



Universidade de Brasília
Faculdade UnB Planaltina

CONTAMINAÇÃO DOS SOLOS MARGINAIS DAS RODOVIAS NO ENTORNO DA
ESTAÇÃO ÉCOLOGICA DE ÁGUAS EMENDAS

TRABALHO DE CONCLUSÃO DO CURSO DE GESTÃO AMBIENTAL

Bruno Leandro Oliveira Maciel

CONTAMINAÇÃO DOS SOLOS MARGINAIS DAS RODOVIAS NO ENTORNO DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁGUAS EMENDADAS

Bruno Leandro Oliveira Maciel¹

Resumo

As rodovias são grandes vetores de poluição de metais pesados e afetam diretamente a acumulação do Hg, no perfil dos solos, nas águas, plantas, fauna e desta forma contribui para a biogeoacumulação destes metais nos ecossistemas. Este trabalho analisou frações de solos na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECÁE), reserva do bioma de cerrado com mananciais de abastecimento humano, que é circundada por 4 rodovias. A área de estudo foi dividida em três compartimentos: Borda da Reserva com média 28,58 $\mu\text{mg.g}$; Solo Marginal da rodovia a média foi 11,82 $\mu\text{mg.g}$ e o Solo do Meio da Reserva com média 0,53 $\mu\text{mg.g}$. Nestas concentrações médias, as diferentes entre os compartimentos ($p=0,0001$) foram estatisticamente significativas, entre os horizontes A e B e serapilheira as diferenças foram mais significantes ($p=0,00001$), esta diferença esta associada as concentrações da serapilheira, que foram 100 vezes maior que as concentrações encontradas no meio da reserva e o dobro dos solos marginais da rodovia, que são lixiviados e transportados até as áreas mais próximas da rodovia dentro da reserva, área mais afetada pela poluição e acumulação. Nesta área as concentrações da serrapilheira com média 35,98 $\mu\text{mg.g}$ foram mais elevadas que as concentrações dos horizontes A com média de 14,83 e horizonte B 13,17 $\mu\text{mg.g}$. As concentrações de Hg são comparativamente maiores nos solos da borda da estação, isso é devido a lixiviação e ventos predominantes que arrastam as partículas e poeiras com Hg adsorvidos, que se acumulam nestas áreas adjacentes.

Palavras - Chave: rodovias, metais pesados, solo, ecossistema.

Abstract

The road are great heavy metal pollution vectors and directly affect the accumulation of Hg in the soil profile in the waters, plants, fauna and thus contribute to the biogeoaccumulations these metals in ecosystems. This study analyzed soil fractions in Ecological Station (ESECAB), which is surrounded by four roads and cerrado biome reserve with human supply sources. The study area was divided into three compartments: reserve border with a mean of 28.58 $\mu\text{mg.g}$; road sidesoil the average was 11.82 $\mu\text{g.g}$ and the soil of the middle of the ecological reserve with a mean of 0.53 $\mu\text{g.g}$. These average concentrations found were statistically significant between different compartments ($p = 0.0001$) between A and B horizons and litter were more significant differences ($p=0.00001$), this difference is associated with the concentrations of litter which were 100 times higher than the concentrations found in the middle of the reserve and double the marginal soils of the road, which are leached and transported to the nearest areas of the road within the reserve, the area most affected by pollution and accumulation In this area of the litter mean concentrations 35.98 $\mu\text{mg.g}$ were higher than the concentrations of horizons with an average of 14.83 and 13.17 $\mu\text{mg.g}$ B horizon. The concentrations of Hg are comparatively higher in the soils at the edge of the season, this is due to leaching and prevailing winds that drag adsorbed particles and dust accumulated in these adjacent areas.

Key words: road, heavy metals, soil, ecosystem.

