenol etoxilado em lodos provenientes de estações de tratamento da Catalunha, Espanha, em níveis inadequados para que fossem utilizados como fertilizantes. Gao & Zhu (2004) demonstraram que raízes e caules de plantas cultivadas podem bioconcentrar fenantreno e pireno, dois poluentes orgânicos frequentemente encontrados em lodos.

Segundo Tsutiya (2001), os lodos produzidos pelas estações de tratamentos de Barueri e Suzano, ambas no Estado de São Paulo, Brasil, podem conter poluentes orgânicos de importância ambiental. Paraíba & Saito (2005) utilizaram um modelo de fugacidade para simular a distribuição ambiental de 29 poluentes orgânicos de lodos em ar, água, solo, sedimento, plantas e biota aquática, e concluíram que em cada um dos compartimentos ambientais simulados pode ser encontrado pelo menos um desses compostos. Kulhaneka et al. (2005) utilizaram correlações termodinâmicas para determinar o fator de bioconcentração de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em batatas, frutas e hortaliças cultivadas em solos checos contaminados com poluentes orgânicos que podem ser encontrados em lodos.

De uma forma geral, o fator de bioconcentração (BCF, *bioconcentration factor*) de um composto em um organismo é um coeficiente de partição do composto entre o organismo e o meio em que este se encontra. No estado de equilíbrio estacionário, este parâmetro é o quociente entre a concentração no organismo e a concentração no meio. Assim, o valor numérico do BCF indica o grau de partição do poluente entre o organismo e o meio. Quando os organismos são convertidos em alimentos, o BCF possibilita estimar a ingestão diária do poluente através do consumo diário do alimento (JONSSON et al., 2002). Como as frutas são compartimentos finais de várias substâncias absorvidas do solo pela planta, a estimativa do BCF de poluentes em frutas permite também estabelecer limites seguros do poluente em frutas cultivadas em solos tratados com lodos.

Para atender a diretiva 91/414/EEC da Comunidade Econômica Européia (EEC, 1991) o governo brasileiro está elaborando normas e procedimentos para serem seguidos, aplicados e usados por agências reguladoras, produtores e exportadores brasileiros de frutas frescas. A referida diretiva estabelece valores limites de resíduos de compostos orgânicos em produtos agrícolas de origem vegetal. Assim, a preocupação do governo brasileiro com a qualidade das frutas, com respeito a resíduos de compostos orgânicos, está de acordo com as expectativas do consumidor brasileiro e estrangeiro de frutas produzidas no Brasil.

O objetivo desse trabalho foi estimar o fator de bioconcentração de dezenove poluentes orgânicos, para indicar que poluentes devem ser monitorados em frutos de laranjeiras cultivadas, em solos tratados com lodo proveni-

ente de estações de tratamento de esgoto do Estado de São Paulo. Para tanto, foi assumido um cultivo hipotético de laranjeiras em solo tratado com lodo e utilizado o modelo *Fruit Tree Model* (TRAPP et al., 2003) para estimar o fator de bioconcentração dos poluentes.

Material e Métodos

O modelo *Fruit Tree Model* (FTM) foi utilizado para estimar o BCF de dezenove poluentes orgânicos encontrados em amostras de lodo das estações de tratamento de esgotos de Barueri e de Suzano, ambas no Estado de São Paulo, Brasil (TSUTIYA, 2001). Uma descrição detalhada do modelo FTM pode ser encontrada em Paraíba et al. (2006) ou em Trapp et al. (2003). A Tabela 1 apresenta os poluentes orgânicos de lodo e os seus respectivos coeficientes de partição octanol-água os quais foram utilizados para estimar o BCF. O coeficiente de partição octanol-água de cada um dos poluentes foram obtidos em *Syracuse Research Corporation* (SRC, 2005). Os poluentes avaliados nesse estudo foram selecionados de uma relação de poluentes de lodos publicada em Tsutiya (2000). No cálculo do BCF foram mantidas as correlações adotadas por Trapp et al. (2003) para calcular o fator de bioconcentração no fluxo de transpiração (TSCF, *Transpiration Stream Concentration Factor*) e o coeficiente de partição caule-água.

