



ELEMENTOS TRAÇO E AGROTÓXICOS EM AMOSTRAS DE ÁGUA, SEDIMENTO E MATA CILIAR COLETADAS NO ENTORNO DO RIBEIRÃO DA MATA (MG)

Isabela Fernanda Araújo Torres¹, Thais de Ataíde Costa², Manuela Bamberg Andrade³, Mailson da Silva Teixeira⁴, Lilian de Paula Gonçalves Reis⁵, Luciano dos Santos Rodrigues⁶ e Marília Martins Melo⁷

Resumo: *Objetivou-se determinar a concentração de elementos traço e agrotóxicos em amostras de água, sedimento e mata ciliar do ribeirão da Mata (MG) no segmento entre Vespasiano e Capim Branco. As coletas foram realizadas nos anos de 2011 e 2012, nas estações seca e chuvosa, em cinco municípios no entorno do ribeirão. Foram pesquisados metais (chumbo, cádmio, mercúrio e zinco) e agrotóxicos (organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretróides e rodenticidas anticoagulantes). Em relação aos metais, nas amostras de água somente foi detectado zinco. Em 2011, nas amostras de sedimento foram detectados chumbo e mercúrio acima do valor de referência de qualidade e, em 2012, acima do valor de prevenção conforme CETESB (2005). Em relação aos agrotóxicos, nas amostras de água, sedimento e mata ciliar foram detectados carbamatos e organofosforados. Ressalta-se a necessidade de acompanhamento nas áreas que apresentam maior índice de contaminação, que estão localizadas próximas aos centros urbano-industriais para melhorar a qualidade da água e satisfazer as expectativas dos habitantes locais. O uso de agrotóxicos de forma indiscriminada pode contaminar seriamente o solo e, conseqüentemente, a água, comprometendo em médio prazo a sustentabilidade de muitas atividades.*

Palavras-chave: Elementos traço. Agrotóxicos. Meio ambiente.

1 Introdução

Um dos fenômenos mais significativos do início do século XXI é o agravamento das condições ambientais do Planeta. Nesse contexto, os ecossistemas aquáticos estão vulneráveis a diferentes agentes poluidores. A poluição por metais pesados se destaca por apresentar efeito cumulativo e a contaminação por agrotóxicos, em geral, resulta em alta mortalidade de peixes e outros organismos que ali coabitam (SPINOSA; GÓRNIK; PALERMO-NETO, 2008). Também deve ser salientada a relevância dos aspectos ambientais em relação aos diferentes resíduos de substâncias tóxicas nos rios, que

podem interferir negativamente na qualidade de vida do homem e de diversas espécies animais em um futuro próximo (FAIRBROTHER et al., 2007).

Considera-se metal tóxico todo aquele que pertence a um grupo que não possui características benéficas e nem essenciais para os organismos vivos, produzindo efeitos lesivos para as funções metabólicas normais, mesmo quando presentes em quantidades traços. Além disso, metais essenciais também podem tornar-se nocivos ao organismo quando ingeridos em quantidades acima das nutricionalmente recomendadas, ou quando ocorre exposição por outras vias que não a oral (FAIRBROTHER et al., 2007). Tais

¹isabela-at@hotmail.com

²thais_1328@hotmail.com

³mbamberg08@gmail.com

⁴mailson10teixeira@hotmail.com

⁵lilian.preis1@gmail.com

⁶Isantosrodrigues@gmail.com

⁷mariliamm@ufmg.br

elementos podem se bioacumular ao longo da cadeia alimentar aquática, mesmo quando presentes na água em concentrações quase não detectáveis (JULSHAMN et al., 2004).

Os metais pesados que contaminam o pescado estão, em geral, associados a descargas de efluentes industriais em rios, lagos e oceanos. A circulação crescente de metais tóxicos no solo, água e atmosfera resulta em passagem inevitável pela cadeia alimentar humana, constituindo risco inclusive para a saúde de gerações futuras (EISSA et al., 2010).

Agrotóxicos ou praguicidas são denominações dadas a substâncias químicas normalmente empregadas para impedir a ação prejudicial de formas de vida animal ou vegetal, como por exemplo, o controle de pragas na agricultura, de ectoparasitas, erva daninhas, etc. Todos os praguicidas são substâncias tóxicas, podendo sua utilização oferecer perigo ou não para o ser humano e os animais. A segurança do agrotóxico está relacionada à toxicidade do composto, ao grau de contaminação e ao tempo de exposição (GUO et al., 2008; YUE et al., 2011).

A bacia do ribeirão da Mata em Minas Gerais compreende os municípios de Capim Branco, Confins, Esmeraldas, Lagoa Santa, Matozinhos, Pedro Leopoldo, Ribeirão das Neves, Santa Luzia, São José da Lapa e Vespasiano e localiza-se na margem esquerda do rio das Velhas. Possui extensão de aproximadamente 817 km², onde são encontradas riquezas naturais, além de importante patrimônio espeleológico e paleontológico de relevância internacional, localizados na área do Carste de Lagoa Santa (LAVARINI; MAGALHÃES Jr, 2012). Especialmente por sua proximidade com o meio urbano e de atividades industriais, o ribeirão da Mata recebe diariamente diversos materiais que comprometem sua qualidade (dejetos de indústrias, atividades agropecuárias, esgotos não tratados, entre outros). Outro aspecto importante é o fato de muitos habitantes estarem em contato direto com suas águas e dependerem de seus recursos.

Em termos hidrográficos, a bacia do ribeirão da Mata distingue-se como um dos importantes afluentes do rio das Velhas, que corresponde por sua vez, a um dos principais tributários do rio São Francisco em Minas Gerais. A bacia do ribeirão da Mata é um importante local de estudo, pois ao entorno vivem cerca de um milhão de pessoas. O

esgoto e o lixo produzido, o processo de uso e ocupação do solo, a retirada de riquezas naturais para a urbanização, a industrialização, a agricultura e a produção animal acontecem na bacia do ribeirão da Mata de forma acelerada e prejudicial ao meio ambiente e à saúde da população (NUNES; GARCIA, 2006).

Existem relatos de pesquisas realizadas em diferentes rios do Brasil que indicaram presença de agentes tóxicos em peixes (GOBBI et al., 2011; LABARRÈRE; MENEZES; MELO, 2012). Entretanto, a pesquisa destes contaminantes em animais aquáticos deve ser somada a pesquisa em outros compartimentos ambientais, como água e sedimento. Estes compartimentos estão igualmente expostos à contaminação, e a associação dos resultados de tais análises pode fornecer um diagnóstico mais preciso e completo sobre a situação do ambiente em questão, conforme observado por Veses et al. (2013).