¹Bruno Leandro Oliveira Maciel, Graduando do Curso de Gestão Ambiental Faculdade UnB / Planaltina

1. INTRODUÇÃO

O solo atua como um filtro, tendo a capacidade de purificar grande parte dos poluentes nele depositados. No entanto, essa eficiência é limitada, podendo ocorrer modificações da qualidade do solo devido ao efeito cumulativo da deposição de poluentes atmosféricos e resíduos sólidos urbanos, industriais, o tráfego rodoviário, da rejeição de efluentes e da aplicação de fertilizantes e outros produtos agrícolas (Lourenço & Landim, 2005). Outro fator está associado a lixiviação das rochas e dos solos, que mobiliza e absorvem e adsorvem os metais pesados, e ainda erupções vulcânicas, incêndios florestais que podem ser fontes consideráveis de poluentes, porém boa parte destas contaminações, a grande maioria se deve por fontes antropogênicas que supera as naturais (CALLENDER, 2005).

Vários estudos vêm sendo realizados sobre os impactos ambientais do acúmulo nas concentrações de metais pesados em solos, oriundos de diversas fontes tais como tráfego rodoviário, agricultura e indústria (LAXEN, et al., 1997; VIARD, et al., 2004; AMOUEI, et al., 2012; AHMED, et al., 2016). A taxa de emissão dos metais pesados na atmosfera é baixa, devido à sua baixa volatilidade mas, com o advento da mineração e fundição de metais, rodovias, bem como da queima de combustíveis fósseis no século XX e transposição por meio dos ventos, a taxa de emissão de mercúrio (Hg), cádmio (Cd), Chumbo (Pb) e arsênio (As) aumentou drasticamente (WEI, et al., 2010). As partículas e poeira transportados pelos ventos e enxurradas, acumulam em solos urbanos, agrícolas e naturais Lourenço & Landim, (2005) e podem causar consequências para o meio ambiente e a saúde humana.

Alguns autores como DECHANG, et al., 2009; AMOUEI, et al., 2012, denominam esses metais como poluentes, outros optam por chamar de contaminantes (TURER, et al., 2003; DUONG, et al., 2011), neste trabalho iremos nos referir como poluentes. Estes poluentes estão em crescente aumento na atmosfera e vêm regularmente aumentando sua deposição nos solos (MEENA, 2016; BARTKOWIAK et al., 2017). STEINNES, et al. (1997) comprovam, que a parte superficial e mais exposta do solo se concentra os elementos químicos como o mercúrio, cádmio, chumbo e arsênico provenientes da deposição atmosférica.

O rápido desenvolvimento da sociedade tem contribuído para o aumento dessas concentrações de metais pesados nos solos do planeta, principalmente em áreas próximas a indústrias, rodovias, ambientes urbanos e de mineração, por meio das emissões, transporte pelo vento e deposição. QIAO et al. (2014) analisaram que o desenvolvimento da sociedade chinesa causou muitos problemas ambientais nas áreas de cultura agrícola, poluição do ar e doenças respiratórias, devido o aumento nas concentrações dos metais pesados.

Pode-se classificar estas emissões como fontes estacionárias (indústria, lixão, postos de gasolina) (APARECIDA et al., 2007) e móveis (combustíveis veiculares, veículos automotores, transporte aéreo, tráfego urbano e auto estradas) (AMARAL et al., (2013). Estas fontes são responsáveis pelo aumento das concentração dos metais pesados e sua disponibilização para o ecossistema aquático, ecossistema terrestre e atmosfera. Estudos realizados por DUONG, et al. (2011) mostraram que o tráfego rodoviário pesado, vem contribuindo com o aumento das concentrações de metais pesados, por meio da queima de combustíveis para movimentação dos veículos, abrasão de veículos, pneus e freios que geram estes elementos durante o desgaste devido ao uso. PEREIRA, et al (2007) demonstraram em seus estudos o aumento de metais pesados no entorno das rodovias da Baía de Guanabara, RJ, confirmando que as rodovias são vetores potenciais de contaminação dos sistemas ecológicos próximos. EARON, et al. (2012) relataram que os solos próximos de rodovias em Estocolmo tem alto índice de poluição por metais pesados, podendo contaminar os corpos hídricos, por meio do escoamento superficial e atingir os aquíferos.