O modelo FTM foi desenvolvido para estimar o BCF em frutas de poluentes orgânicos persistentes no solo e pode ser usado para estimar o BCF em frutas de plantas cultivadas em solos tratados com lodo. No modelo FTM, supõe-se que o processo de absorção do poluente pela planta esteja em equilíbrio estacionário e que as concentrações do poluente no xilema/floema estejam em equilíbrio químico em todos os compartimentos da planta. Ademais, supõe-se que os processos de diluição e transformação do poluente, devido ao crescimento e ao metabolismo da planta, possam ser descritos por uma equação cinética de primeira ordem. O modelo FTM não considera as trocas por difusão do poluente no xilema e no floema com o ar ou com a periderme da planta e supõe que o transporte do poluente na planta é um processo passivo resultado da transpiração de água absorvida do solo pelas raízes.

Tabela 1. Número de registro do poluente (CAS), logaritmo do coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}) de dezenove poluentes orgânicos de lodos das estações de tratamento de Barueri e de Suzano, SP.

Poluente	CAS ⁽¹⁾	Log K_{ow} ⁽²⁾
1,2-diclorobenzeno	95-50-1	3,43
1,3-diclorobenzeno	541-73-1	3,53
1,4-diclorobenzeno	106-46-7	3,44
2,4-dinitrofenol	51-28-5	1,67
3,3-diclorobenzidina	91-94-1	3,51
antraceno	120-12-7	4,45
benzo(a)antraceno	56-55-3	5,76
benzo(a)pireno	50-32-8	6,13
benzo(k)fluoranteno	207-08-9	6,11
dibenzo(a,h)antraceno	53-70-3	6,75
fenantreno	85-01-8	4,46
hexaclorobenzeno	118-74-1	5,73
hexaclorobutadieno	87-68-3	4,78
hexacloroetano	67-72-1	4,41
indeno(1,2,3-c,d)pireno	193-39-5	6,70
nitrobenzeno	98-95-3	1,85
n-nitrosodipropilamina	10595-95-6	0,04
pentaclorofenol	87-86-5	5,12
pireno	129-00-0	4,88

⁽¹⁾Chemical Abstract Service Registry Number; ⁽²⁾Valores obtidos em SRC (2005).

No modelo FTM, o fator de bioconcentração do poluente na fruta pode ser estimado pela equação dada por (PARAÍBA et al., 2006):

$$BCF = \frac{Q_{FL} Q TSCF}{Q + K_{CL,W} M_{CL} (k_E + k_G)} \quad (1)$$

onde BCF ($L \text{ kg}^{-1}$) é o fator de bioconcentração do poluente na fruta fresca, Q ($L \text{ ano}^{-1}$) é o volume de água transpirada pela planta, Q_{FL} ($L \text{ kg}^{-1}$) é o volume de água necessário para a produção de um quilo de fruta fresca, TSCF é o fator de concentração do poluente no fluxo de transpiração no xilema, M_{CL} (kg) é a massa total seca de caule, K_E (ano^{-1}) é a taxa de transformação do poluente no caule, K_G (ano^{-1}) é a taxa de crescimento da biomassa de caule e $K_{CL,W}$ ($L \text{ kg}^{-1}$) é o coeficiente de partição do poluente entre o caule e a água. A Eq. 1 foi desenvolvida por Paraíba et al. (2006), a partir do modelo FTM de Trapp et al. (2003).

O TSCF de cada poluente foi estimado a partir do coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}) usando a correlação dada por (BURKEN & SCHNOOR, 1998):

$$TSCF = 0,756 \times \exp\left(\frac{-(\text{Log}K_{ow} - 2,50)}{2,58}\right) \quad (2)$$

onde $\text{Log}K_{ow}$ é o logaritmo na base dez do coeficiente de partição do poluente entre o octanol e a água. O TSCF é definido como o quociente entre a concentração do poluente no fluxo de transpiração e a concentração do poluente na solução do solo (TRAPP & MATTHIES, 1998).