Diante deste contexto, objetivou-se pesquisar quatro elementos traços e sete classes de agrotóxicos em amostras de água, sedimento e mata ciliar no entorno do ribeirão da Mata (MG).

2 Metodologia

A seleção dos pontos de amostragem foi baseada nos possíveis potenciais de poluição devido a atividades agrícolas, industriais e domésticas que podem ter um impacto negativo na vida aquática no entorno da região metropolitana de Belo Horizonte (MG), contemplando, neste percurso, os municípios de Vespasiano, Pedro Leopoldo, Matozinhos (em dois pontos de coleta, o primeiro, Matozinhos 1, após uma indústria, e o segundo, Matozinhos 2, na passagem do ribeirão pelo centro da cidade) e em Capim Branco (Figura 1).

No ponto de coleta do ribeirão da Mata, em Vespasiano, existe uma estação de tratamento de esgoto (ETE), localizada na coordenada latitude S (19° 41'45,0") e longitude WO (43° 55'0,2"). A ETE central conta com uma capacidade de 90,00 L/s e uma vazão afluente de 29,60L/s. A estação apresenta redução de 98% de DBO. Essa ETE possui tratamento preliminar, lodos ativados com aeração prolongada.

No ponto de coleta de Pedro Leopoldo não existe ETE.

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.15, n. 1, p. 6-19, jan./jul. 2013

Em Matozinhos, a ETE está localizada na latitude S (19° 34'47,9") e longitude WO (44°4' 25,8"). A ETE Matozinhos conta com uma DBO efluente de

69,0 mg.L⁻¹ e uma redução correspondente a 83%.

Em Capim Branco também não existe ETE.

Figura 1 - Bacia do ribeirão da Mata (MG)



Legenda

- ▭ Limites da Bacia do Ribeirão da Mata
- Sedes Municipais
- Divisão dos Municípios da bacia do Ribeirão da Mata
- ▭ Municípios da Bacia do Ribeirão da Mata
- Hidrografia principal

Fonte: GOOGLE (2014)

A bacia do ribeirão da Mata se insere na borda sudeste do Cráton São Francisco, entidade tectônica do Ciclo Brasileiro (ALMEIDA, 1977). A paragênese mineral indica metamorfismo de baixo grau, na fácies xisto-verde (UHLEIN, 1991). Sobre esse compartimento, três unidades pré-cambrianas se destacam localmente, o embasamento granito-gnáissico do Complexo Belo Horizonte, seguido pela sequência vulcanossedimentar arqueana do Quadrilátero Ferrífero e pelos sedimentos neoproterozóicos do Grupo Bambuí. Em termos geomorfológicos, o cenário da paisagem cárstica atual do bloco interfluvial ribeirão da Mata – rio das Velhas foi palco da atuação de múltiplos processos que, principalmente a partir do terciário,

modelaram a superfície local (KÖHLER, 1989). Ademais, neste interflúvio (700-800m), denominado planalto de Lagoa Santa, estão presentes quase todas as feições características de um carste tropical, como maciços, dolinas, uvalas, grutas, pítons, paredões e torres, além de numerosas microformas cársticas (TRICART, 1956 *apud* MAGALHÃES JR., 1993; KÖHLER, 1989).

As coletas foram realizadas no verão (estação chuvosa), em fevereiro e março, e no inverno (estação seca) em julho e agosto nos anos de 2011 e 2012. Ressalta-se que nos dias da coleta não estava chovendo.

Foram coletadas 45 amostras de água, sedimento e mata ciliar. As amostras de água foram coletadas em duplicata (1 L)

em garrafas de polipropileno estéreis, por imersão (estrato superfície) em pontos aleatórios do ribeirão, nas regiões previamente determinadas. Para pesquisa de metais pesados, as amostras de água foram preservadas adicionando-se 5,0 mL de HNO₃. Para análise, 25 mL de água foram centrifugadas a 10.000 rpm por 20 minutos para a separação das partículas em suspensão.

As amostras de sedimento foram coletadas usando o coletor *core sampler* (0 – 20 cm) (QUEIROZ et al., 2004), e armazenadas seguindo a técnica descrita por Bergkvist et al. (2003).

As amostras de mata ciliar foram obtidas por extração manual diretamente do solo próximo às margens do ribeirão, tomando-se todas as partes das plantas, sem distinção de espécie.

A digestão das amostras para chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e zinco (Zn) foram realizadas conforme descrito pela *American Public Health Association* (1995) e Dedina e Tsalev (1995) com leitura em espectrofotometria de absorção atômica (SpectrAA-55B- Varian). Para realização das análises de Cd, Pb e Zn foram pesados 2 g de cada amostra, depositadas em cadinhos de porcelana e encaminhados para a chapa elétrica para aquecimento. Após aquecimento, foi adicionado 1 mL de ácido nítrico no cadinho. Depois desta etapa, as amostras foram para a mufla à 600°C, onde permaneceram por um período de 4 horas.

Para a realização da análise de mercúrio, pesou-se 1 g das amostras e adicionou-se 10 mL de ácido sulfúrico concentrado num erlenmeyer. Essa mistura da amostra permaneceu em contato com o ácido por 12 horas, para dar início à digestão da matéria orgânica. Após esse período, foram adicionados 40 mL de permanganato de potássio a 5% no erlenmeyer, que foi colocado em um banho de água quente por 20 minutos a 80°C. Ao sair do banho, esses erlenmeyers permaneceram em temperatura ambiente. Em seguida, a solução foi filtrada quantitativamente para os balões volumétricos de 100 mL, sem completar o volume total. Para a realização da leitura no espectrofotômetro de absorção atômica com gerador de hidretos foi necessário acrescentar no balão volumétrico o cloridrato de hidroxilamina 10%, até o clareamento da solução.

A contaminação por agrotóxicos em água, sedimento e plantas foi avaliada por

cromatografia em camada delgada (CCD) segundo técnica descrita por Larini (1987), pesquisando-se os praguicidas das classes dos organoclorados, organofosforados, clorofosforados, carbamatos, piretróides e rodenticidas anticoagulantes. Os padrões técnicos dos agrotóxicos pesquisados dos grupos citados anteriormente apresentavam pureza de 99,7%. Foram utilizados os seguintes reagentes para extração: acetona, éter de petróleo, diclorometano, cloreto de sódio, sulfato de sódio anidro. Todos os procedimentos analíticos foram realizados em capela com fluxo laminar constante.