Os metais pesados originados da ação veicular ficam adsorvidos ao asfalto, as partículas e poeiras do entorno rodoviário são transportados pelas chuvas e ventos e precipitados em solos e rios próximos a estes locais. Frequentemente as rodovias contém elevadas concentrações de metais pesados adsorvidos a partículas e dissolvidas na água de chuva nestes ambientes. Outro problema característico da contaminação de metais pesados pelas rodovias são os impactos nos sistemas hídricos próximos, com poluição até dos aquíferos e sedimentos de lagos conforme observado por VAN BOHEMEH et al. (2003). Entretanto, o uso de resíduos industriais conforme observados por DALLINGER et al. (1992) e FADIGAS et al., (2006) e pesticidas (RAMALHO et al., 2000), em locais de produção agrícola, pode acarretar consideravelmente a

concentração de elementos-traço nos solos, com resultantes efeitos adversos para a biota e os aquíferos.

Vem sendo debatido por vários autores o aumento destes metais pesados em alguns compartimentos ecossistêmicos (MÜLLEROVÁ et al., 2011; CALISI, et al., 2013; AROMOLO, et al. 2015; LADISLAS, et al., 2015) todos estes autores chegaram a constatar, por meio de seus estudos, um aumento gradual destes elementos pesados em nosso planeta, seja no ambiente aquático, terrestre e nas plantas, este aumento pode impactar nosso meio ambiente e saúde.

Como foi exemplificado por TURER, et al., (2001) este processo de poluição vem causando diversos impactos no sistema ecológico. Neste sentido observa-se a suscetibilidade ambiental ao perigo de exposição destes metais pesados em áreas sensíveis, como corpos hídricos, áreas de reserva ambiental ou APPs, mostraram em seus estudos que as estradas e rodovias são fontes lineares de contaminação de água potável, espécimes aquáticas e saúde humana (KLUGE, et al., 2012; WEISSMANNNOVÁ, et al., 2017). Portanto as águas de escoamento são capazes de lixiviar uma grande quantidade de poluentes orgânicos e inorgânicos para a superfície dos solos, contribuindo para assim para a poluição de rios, lagos, solos agrícolas e áreas suscetíveis ambientalmente (YOUSEF, et al., 1990; WERKENTHIN, et al., 2014).

Os solos as margens da estrada têm sido objeto de estudo por inúmeros autores, devido o fato de que estes locais são propício a concentração destes metais ao longo das rodovias por exemplo (SEZGIN, et al. 2004; GUNNEY, et al., 2010; TRIBOIT, et al., 2010; PENG, et al., 2013; TRUJILLO-GONZALES, et al., 2016), estes estudos têm revelado níveis muito elevados de Hg, Ca, Pb e As, em diversos ambientes próximos a rodovias. Alguns trabalhos apontaram a existência de uma correlação na poluição dos solos por componentes dos automóveis, seja o pneu, o combustível utilizado ou óleo derramado, neste sentido os estudos destes poluentes, têm despertado interesse devido a importância de compreender o comportamento destes metais nos ecossistemas devido sua toxicidade para os animais, microorganismos, plantas e para a saúde humana (KHAN, et al., 2011; NAZZAL, et al., (2014); KLUGE, et al., (2012).

Neste estudo preocupou-se em estudar as concentrações do mercúrio, devido este elemento estar presente no diesel, gasolina e lubrificantes automotores mais comumente usados, conforme relatados pelos autores (CONAWAY et al. 2005;

JULLIEN et al., 2006; WON et al., 2007; EKPERUSI et al., 2015). A emissão de Hg dos veículos em tráfego nas rodovias e sua lixiviação e contaminação ambiental, vem sendo estudado por diversos autores como MÜNCH, 1993; QIAN, et al., 2006; CHRISTOFORIDIS e STAMATIS, 2009; SEDA, et al., 2017; CHEN, et al., 2010. Estes autores citam que os solos marginais recebem cargas elevadas de metais pesados e Hg, e que ao longo do tempo vão acumulando-se nos horizontes mais superficiais (STEINNES, et al., 1997), e na vegetação do entorno, que funcionam como sequestradores e fixadores de metais pesados, principalmente o mercúrio, que é capaz de bioacumular e biomagnificar ao longo da teia trófica. NIU, et al., (2011) encontraram as maiores concentrações de Hg na serrapilheira em relação ao solo superficial. HUCKABEE et al., (1993) encontraram concentrações elevadas Hg nos solos e plantas próximo de rodovia. SKRBIC et al., (2012) encontraram concentrações de Hg, muito acima do limite fitotóxico, em amostras de cascas das árvores as margens de estradas.