O coeficiente de partição entre o caule e a água exprime o grau de afinidade do poluente pela matéria lenhosa das plantas e pode ser estimado a partir do coeficiente de partição octanol-água usando a correlação dada por (TRAPP et al., 2001):

$$K_{CL,W} = 10^{(-0,27 + 0,632 \times \text{Log}K_{ow})} \quad (3)$$

O volume de seiva do floema para a fruta necessário para a formação das frutas foi estimado pela equação dada por (TRAPP et al., 2003):

$$Q_{FL} = 20d_W \quad (4)$$

onde d_W é a fração de matéria seca da fruta. Para as frutas de laranja foi adotado o valor de 13% ($d_W = 0,13$, $Q_{FL} = 2,6 L \text{ kg}^{-1}$) encontrado em Nutritiondata (2007).

Trapp et al. (2003) analisaram a sensibilidade do modelo FTM e concluíram que o valor do BCF é robusto em relação à taxa de transpiração, à taxa de crescimento e à biomassa. Portanto, sem perda de generalidades e por se tratar de um estudo de análise de risco, foi assumido um cultivo de plantas de laranjeiras com uma evapotranspiração de $7,5 \times 10^6 L \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (750 mm ano^{-1}), com uma biomassa de peso seco de 10^4 kg ha^{-1} e com uma taxa de crescimento de 0,01 por ano. Esses valores estão próximos aos valores de biomassa, crescimento e evapotranspiração observados por Mattos et al. (2003). A taxa de metabolismo do poluente na planta de $3,69 \text{ ano}^{-1}$ (K_E) foi estimada a partir de valores de meia-vida de compostos orgânicos em plantas obtidos em Cousins & Mackay (2001).

O fator de concentração na raiz (RCF, *root concentration factor*) de Briggs et al. (1982) é um indicador da bioconcentração potencial de um composto orgânico em raízes de plantas. Segundo Briggs et al. (1982), o valor do RCF está correlacionado com o coeficiente de partição octanol-água pela expressão $RCF = 10^{(-1,52 + 0,77 \text{Log}K_{ow})} + 0,82$.

O RCF é definido como o quociente entre a concentração na raiz e a concentração na solução do solo, ambas determinadas em um sistema em equilíbrio químico contendo o poluente, a raiz da planta e a solução do solo. O RCF foi usado para auxiliar a analisar o valor do BCF dos poluentes.

O BCF permite estimar a ingestão diária (ID) de um poluente pelo consumo de laranjas cultivadas em solos com lodo. A ingestão diária foi estimada para uma pessoa de 70 kg de peso corpóreo que consumisse diariamente 0,5 kg de laranja fresca e foi calculada por: $ID = 0,5 \times C_w \times BCF / 70$, onde C_w (mg kg⁻¹) é a concentração do poluente na solução do solo.

Resultados e Discussões

Pode-se observar na Tabela 1 que dezesseis dos dezenove poluentes estudados têm valores de $\text{Log}K_{ow} > 3$ ou $K_{ow} > 1000$, o que resulta em uma expressiva afinidade desse conjunto de poluentes ao carbono orgânico presente no solo e nas plantas. Estes 16 poluentes seriam preferencialmente encontrados adsorvidos na matéria orgânica do solo ou nas raízes das plantas (PARAÍBA & SAITO, 2005).

O coeficiente de partição octanol-água da água tem valor 0,042 ($\text{Log}K_{ow} = -1,38$) (SRC, 2005), o que acarreta um RCF de valor 1,0 para a água. Considerando-se a água como uma substância de referência para a translocação de substâncias do solo para frutas, espera-se que os poluentes com valores de RCF próximos de 1,0 sejam absorvidos pela planta e que apresentem valores significativos de BCF em frutas (Tabela 2). Quanto maior for o RCF de um poluente em relação ao RCF da água, menor será o seu BCF em frutas (Tabela 2).

Segundo Trapp et al. (2003), compostos com TSCF próximos de 0,393 ($\text{Log}K_{ow} \cong 12$) apresentam condições ótimas para transferência da solução do solo para as frutas. Na Tabela 2, onde são apresentados os valores de RCF dos dezenove poluentes estudados, observa-se que o 2,4-dinitrofenol ($\text{Log}K_{ow} = 1,7$) e o nitrobenzeno ($\text{Log}K_{ow=1,9}$) possuem os maiores TSCFs entre os menores RCFs. Assim, considerando-se em conjunto os fatores RCF, TSCF e BCF o 1,2-diclorobenzeno, 1,3-diclorobenzeno, 1,4-diclorobenzeno, 2,4-dinitrofenol, 3,3-diclorobenzidina e nitrobenzeno são os poluentes que se deveriam monitorar prioritariamente em frutos de laranjeiras cultivadas em solos fertilizados com lodo de esgoto provenientes de estações de tratamento do Estado de São Paulo, Brasil.