A CCD foi feita utilizando-se como fase sólida (adsorvente) cromatoplaquetas tipo *high performance thin-layer chromatography* (HPTLC) de sílica gel 60, com dimensões de 10 x 20 cm. A ativação da placa foi feita em estufa (100°C) por, no mínimo, duas horas, antes da sua utilização.

Os agrotóxicos foram extraídos das matrizes (água, sedimento e planta) empregando-se solução de acetona, éter de petróleo e diclorometano e, após filtração em sulfato de sódio anidro, o filtrado foi cromatografado com o padrão técnico, utilizando-se como eluente o sistema solvente composto por n-hexano-acetona (4:1). Foram observados os fatores de retenção (RFs) e fluorescência de cada amostra juntamente com os padrões. Os seguintes reveladores foram utilizados, respectivamente, para pesquisa de organoclorados, organofosforados, clorofosforados, carbamatos, piretróides e rodenticidas anticoagulantes: difenilamina, cloreto de paládio, solução metanólica de resorsina e hidróxido de sódio, 2,6 dicloquinona em diclorometano; para-dimetil-amino-benzaldeído em ácido acético. Foram consideradas amostras positivas aquelas que apresentaram o mesmo fator de retenção (Rf) e mesma revelação/fluorescência dos padrões, com o limite de detecção 5 ppm. A marcha analítica de cada amostra testada foi finalizada em no máximo oito horas, desde o seu descongelamento até a leitura da placa.

3 Resultados e discussão

Em relação aos metais pesados, nos anos de 2011 e 2012, na água, os valores de chumbo ficaram abaixo do limite de detecção do método (<0,155 mg.L⁻¹), sendo considerados não quantificados.

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.15, n. 1, p. 6-19, jan./jul. 2013

O valor de referência de qualidade (VRQ) é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea. O valor de prevenção (VP) é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. E, o valor de intervenção (VI) é

a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos à saúde humana, considerando um cenário de exposição genérico. De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2005), o valor de Pb permitido de VRQ é de 17 mg.kg^{-1} ; de VP é 72 mg.kg^{-1} e de VI de 180 mg.kg^{-1} . Em 2011, somente as amostras de sedimento de Matozinhos no ponto 1 (após a indústria), tanto no verão como no inverno, apresentaram valores de Pb acima do VRQ (Tabela 1).

Tabela 1- Valores médios de chumbo em amostras de sedimento coletadas nos municípios de Capim Branco, Matozinhos 1 (após uma indústria), Matozinhos 2 (centro), Pedro Leopoldo e Vespasiano nos anos de 2011 e 2012

Município	Estação do ano	Chumbo (mg.kg^{-1})	
		2011	2012
Capim Branco	Verão	2,14	125,04
	Inverno	8,91	71,61
Matozinhos 1	Verão	18,33	139,55
	Inverno	17,67	105,34
Matozinhos 2	Verão	14,41	194,82
	Inverno	11,57	77,05
Pedro Leopoldo	Verão	SC	18,31
	Inverno	SC	109,69
Vespasiano	Verão	SC	54,27
	Inverno	SC	115,15

SC: sem coleta

Referência CETESB (2005): Valor de Pb permitido de VRQ : 17 mg.kg^{-1} ; VP: 72 mg.kg^{-1} e de VI: 180 mg.kg^{-1}

Fonte: Autores (2013)

Entretanto, o panorama do ano de 2012 foi outro quando comparado ao ano de 2011. No verão, ou seja, na estação chuvosa, as amostras de sedimento do ribeirão da Mata coletadas em Capim Branco e Matozinhos (após uma indústria) apresentaram valores de chumbo acima do VP, e no centro de Matozinhos (ponto 2), o valor médio estava bem elevado, ultrapassando o VI. Nos municípios de Pedro Leopoldo e Vespasiano, os valores também ficaram acima do VRQ (Tabela 1). Os sedimentos têm sido reconhecidos como os maiores acumuladores de poluentes no ambiente aquático, mesmo quando as concentrações na água são baixas ou inexpressivas. O acúmulo de contaminantes nos sedimentos tende a ocorrer tanto por mecanismos físico-químicos, como a floculação e precipitação direta, quanto por adsorção no material particulado e posterior deposição no fundo. Por isso, a contaminação dos sedimentos é utilizada

como um importante indicador ambiental de poluição, servindo para mapear, traçar e monitorar fontes antropogênicas de contaminação e/ou anomalias causadas por processos geoquímicos naturais (HORTELLANI et al., 2005; VESTENA, 2009).

No inverno de 2012 (na estação seca), todas as amostras de sedimento, exceto em Capim Branco, apresentaram valores de Pb acima do valor de prevenção. A contaminação de Pb no solo pode advir de forma natural ou geológica, ou pode decorrer das atividades exercidas pelo homem, como mineração, indústria e transporte. O teor de Pb nos solos varia conforme a região; em regiões próximas de vias de tráfego intenso, os teores são mais elevados que em áreas isoladas. Assim, o Pb participa intensamente do meio em que o homem vive e sua concentração ambiental oscila de local para local. A população urbana defronta-se com este problema devido à constante emissão

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.15, n. 1, p. 6-19, jan./jul. 2013

por veículos automotores, pelas indústrias, ou ainda pela ingestão de alimentos contaminados (FREEMAN et al., 1992,1994).

Nas amostras de mata ciliar, no verão de 2011, somente foi quantificado Pb nas coletadas em Matozinhos no ponto 1 (após uma indústria), que variou de 0,85 mg.kg⁻¹ a 0,91 mg.kg⁻¹ (valor médio de 0,88) (Tabela 2).

No inverno de 2011, apesar de ter sido quantificado Pb nas amostras de plantas, este elemento mostrou valores muito baixos.

No verão de 2012, nas amostras de plantas foram detectadas maiores

concentrações de Pb, do que no verão de 2011. E no inverno de 2012, todas as amostras de plantas apresentaram valores de chumbo maiores que no verão (Tabela 2). Não é possível afirmar qual a causa deste aumento, mas várias são as hipóteses, tais como: emissões veiculares ou incineração de resíduos urbanos e industriais (KOH; JUDSON, 1986; KOMÁREK; CHRASTNY; STICHOVA, 2007) responsáveis pelo depósito de partículas de chumbo nas plantas da mata ciliar associados a um menor índice pluviométrico.