O valor do BCF na fruta permite estimar a ingestão diária de um poluente por peso corpóreo pelo consumo de laranjas cultivadas em solos que receberam lodo de esgoto e permite estabelecer limites aceitáveis para o uso agrícola de lodos que contenham poluentes orgânicos.

Suponhamos que um solo seja fertilizado com uma dose de 10 T ha⁻¹ de um lodo que contenha o 2,4-dinitrofenol (BCF = 1,461 L kg⁻¹, Tabela 2) na concentração de 4,8 mg kg⁻¹. Suponha também que esses valores proporcionem da superfície até a profundidade de 0,2 m concentrações de 2,4-dinitrofenol na solução do solo de $5,54 \times 10^{-2}$ mg L⁻¹ (ver PARAÍBA et al., 2006). Considerando que a concentração do poluente no fruto pode ser estimada por $C_f = C_w \times BCF$, onde C_f é a concentração do poluente no fruto (ver PARAÍBA et al., 2006), um BCF de 1,461 L kg⁻¹ e uma concentração na solução do solo de $5,54 \times 10^{-2}$ mg L⁻¹ de 2,4-dinitrofenol resultariam em uma concentração em frutos de $8,09 \times 10^{-2}$ mg kg⁻¹ e uma ingestão diária de 2,4-dinitrofenol de $5,78 \times 10^{-4}$ mg kg⁻¹ por peso corpóreo por dia. Esta ingestão está apenas uma ordem de grandeza abaixo da ordem de grandeza da dose de referência (RfD, *reference dose*) de $2,0 \times 10^{-3}$ mg kg⁻¹ por peso corpóreo por dia, definido pela EPA para o 2,4-dinitrofenol (EPA, 1999). Concentrações de 2,4-dinitrofenol na solução do solo maiores do que $2,0 \times 10^{-1}$ mg L⁻¹ implicariam em valores de ingestão diária maiores do que a dose de referência.

Em termos gerais, a RfD é uma estimativa da exposição diária da população humana ao agente químico que não causaria risco apreciável associado a efeitos deletérios ao longo da vida. O valor da RfD é expresso em miligrama do agente por quilograma de peso corpóreo por dia (mg kg⁻¹ dia⁻¹) (EPA, 1993). Assim, os frutos de plantas cultivadas em solos fertilizados com lodo contendo 2,4-dinitrofenol deveriam ser monitorados quanto às concentrações deste composto ou, ainda, doses maiores do que 10 T ha⁻¹ desse lodo não deveriam ser usados para o cultivo de frutíferas. O 2,4-dinitrofenol (DNP) é usado para fabricar tintas, preservativos para madeira, explosivos, inseticidas e reveladores fotográficos, entre outros. Este composto causou aberrações cromossômicas em células da linhagem CHO (*chinese hamster ovary*) de roedores (HILLIARD et al., 1998).

No desenvolvimento do modelo FTM, Trapp et al. (2003) supuseram uma massa de 1,0 kg de fruto fresco e uma concentração de 1,0 mg kg⁻¹ do poluente no solo e estimaram o BCF do poluente em frutos com unidade de mg kg⁻¹. A Eq. 1, desenvolvida em Paraiba et al. (2006) a partir do modelo FTM, generaliza o cálculo do BCF de poluentes em frutas para qualquer massa de fruta fresca e qualquer concentração do poluente na solução do solo, pois a mesma não depende da concentração na solução do solo e da massa de fruta fresca. Além disso, a Eq. 1 apresenta e estima o valor do BCF em L kg⁻¹ que é a unidade correta para o BCF,

pois este foi definido como o quociente entre a concentração do poluente na fruta (mg kg^{-1}) e a concentração do poluente na solução do solo (mg L^{-1}).

Tabela 2. Coeficiente de partição caule-água ($K_{\text{CL,W}}$), fator de concentração no fluxo transpirado (TSCF), fator de concentração na raiz (RCF) e fator de bioconcentração (BCF), em frutos de laranjeiras, de dezenove poluentes orgânicos de lodos.

Poluente	$K_{\text{CL,W}}$ L kg^{-1}	TSCF -	RCF -	BCF L kg^{-1}
1,2-diclorobenzeno	80	0,541	14	1,009
1,3-diclorobenzeno	92	0,501	17	0,895
1,4-diclorobenzeno	81	0,537	14	0,997
2,4-dinitrofenol	6	0,579	1	1,461
3,3-diclorobenzidina	90	0,509	16	0,918
antraceno	352	0,173	81	0,165
benzo(a)antraceno	2368	0,012	823	0,003
benzo(a)pireno	4057	0,005	1586	0,001
benzo(k)fluoranteno	3940	0,005	1531	0,001
dibenzo(a,h)antraceno	10000	0,001	4760	<0,001
fenantreno	357	0,171	83	0,161
hexaclorobenzeno	2267	0,013	781	0,003
hexaclorobutadieno	569	0,101	146	0,069
hexacloroetano	224	0,267	47	0,329
indeno(1,2,3-c,d)pireno	9298	0,001	4356	<0,001
nitrobenzeno	8	0,642	2	1,605
n-nitrosodipropilamina	0,57	0,072	<1	0,051
pentaclorofenol	933	0,053	265	0,025
pireno	658	0,084	174	0,052

Pela Eq. 1 pode-se observar que o fator de bioconcentração de poluentes em frutas é diretamente proporcional ao volume de água transpirada pela planta e ao fator de concentração no fluxo de transpiração. Também se pode observar que o fator de bioconcentração é inversamente proporcional à massa de caule, ao coeficiente de partição entre o caule e a água e a taxa de transformação do poluente no caule ou na planta.

Trapp et al. (2003) afirmam que incertezas nos valores da taxa de transpiração, taxa de crescimento e biomassa não têm influência significativa no valor do BCF de poluentes que apresentem $0,8 < \text{Log}K_{\text{OW}} < 2,0$, um intervalo de valores no qual se encontra o $\text{Log}K_{\text{OW}}$ do 2,4-dinitrofenol e do nitrobenzeno. Estes autores também especulam que incertezas nos cálculos dos valores do BCF podem estar associadas aos processos metabólicos do poluente na planta e a volatilização do poluente do solo ou da planta.

Não encontramos na literatura valores de BCF de poluentes orgânicos determinados experimentalmente em frutos de laranjeiras, Muito embora as equações usadas neste trabalho para estimar o valor do TSCF e do $K_{\text{C,W}}$ sejam relações obtidas experimentalmente com plantas de características fisiológicas e estruturais distintas das plantas de citrus, os valores de BCF de benzo(a)pireno determinados experimen-

talmente em frutas e apresentados em Trapp et al. (2003) estão na mesma ordem de grandeza do valor do BCF de benzo(a)pireno estimado pela Eq. 1 e apresentado na Tabela 2. O método de análise apresentado neste trabalho e a fórmula usada para estimar o valor do BCF (Eq. 1) dos poluentes de lodos em frutos de laranja necessitam ser verificados experimentalmente. Paraíba (2007) desenvolveu um modelo que estima o BCF de pesticidas em frutas de plantas perenes, similar ao modelo FTM de Trapp et al. (2003), mas que estima o valor do BCF de pesticidas que se degradam no sistema solo-planta.

Conclusões

O valor do BCF, em frutos de laranjeiras, de dezenove poluentes orgânicos de lodos provenientes de estações de tratamento do Estado de São Paulo variou entre $4,500 \times 10^{-5}$ [indeno(1,2,3-c,d)pireno] e 1,605 (nitrobenzeno) L kg^{-1} , indicando que concentrações no fruto podem atingir valores maiores do que concentrações na solução do solo. No monitoramento desses poluentes em frutas, deve ser dada atenção especial aos compostos 1,2-diclorobenzeno, 1,3-diclorobenzeno, 1,4-diclorobenzeno, 2,4-dinitrofenol, 3,3-diclorobenzidina e nitrobenzeno, pois eles apresentam os maiores valores de BCF em frutos de laranjeiras. A obtenção de estimativas dos valores da ingestão diária de poluentes orgânicos de lodos, através do consumo de frutas cultivadas em solos condicionados com lodo, pode ser feita a partir do valor do BCF desses poluentes nas frutas.