Tabela 2 - Valores médios de chumbo em amostras de plantas da mata ciliar coletadas nos municípios de Capim Branco, Matozinhos 1 (após uma indústria), Matozinhos 2 (centro), Pedro Leopoldo e Vespasiano nos anos de 2011 e 2012

Município	Estação do ano	Chumbo (mg.kg ⁻¹)	
		2011	2012
Capim Branco	Verão	0	8,15
	Inverno	1,53	12,26
Matozinhos 1	Verão	0,88	11,05
	Inverno	1,02	12,77
Matozinhos 2	Verão	0	3,07
	Inverno	1,45	4,34
Pedro Leopoldo	Verão	SC	16,86
	Inverno	SC	19,93
Vespasiano	Verão	SC	7,43
	Inverno	SC	9,63

SC: sem coleta

Referência segundo Alloway (1990): faixa normal: 0,2 a 20 mg.kg⁻¹

Fonte: Autores (2013)

A concentração de metais pesados no meio ambiente com sua disseminação no solo, água e atmosfera tem sido uma crescente preocupação no mundo. Os metais pesados os quais são incorporados no solo podem seguir diferentes vias de fixação, liberação e transporte, podendo ficar retidos no solo, sejam dissolvidos em soluções ou fixados por processos de adsorção, complexação e precipitação. Estes podem mover-se para as águas superficiais ou subterrâneas e também podem ser absorvidos pelas plantas e assim serem incorporados nas cadeias tróficas. As plantas podem acumular estes metais em todos os tecidos, podendo transferi-los para a cadeia alimentar, e esta acumulação é um dos temas de interesse ambiental, pelos efeitos nocivos à saúde animal e humana (ALLOWAY; JACKSON; MORGAN, 1990; LEE et al., 1996; MAIGA et al., 2005).

Tanto no verão como no inverno, nos anos de 2011 e 2012, os valores de cádmio nas amostras de água, sedimento e planta ficaram abaixo do limite de detecção do método (<0,027 mg.L⁻¹), sendo, portanto considerados como não quantificados. Estes resultados são muito positivos já que o Cd é um dos cinco metais mais tóxicos presentes na natureza, não sendo elemento essencial ao homem nem aos animais domésticos (GOCHFELD; BURGER, 1982, MORTVEDT, 1987).

Em relação ao mercúrio, no sedimento, o VRQ é de 0,05 mL.kg⁻¹; o VP é 0,5 mL.kg⁻¹ e o VI é 12,0 mL.kg⁻¹ (CETESB, 2005). Em 2011, todas as amostras de sedimento apresentaram valores de Hg acima do recomendado de VQR, e somente as amostras de Matozinhos no ponto 2 (centro) no inverno ultrapassaram os limites de VP (Tabela 3).

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.15, n. 1, p. 6-19, jan./jul. 2013

Dentre os efluentes químicos, o Hg assume grande relevância em saúde pública, considerando-se que é um metal pesado de efeito cumulativo para o homem, sendo geralmente lançado nas águas pelos efluentes industriais (LACERDA, 1997, GALDOS et al., 2009).

Em 2012, todas as amostras de sedimento, tanto no verão como no inverno, exceto em Vespasiano (no verão),

apresentaram valores de Hg acima do permitido para VRQ ($0,05 \text{ mL.kg}^{-1}$). Amostras de sedimento de dois municípios, Capim Branco (inverno) e Pedro Leopoldo (verão) apresentaram valores de Hg no sedimento acima do permitido para VP ($0,5 \text{ mL.kg}^{-1}$). Nenhuma das amostras alcançou os valores de intervenção ($12,0 \text{ mL.kg}^{-1}$) (CETESB, 2005).

Tabela 3 - Valores médios de mercúrio em amostras de sedimento coletadas nos municípios de Capim Branco, Matozinhos 1 (após uma indústria), Matozinhos 2 (centro), Pedro Leopoldo e Vespasiano nos anos de 2011 e 2012

Município	Estação do ano	Mercúrio (mg.kg^{-1})	
		2011	2012
Capim Branco	Verão	0,25	0,10
	Inverno	0,40	0,68
Matozinhos 1	Verão	0,44	0,11
	Inverno	0,44	0,17
Matozinhos 2	Verão	0,35	0,15
	Inverno	0,59	0,11
Pedro Leopoldo	Verão	SC	0,56
	Inverno	SC	0,26
Vespasiano	Verão	SC	0,02
	Inverno	SC	0,16

SC: sem coleta

Referência CETESB (2005): Valor de Hg permitido de VRQ: $0,05 \text{ mL.kg}^{-1}$; VP: $0,5 \text{ mL.kg}^{-1}$ e VI: $12,0 \text{ mL.kg}^{-1}$

Fonte: Autores (2013)

Quando se comparam os dois anos estudados, percebe-se uma tendência de diminuição nos valores de Hg no ano de 2012. Os principais reservatórios no ciclo global do Hg são a atmosfera, o meio aquático e o solo, onde esse elemento é presente principalmente na forma particulada. Entre estes, o maior reservatório é o solo. Os fluxos incluem componentes naturais (emissões de vulcões e solos, deposição atmosférica, intemperismo físico e químico) e antropogênica (emissões industriais, erosão antrópica, etc.). A mobilização de Hg nos solos e a exportação para os sistemas fluviais são associadas a condições hidromórficas, que são comuns em áreas alagáveis fluviais e interfluviais, além da erosão (OLIVEIRA et al., 2011; SOUSA et al., 2012).

Até o início da década de 1990, a poluição associada aos garimpos de ouro foi considerada a principal fonte de Hg na bacia amazônica (DOREA, 2010). Mais tarde, com a descoberta de elevados níveis de contaminação mercurial em solos, peixes e populações humanas, longe de qualquer atividade industrial, este conceito começou a mudar. Hoje, sabe-se que a maioria do Hg

na bacia é de origem natural (SOUSA et al., 2012). Neste estudo, a seção do ribeirão entre os municípios Capim Branco e Vespasiano não é área de garimpo de ouro. Possivelmente, outras são as fontes de contaminação, tais como indústrias que realizam a produção eletrolítica de cloro-soda, de acetaldeído, incineradores de lixo, polpa de papel, tintas, pesticidas, fungicidas, lâmpadas de vapor de Hg, baterias e produtos odontológicos, ou ainda de origem natural (ZAVARIZ; GLINA, 1992; HORTELLANI et al., 2005; SIQUEIRA et al., 2005; AZEVEDO et al., 2012).

Em relação à amostragem da mata ciliar, os valores encontrados de Hg nas plantas estavam dentro da concentração normal, exceto as coletas realizadas em Capim Branco, devendo ser ressaltado que esses valores estavam abaixo da concentração crítica (Tabela 4).