Referências

- ABAD, E.; MARTINEZ, K.; PLANAS, C.; PALACIOS, O.; CAIXACH, J.; RIVERA, J. Priority organic pollutant assessment of sludges for agricultural purposes. **Chemosphere**, v.61, n.9, p.1358-1369, 2005.
- BETTIOL, W.; SANTOS, I. **Efeito do lodo de esgoto em fitopatógenos veiculados pelo solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. 30p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 24).
- BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; DYNIA, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, p.1639-1647, 2002.
- BOYD, G.R.; REEMTSMA, H.; GRIMM, D.A.; MITRA, S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in surface and treated waters of Louisiana, USA and Ontario, Canada. **Science of the Total Environment**, v.311, n.1-3, p.135-149, 2003.
- BRIGGS, G.G.; BROMILOW, R.H.; EVANS, A.A. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non ionised chemicals by barley. **Pesticide Science**, v.13, p.495-504, 1982.
- BURKEN, J.G.; SCHNOOR, J.L. Predictive relationships for uptake of organic contaminants by hybrid poplar trees. **Environmental Science and Technology**, v.32, n.21, p.3379-3385, 1998.
- CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J.M.; LLOMPART, M.; GARCIA-JARES, C.; RODRIGUEZ, I.; GOMEZ, M.; TERNES, T. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. **Water Research**, v.38, n.12, p.2918-2926, 2004.
- CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J.M.; LLOMPART, M.; GARCIA, C.; RODRIGUEZ, I.; GOMEZ, M.; TERNES, T. Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in a sewage treatment plant of northwest Spain. **Water Science and Technology**, v.52, n.8, p.29-35, 2005.
- CARGOUET, M.; PERDIZ, D.; MOUATASSIM-SOUALI, A.; TAMISIER-KAROLAK, S.; LEVI, Y. Assessment of river contamination by estrogenic compounds in Paris area (France). **Science of the Total Environment**, v.324, n.1-3, p.55-66, 2004.
- COUSINS, I. T.; MACKAY, D. Strategies for including vegetation compartments in multimedia models. **Chemosphere**, v.44, p.643-654, 2001.
- EEC. European Economic Community. Council Directive 91/414/EEC. Concerning the placing of plant protection products on the market, Office for Official Publications of the European Communities. **Official Journal of the European Union**, 1991, 194p. Disponível em: <http://europa.eu.int/eur-lex/en/consleg/pdf/1991/en_1991L0414_do_001.pdf>. Acesso em: 2 jan. 2006.
- ENGWALL, M.; HJELM, K. Uptake of dioxin-like compounds from sewage sludge into various plant species: assessment of levels using a sensitive bioassay. **Chemosphere**, v.40, n.9-11, p.1189-1195, 2000.
- EPA. U.S. Environmental Protection Agency. **Integrated Risk Information System (IRIS) on 2,4-dinitrofenol**. Washington: National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/iris/subst/0152.htm>>. Acesso em: 21 fev. 2006.
- EPA. U.S. Environmental Protection Agency. **Integrated Risk Information System, Reference Dose (RfD): Description and Use in Health Risk Assessments**. Background Document 1A, March 15, 1993. Disponível em: <www.epa.gov/iris/rfd.htm>. Acesso em: 21 fev. 2006.
- GAO, Y.; ZHU, L. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils. **Chemosphere**, v.55, p.1169-1178, 2004.
- HILLIARD, C.A.; ARMSTRON, M.J.; BRADT, C.I.; HILL, R.B.; GREENWOOD, S.K.; GALLOWAY, S.M. Chromosome aberrations in vitro related to cytotoxicity of nonmutagenic chemicals and metabolic poisons. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v.31, n.4, p.316-326, 1998.
- JONSSON, C.M.; FERRACINI, V.L.; PARAÍBA, L.C.; RANGEL, M.; AGUIAR, S.R. Alterações bioquímicas e acúmulo em pacus (*Metynnis argenteus*) expostos ao paclobutrazol. **Scientia Agricola**, v.59, n.3, p.441-446, 2002.
- KULHANEKA, A.; TRAPP, S.; SISMILICH, M.; JANKU, J.; ZIMOVA, M. Crop-specific human exposure assessment for polycyclic aromatic hydrocarbons in Czech soils. **Science of the Total Environment**, v.339, n.1-3, p.71-80, 2005.
- MADEJON, E.; BURGOS, P.; LÓPEZ, R.; CABRERA, F. Agricultural use of three organic residues: effect on orange production and on properties of a soil of the "Comarca Costa de Huelva" (SW, Spain). **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.65, n.3, p.281-288, 2003.

MATTOS, D.; GRAETZ, D.A.; ALVA, A.K. Biomass distribution and nitrogen-15 partitioning in citrus trees on a sandy entisol. **Soil Science Society of America Journal**, v.67, n.2, p.555-563, 2003.

MIADOKOVA, E.; DUHOVA, V.; VLCKOVA, V.; SLADKOVA, L.; SUCHA, V.; VLCEK, D. Genetic risk assessment of acid waste water containing heavy metals. **General Physiology and Biophysics**, v.18, p.92-98, 1999.

NEDELICHEVA, V.; GUT, I.; SOUCEK, P.; FRANTIK, E. Cytochrome P450 catalyzed oxidation of monochlorobenzene, 1,2- and 1,4-dichlorobenzene in rat, mouse, and human liver microsomes. **Chemico-Biological Interactions**, v.115, n.1, p.53-70, 1998.

NUTRITIONDATA. Disponível em: <<http://www.nutritiondata.com/>>. Acesso em: 3 dez. 2007.

PARÁIBA, L.C. Pesticide bioconcentration modelling for fruit trees. **Chemosphere**, v.66, p.1468-1475, 2007.

PARÁIBA, L.C.; SAITO, M.L. Distribuição ambiental de poluentes orgânicos encontrados em lodos de esgotos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, n.9, p.853-860, 2005.

PARÁIBA, L.C.; BOEIRA, R.C.; JONSSON, C.M.; CARRASCO, J.M. Fator de bioconcentração de poluentes orgânicos de lodos em frutos de laranjeiras. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.16, p.125-134, 2006.

SRC. Syracuse Research Corporation. Interactive PhysProp database demo. Disponível em: <<http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm>> Acesso em: 21 fev. 2005.

TERNES, T.A. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. **Water Research**, v.32, n.11, p.3245-3260, 1998.

TERNES, T.A.; STUMPF, M.; MUELLER, J.; HABERER, K.; WILKEN, R.D.; SERVOS, M. Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants: I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. **The Science of the Total Environment**, v.225, p.81-80, 1999.

TRAPP, S.; MATTHIES, M. **Chemodynamics and environmental modelling**. Heidelberg: Springer, 1998. 285p.

TRAPP, S.; MIGLIORANZA, K.S.B.; MOSBAEK, H. Sorption of lipophilic organic compounds to wood and implications for their environmental fate. **Environmental Science e Technology**, v.35, n.8, p.1561-1566, 2001.

TRAPP, S.; RASMUSSEN, D.; SAMSOE-PETERSEN, L. Fruit tree model for uptake of organic compounds from soil. **Sar and Qsar in Environmental Research**, v.14, n.1, p.17-26, 2003.

TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; PEREIRA SOBRINHO, A.; HESPANOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. Cap.4, p.89-131.

Comunicado Técnico, 43

Exemplares desta edição podem ser adquiridos na:
Embrapa Meio Ambiente
Endereço: Rodovia SP 340 km 127,5
 Caixa Postal 69, Tanquinho Velho
 13.820-000 Jaguariúna/SP
Fone: (19) 3867-8700
Fax: (19) 3867-8740
E-mail: sac@cnpma.embrapa.br

1ª edição eletrônica
 2007

Ministério da
 Agricultura, Pecuária
 e Abastecimento



Comitê de Publicações

Presidente: Alfredo José Barreto Luiz.
Secretária-Executiva: Heloisa Ferreira Filizola.
Secretário: Sandro Freitas Nunes.
Bibliotecária: Maria Amélia de Toledo Leme.
Membros: Ladislau Araújo Skorupa, Ariovaldo Luchiarí Júnior, Luiz Antônio S. Melo, Adriana M. M. Pires, Emília Hamada e Cláudio M. Jonsson

Expediente

Tratamento das ilustrações: Alexandre R. da Conceição
Editoração eletrônica: Alexandre R. da Conceição