Devido às atividades antropogênicas tais como a mineração, a aplicação de fertilizantes, de lodo de esgoto e de fungicidas contendo mercúrio (Hg) no solo, a disponibilidade desse metal pesado tem aumentando significativamente nas áreas agricultáveis e em outros ecossistemas

(PATRA et al., 2004). A maioria das atividades humanas e processos industriais ocorrem nas terras aráveis ou adjacentes a estas. No mundo civilizado, as áreas relevantes habitáveis e de terras aráveis são usadas para calcular o potencial de carregamento de metais cumulativos na pedosfera, assumindo-se que o metal escavado no Planeta é, eventualmente, disperso em áreas habitáveis. No Planeta Terra, a terra de civilização inclui terras cultiváveis, lagos, córregos, mangues, pântanos, além de áreas de habitação humana, totalizando cerca de $23,8 \times 10^6 \text{ km}^2$. A terra arável no Planeta responde por cerca de 10,7% da área total mundial. O potencial do mercúrio cumulativo sobre a terra arável no mundo no ano de 2000 foi de 39 kg km^{-2} (HAN et al., 2002). Esta grande quantidade de Hg adicionada no solo resulta na

contaminação da cadeia alimentar (ZHOU et al., 2008). Estudos demonstraram que o Hg pode acumular-se nos tecidos de plantas superiores (ISRAR et al., 2006). Embora existam muitas incertezas sobre a especificidade dos mecanismos de absorção dos elementos traço, geralmente o teor e o acúmulo do elemento nos tecidos são resultantes da sua disponibilidade no solo. Assim, os teores nas raízes e na parte aérea das plantas aumentam com a elevação da concentração de metais no solo. Os elementos traço absorvidos sofrem um transporte radial na raiz e seguem essencialmente via xilema, podendo alcançar as folhas e alterar a estrutura e a funcionalidade das células de algumas organelas (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992).

Tabela 4 -Valores médios de mercúrio em amostras de plantas da mata ciliar coletadas nos municípios de Capim Branco, Matozinhos 1 (após uma indústria), Matozinhos 2 (centro), Pedro Leopoldo e Vespasiano nos anos de 2011 e 2012

Município	Estação do ano	Mercúrio (mg.kg^{-1})	
		2011	2012
Capim Branco	Verão	1,19	1,32
	Inverno	0,18	0,14
Matozinhos 1	Verão	0,10	0,02
	Inverno	0,14	0,06
Matozinhos 2	Verão	0,60	0,59
	Inverno	0,10	0,05
Pedro Leopoldo	Verão	SC	0,80
	Inverno	SC	0,08
Vespasiano	Verão	SC	0,05
	Inverno	SC	0,16

SC: sem coleta

Referência Madeira (2013): Concentração normal em plantas: $0,1 - 0,5 \text{ mg/kg}^{-1}$; concentração crítica: $2,0 \text{ mg/kg}^{-1}$; concentração tóxica: $5,0 \text{ mg/kg}^{-1}$.

Fonte: Autores (2013)

Em relação ao zinco, no ano de 2011, tanto no verão como no inverno, nas amostras de água não foi detectado este elemento, exceto na primeira coleta do verão em Matozinhos no ponto 2 (centro) no qual o valor foi de $0,002 \text{ mL.L}^{-1}$. O valor de Zn permitido de VRQ é de 60 mL.L^{-1} ; de VP é de 300 mL.L^{-1} e de VI de 400 mL.L^{-1} (CETESB, 2005). Contudo em 2012, todas as amostras de água (Tabela 5), nas duas estações climáticas, apresentaram valores de Zn inferiores ao recomendado para VRQ.

A principal emissão natural de zinco é por erosão. As fontes antropogênicas são mineração, produção de zinco, produção de ferro e aço, corrosão de estruturas galvanizadas, combustão de carvão e outros

combustíveis, eliminação e incineração de resíduos e uso de fertilizantes e agrotóxicos contendo zinco (DONNER et al., 2010). A presença de zinco é comum nas águas superficiais naturais, em concentrações geralmente abaixo de $10 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$; em águas subterrâneas ocorre entre 10 e $40 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ (CETESB, 2005).

Semelhante ao ano de 2011, em 2012, somente no município de Pedro Leopoldo no inverno, o valor médio do zinco no sedimento ficou acima do VRQ, mas ainda bem abaixo do VP (Tabela 6). Como se pode observar, o teor de zinco não foi um problema nas amostras de plantas de mata ciliar estudadas no ribeirão da Mata nos anos de 2011 e 2012 (Tabela 7).

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.15, n. 1, p. 6-19, jan./jul. 2013

Tabela 5 - Valores médios de zinco em amostras de água coletadas nos municípios de Capim Branco, Matozinhos 1 (após uma indústria), Matozinhos 2 (centro), Pedro Leopoldo e Vespasiano no ano de 2012

Município	Estação do ano	Zinco(mg.L ⁻¹) 2012
Capim Branco	Verão	0,115
	Inverno	0,067
Matozinhos 1	Verão	0,021
	Inverno	0,130
Matozinhos 2	Verão	0,052
	Inverno	0,165
Pedro Leopoldo	Verão	0,024
	Inverno	0,016
Vespasiano	Verão	0,063
	Inverno	0,068

SC: sem coleta

Referência Resolução nº 396 (CONAMA, 2008) - Valores de Zn ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água de recreação :2000 e irrigação: 5000.

Fonte: Autores (2013)

Tabela 6 - Valores médios de zinco em amostras de sedimento coletadas nos municípios de Capim Branco, Matozinhos 1 (após uma indústria), Matozinhos 2 (centro), Pedro Leopoldo e Vespasiano nos anos de 2011 e 2012

Município	Estação do ano	Zinco (mg.kg ⁻¹)	
		2011	2012
Capim Branco	Verão	9,01	20,79
	Inverno	19,81	25,94
Matozinhos 1	Verão	36,06	31,10
	Inverno	36,37	20,18
Matozinhos 2	Verão	43,15	44,72
	Inverno	37,44	40,54
Pedro Leopoldo	Verão	SC	10,14
	Inverno	SC	64,66
Vespasiano	Verão	SC	17,52
	Inverno	SC	47,86

SC: sem coleta

Referência CETESB (2015): Valor de Zn permitido de VRQ: 60 mL.L⁻¹; de VP: 300 mL.L⁻¹ e de VI: 450 mL.L⁻¹

Fonte: Autores (2013)

Tabela 7 - Valores médios de zinco em amostras de plantas de mata ciliar coletadas nos municípios de Capim Branco, Matozinhos 1 (após uma indústria), Matozinhos 2 (centro), Pedro Leopoldo e Vespasiano nos anos de 2011 e 2012

Município	Estação do ano	Zinco (mg.kg ⁻¹)	
		2011	2012
Capim Branco	Verão	8,66	10,18
	Inverno	16,26	9,33
Matozinhos 1	Verão	50,92	14,85
	Inverno	44,81	16,29
Matozinhos 2	Verão	28,29	12,30
	Inverno	55,09	10,60
Pedro Leopoldo	Verão	SC	16,72
	Inverno	SC	23,17
Vespasiano	Verão	SC	11,20
	Inverno	SC	9,76

SC: sem coleta

Referência segundo Alloway (1990): faixa normal: 1,0 a 400 mg.kg⁻¹

Fonte: Autores (2013)

O Zn, diferente do Hg, é um elemento essencial para o crescimento e o desenvolvimento vegetal (CAKMAK; MARSCHNER, 1993). As funções do Zn estão ligadas à atividade da enzima superóxido dismutase dependente de Cu e Zn (GRENE, 2002) e à indução da síntese de fitoquelatinas (HIRATA et al., 2001). Além disso, o Zn tem um papel importante na regulação da absorção de vários íons. Há relatos da interação entre Zn e Cd e do efeito protetor do Zn em plantas, efeito decorrente da ativação do sistema de defesa antioxidante pelo Zn, bem como por evitar a absorção e/ou translocação do Cd para a parte aérea (ARAVIND; PRASAD, 2003).

Sabe-se que milhões de toneladas de resíduos perigosos são gerados anualmente no Brasil, e somente pouca parte disto recebe tratamento adequado (FAGUNDES, 2009). Muitos resíduos são depositados indevidamente em lixões, sem

No verão, nas amostras de sedimento em Matozinhos no ponto 2, centro, foram detectados organofosforados e carbamatos. Também em Vespasiano, no verão, foram detectados piretróides no sedimento. No inverno, foram detectados organofosforados na amostra de sedimento coletada em Matozinhos ponto 1, após a indústria.

Em relação às amostras de plantas, em todas coletadas no verão de 2012 nos municípios de Capim Branco, Matozinhos pontos 1 e 2, Pedro Leopoldo e Vespasiano foram detectados carbamatos. E no inverno, em Capim Branco e Matozinhos ponto 1 (após a indústria) foram detectados organofosforados.

Apesar de o inadequado lançamento de esgoto, não tratado na região de Matozinhos, os resultados mostraram que não houve concentrações detectáveis dos agrotóxicos pesquisados nas amostras no ano de 2011. Esses resultados podem ser explicados pelo menor uso neste ano, pela proibição de algumas classes, como os organoclorados ou ainda por degradação. Para ocorrer a absorção dos praguicidas pelo solo, são necessárias condições como faixas de pH adequadas, umidade, temperatura ambiente e, assim, ocorrer a contaminação ou acumulação na cadeia alimentar. A degradação desses agrotóxicos podem se dar por hidrólise, oxidação, fotólise, descarboxilação e outros fatores (SPINOSA; GÓRNIK; PALERMO-NETO, 2008).

qualquer tipo de tratamento. Uma das possíveis fontes de contaminação dos rios é a utilização indiscriminada de agrotóxicos. Entre 2001 e 2008 a venda de agrotóxicos no Brasil passou de US\$ 2 bilhões para US\$ 7,3 bilhões e representou 19% do mercado global de agrotóxicos. Em 2008, o Brasil passou os Estados Unidos e assumiu o posto de maior mercado mundial de agrotóxicos. Em 2009, o Brasil ampliou o consumo e ultrapassou a marca de 1 milhão de toneladas, o que representa 5,2 kg de agrotóxico por habitante (ANVISA, 2012). Apesar do alto consumo, no ano de 2011, em todas as amostras pesquisadas não foram detectados agrotóxicos. Porém no ano de 2012, no verão, nas amostras de água de Matozinhos ponto 2 (centro), Vespasiano e Capim Branco foram detectados carbamatos. E no inverno, em Matozinhos no ponto 1 (após uma indústria) foram detectados na água, clorofosforados.

Todavia no ano de 2012 foram detectadas várias classes de agrotóxicos: organofosforados, clorofosforados, carbamatos e piretróides. Os carbamatos e organofosforados são largamente utilizados pela população como praguicidas de uso veterinário, para uso agrícola ou domiciliar, assim o fácil acesso a esses produtos facilita a poluição da água, proveniente das plantações pulverizadas com esses produtos, por despejos residuais de industriais ou mesmo pela população em geral. Esses pesticidas podem causar sérios danos à saúde humana e animal, que consomem essa água sem qualquer tratamento, e também podem desequilibrar a fauna regional. Os carbamatos são inibidores reversíveis da acetilcolinesterase, enquanto os organofosforados são inibidores irreversíveis e podem causar, nas intoxicações, quadros de sonolência, espasmos, convulsões, até a morte. Os efeitos dependem da dose ingerida, tempo, via de exposição, e de características individuais do intoxicado (LIMA et al., 2001; ARAÚJO et al., 2007).

A detecção de praguicidas nas amostras de plantas e sedimentos serve de alerta para o grau de contaminação que o ribeirão da Mata sofre e vem sofrendo ao longo dos anos, possivelmente pelo uso doméstico e nas lavouras, que obviamente contribuem para poluição da bacia.

Os piretróides também são utilizados como praguicidas e apesar de serem considerados mais seguros que as demais classes, também podem intoxicar seres

humanos e animais. São utilizados, principalmente, no controle de ectoparasitas em animais e vegetais. Os piretróides são, atualmente, os inseticidas mais utilizados (SPINOSA; GÓRNIK; PALERMO-NETO, 2008), pois apresentam baixa toxicidade em mamíferos, baixo impacto ambiental, são efetivos contra um largo espectro de insetos e são necessárias baixas quantidades para exercerem sua ação. No entanto, em alguns casos, a utilização de piretróides tem aumentado os riscos para os pássaros e/ou mamíferos.

Outros ensaios laboratoriais demonstraram que os piretróides são muito tóxicos para peixes, abelhas e artrópodes aquáticos, tais como lagostas e camarões.

Dessa forma, podem agir em outras espécies expostas acidentalmente durante a aplicação do produto ou ingestão de alimentos contaminados. Os sintomas causados pelas intoxicações por piretróides são principalmente: ataxia, convulsões, paralisia progressiva, hiperexcitabilidade, salivação abundante, movimentos de escavar, devido a sua ação no sistema nervoso central ou periférico (BRADBERRY et al., 2005).

Esses resultados servem de alerta para o uso consciente desses produtos respeitando-se doses e concentrações

adequadas além dos períodos de carência e para que, medidas de remoção e controle possam ser tomadas para diminuir a poluição. Merece destaque o fato de que a maioria das substâncias tóxicas, como metais pesados e agrotóxicos, geralmente não é efetivamente removida em tratamento convencional e requer processos mais complexos para sua remoção, a exemplo de adsorção e osmose reversa.

4 Conclusões

Este estudo detectou chumbo e mercúrio acima dos valores de referência de qualidade (VRQ) nas amostras de sedimento coletadas no entorno do ribeirão da Mata, na seção entre Vespasiano e Capim Branco nos anos de 2011 e 2012.

Foi detectada a presença das classes de agrotóxicos, carbamatos, organofosforados, clorofosforados e piretróides, em amostras de água, sedimento e mata ciliar no ribeirão da Mata (MG) no ano de 2012.

Estes resultados demonstram a poluição do ribeirão da Mata e sinalizam a necessidade de identificação de fontes poluidoras, tais como lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais e atividades agropecuárias.

5 Trace elements and pesticides in samples of water, sediment and riparian vegetation collected in ribeirão da Mata river (MG)

Abstract: *The aim of this study was to conduct a toxicological evaluation of samples of water, sediment and riparian vegetation in a section of Ribeirão da Mata River between Vespasiano and Capim Branco towns in Minas Gerais State (Brazil). Samples were collected in the years of 2011 and 2012, in two seasons, summer and winter, in five towns surrounding the river. Heavy metals (lead, cadmium, mercury and zinc) and pesticides (organochlorines, organophosphorus, carbamates, pyrethroids and anticoagulant rodenticides) were searched. Regarding metals in water samples, zinc was the only trace element detected. In 2011, in sediment samples were detected lead and mercury above the reference values of quality and, in 2012, above the value of prevention (CETESB, 2005). About the pesticides, in water, sediment and riparian vegetation samples, it was detected carbamates and organophosphorus. We highlight the need for intervention in the areas showing the highest contamination index, which are located next to urban-industrial centers to improve water quality. The use of pesticide indiscriminately may seriously pollute the soil and, consequently, the water, compromising in the medium term the sustainability of many activities.*

Keywords: Trace elements. Pesticides. Environment.

6 Referências

ALLOWAY, B.J. Appendices. In: ALLOWAY, B.J. (Ed). **Heavy metals in soils**. Glasgow: Blackie and Son, 1990.p.322-330.

ALLOWAY, B.J.; JACKSON, A.P.; MORGAN, H. The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources. **Science of the Total Environment**, v. 91, p. 223-236, 1990.

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.15, n. 1, p. 6-19, jan./jul. 2013

ALMEIDA, F.F.M. O Cráton do São Francisco. **Revista Brasileira de Geociências**, v.7, p. 85-295, 1977.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19. ed. Washington: APHA, AWWA, WEF, 1995.

ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária). 2012. Disponível em: <<http://s.anvisa.gov.br/wps/s/r/4Nb>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

ARAÚJO, A. J. et al. Exposição múltipla a agrotóxicos e efeitos à saúde: estudo transversal em amostra de 102 trabalhadores rurais, Nova Friburgo, RJ. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.12, n.1, p.115-30, 2007.

ARAVIND, P.; PRASAD, M.N.V. Zinc alleviates cadmium-induced oxidative stress in *Cerathophyllum demersum* L.: a free floating freshwater macrophyte. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 41, p. 391-397, 2003.

AZEVEDO, J.S et al. Tissue-specific mercury concentrations in two catfish species from the Brazilian coast. **Brazilian Journal of Oceanography**, v.60., p.211-219, 2012.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C.H. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y Planta**, v.2, p.345-361, 1992.

BERGKVIST, P. et al. Long-term effects of sewage sludge applications on soil properties, cadmium availability and distribution in arable soil Agric. **Ecosystems Environment**, v. 97, p. 167-179, 2003.

BRADBERRY, S. M. et al. Poisoning due to pyrethroids. **Toxicological Reviews**, v.24, n.2, p.93-106, 2005.

CAKMAK, I.; MARSCHNER, H. Effect of Zn nutritional status on activities of superoxide radical and hydrogen peroxide scavenging enzymes in bean leaves. **Plant Soil**, v. 155, p.127-130, 1993.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. DECISÃO DE DIRETORIA Nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DE MAIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 396, de 3 de abril de 2008. Publicada no DOU nº 66, de 7 de abril de 2008, Seção 1, páginas 64-68.

DEDINA, J.; TSALEV, D.L. **Hydride Generation Atomic Absorption Spectrometry**. John Wiley & Sons, Chichester, ISBN 0 471 95364 4, 1995. p.526.

DOREA, J.G. Research into mercury exposure and health education in subsistence fish-eating communities of the Amazon Basin: potential effects on public health policy. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 7, p. 3467-3477, 2010.

DONNER, E. et al. Biological and chemical assessments of zinc ageing in field soils. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 339-345, 2010.

EISSA, B.L. et al. Quantitative behavioral parameters as toxicity biomarkers: fish responses to waterborne cadmium. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 58, p. 1032-1039, 2010.

FAGUNDES, D.C. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em Tarumã e Teodoro Sampaio – SP. **Sociedade & Natureza**, v. 21, p. 159-179, 2009.

FAIRBROTHER, A. et al. Framework for metals risk assessment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 68, p. 145-227, 2007.

FREEMAN, G.B. et al. Relative bioavailability of lead from mining waste soil in rats. **Fundamental and Applied Toxicology**, v. 19, p. 388-398, 1992.

FREEMAN, G. B. et al. Absolute bioavailability of lead acetate and mining waste lead in rats. **Toxicology**, v. 91, p. 151-163, 1994.

GALDOS, M.V et al. Sewage sludge application on cultivated soils. **Scientiae Agricola**, v.66, p.368-376, 2009.

GOOGLE 2014. Disponível em: <www.mapsgoogle.com.br>. Acesso em: 16 jun. 2014.

GOBBI, J. M. et al. Trace elements detection in tissues of fish (*Pseudoplatystoma coruscans*) caught in the São Francisco river (MG). **Revista Brasileira de Ciência Veterinária**, v. 18, p. 43-50, 2011.

GOCHFELD, M.; BURGER, J. Biological concentration of cadmium in estuarine birds of the New York Bight. **Colonial Waterbirds**, v. 5, p. 116-123, 1982.

GRENE, R. Oxidative stress and acclimation mechanisms in plants. **The Arabidopsis Book**, v. 49, p. 1-20, 2002.

GUO, Y. et al. Tissue distribution of organochlorine pesticides in fish collected from the Pearl River Delta, China: Implications for fishery input source and bioaccumulation. **Environmental Pollution**, v. 155, p.150-156, 2008.

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.15, n. 1, p. 6-19, jan./jul. 2013

- HAN, F. X. et al. Industrial age anthropogenic inputs of heavy metals into the pedosphere. **Naturwissenschaften**, v.89, p. 497–504, 2002.
- HORTELLANI, M. A. et al. Evaluation of mercury contamination in sediments from Santos – São Vicente estuarine system, São Paulo State, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.16, p.1140-1149, 2005.
- HIRATA, K. et al. Strong induction of phytochelatin synthesis by zinc in marine green alga, *Dunaliellatertiolecta*. **The Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 92, p. 24–29, 2001.
- ISRAR, M. et al. Bioaccumulation and physiological effects of mercury in *Sesbania drumondii*. **Chemosphere**, v. 65, p. 591-598, 2006.
- JULSHAMN, K. et al. Norwegian monitoring programme on the inorganic and organic contaminants in fish caught in the Barents Sea, Norwegian Sea and North Sea, 1994-2001. **Food Additives & Contaminants**, v. 21, p. 365-376, 2004.
- KOH, T.S.; JUDSON, G.J. Trace elements in sheep grazing near a lead-zinc smelting complex at Port Pirie, South Australia. **The Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 37, p. 87-95, 1986.
- KOMÁREK, M.; CHRASTNY, V.; STICHOVA, J. Metal/metalloid contamination and isotopic composition of lead in edible mushrooms and forest soils originating from a smelting area. **Environment International**, v. 33, p. 677-684, 2007.
- KOHLER, H. C. **Geomorfologia cárstica na região de Lagoa Santa**. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1989.
- LABARRÈRE, C.L.; MENEZES, B.D.;MELO, M.M. Avaliação dos teores de zinco em brânquias, carcaça, fígado e musculatura de diferentes espécies de peixes capturados no rio São Francisco (MG, Brasil). **Geonomos**, v.20, p. 86-91, 2012.
- LACERDA, L.D. Contaminação por Mercúrio no Brasil: Fontes Industriais x Garimpo de Ouro. **Química Nova**, v.20, p. 196-198, 1997.
- LARINI, L. **Toxicologia**; 2ª edição, São Paulo; Editora Manole, p.114-120, 1987.
- LAVARINI, C.; MAGALHÃES JR, A. P. Cabeceiras de drenagem do ribeirão da mata (MG) e suas relações com as superfícies de aplanamento de King (1956). **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 2, n., p. 250 – 260, 2012.
- LEE, J. et al. Accumulation of cadmium with time in Rommey sheep grazing ryegrass-white clover pasture: Effect of cadmium from pasture and soil intake. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 47, p. 877-894, 1996.
- LIMA F. J. et al. Inseticida organofosforado metamidofós: aspectos toxicológicos e analíticos. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.11, p.17-34, 2001.
- MADEIRA, L.F. **Teores de mercúrio em plantas do cerrado senso restrito da estação ecológica águas emendadas, Distrito federal**. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Naturais). Faculdade UnB, Planaltina, 2013.
- MAGALHÃES JR., A.P. **Evolução da Dinâmica Fluvial Cenozóica do Alto-Médio Vale do Rio das Velhas na Região de Belo Horizonte**. Dissertação (Geografia e Análise Ambiental). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1993.
- MAIGA, A. et al. Determination of some toxic and essential metal ions in medicinal and edible plants from Mali. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 53, p. 2321, 2005.
- MORTVEDT, J.J. Cadmium levels in soils and plants from some long-term soil fertility experiments in United States of America. **Journal of Environmental Quality**, v. 16, p. 137-142, 1987.
- NUNES, A. C.; GARCIA, M. Ribeirão da Mata: Diversidade de terras e riquezas. **Jornal Manuelzão UFMG**. Belo Horizonte, out. 2006. Suplemento da Bacia do Ribeira da Mata. p. 4.
- OLIVEIRA, S.M.B. et al. Heavy metal concentrations in soils from a remote oceanic island, Fernando de Noronha, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.83, p1193-1206, 2011.
- PATRA, M. et al. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. **Environmental and Experimental Botany**, v. 52, p. 199-223, 2004.
- QUEIROZ, J.F. et al. Coletor simplificado de sedimentos do fundo de viveiros de aquicultura. **Comunicado Técnico Embrapa**, v. 16, p. 1–5, 2004.
- SIQUEIRA, G.W. et al. Distribuição do mercúrio em sedimentos de fundo no Estuário de Santos SP/Brasil. **Rem: Revista Escola de Minas**, v.58, p.309-316, 2005.
- SPINOSA, H.S.; GÓRNIK, S.L.; PALERMONETO, J. **Toxicologia Aplicada à Medicina Veterinária**. Editora Manole LTDA, São Paulo-SP, 2008, 960 p.

REA – Revista de *estudos ambientais* (Online)
v.15, n. 1, p. 6-19, jan./jul. 2013

SOUSA, E.S. et al. Avaliações da concentração de mercúrio total em solo e material particulado em áreas alagáveis na foz do rio Tapajós-PA, Fm. Alter do Chão, com auxílio de técnicas de sensoriamento remoto, **Novos Cadernos NAEA**, v. 15, p. 315-341, 2012.

UHLEIN, A. **Transição cráton-faixa dobrada: exemplo do Cráton do São Francisco e da Faixa Araçuaí (Ciclo Brasileiro) no estado de Minas Gerais. Aspectos estratigráficos e estruturais.** Tese (Instituto de Geociências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 295 p., 1991.

VESES, O. et al. Potential risk assessment of trace elements and PAHs in sediment samples of the Ebro River basin (Spain). **The Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.90, p.136-142, 2013.

VESTENA, L.R. Análise da dinâmica hidrossedimentológica em uma bacia hidrográfica no sul do Brasil.

ZAVARIZ, C.; GLINA, D.M.R. Avaliação clínico-

neuro-psicológica de trabalhadores expostos a mercúrio metálico em indústria de lâmpadas elétrica. **Revista de Saúde Pública**, v.26, p.356-365, 1992.

ZHOU, Z. S. et al. Salicylic acid alleviates mercury toxicity by preventing oxidative stress in roots of *Medicago sativa*. **Environmental and Experimental Botany**, v. 65, p.27-34, 2009.

YUE, Q. et al. Occurrence, phase distribution and depositional intensity of dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and its metabolites in air and precipitation of the Pearl River Delta, China. **Chemosphere**, v. 84, p. 446–451, 2011.

7 Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo auxílio financeiro.