Neste trabalho foi abordado a influência das rodovias na emissão de metais pesados, no caso específico do mercúrio encontrado nos combustíveis e lubrificantes de veículos automotores, e desta forma poder contribuir com o conhecimento da poluição dos transportes rodoviários, ou seja, as rodovias, cujos atores principais são os veículos automotores, que vem gradativamente contribuindo para o aumento nas concentrações de metais pesados no solo. Partindo desse referencial foi escolhido uma Unidade de Conservação, a Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), devido ao seu posicionamento entre quatro rodovias e pelo fato de contribuir na manutenção e conservação e serviços ecossistêmicos, referentes aos solos e abastecimento de água de Planaltina e Sobradinho, Distrito Federal. Neste sentido o estudo verificou a inter-relação do aporte nas concentrações de metais pesados nos perfis de solos (serrapilheira, horizontes A e B), oriundos das rodovias e seu aporte ou carreamento para a estação ecológica (ESECAE). e qual sua implicações nos potenciais de poluição de mercúrio na estação ecológica.

2. Material e Método

2.1 Enquadramento da Área em Estudo

A ESECAE situa-se no nordeste do Distrito Federal, ao norte da Região Administrativa de Planaltina (R.A.VI), á 50 km do centro de Brasília, e engloba a sub-bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, entre os paralelos 15°33'12" e 15°41'41" e os meridianos 47°33'16" e 47°47'15", com uma área de 216,44Km². Está localizada nesta sub-bacia a Estação Ecológica de Águas Emendadas – ESECAE, que perfaz uma área total de 10.547,21ha (Figura-1). No interior da ESECAE, na parte norte há uma nascente que drena para o norte, pelo Córrego Vereda Grande contribuindo com a Bacia Hidrográfica Tocantins/Araguaia e para o sul, pelo Córrego Brejinho contribuindo com a Bacia Hidrográfica Paraná (FONSECA, 2008).

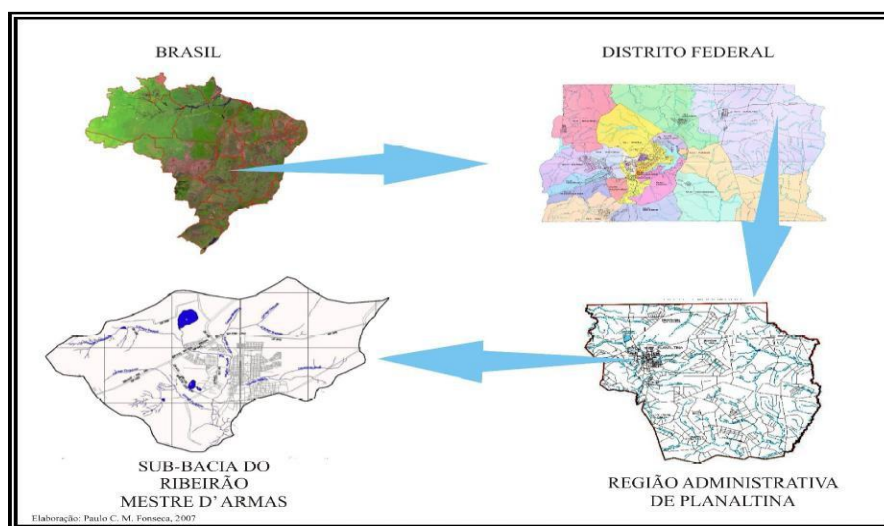


Figura 1 - Área em Estudo

2.2 Desenho amostral

A partir de imagens de satélite LANDSAT 8 OLI, composição colorida RGB Bandas 3, 4 e 5 da Estação Ecológica de Águas Emendadas, foram digitalizados os limites da área a ser amostrada em ArcGIS 10.1, onde foi construído um mapa base da área na escala de trabalho 1:50.000 no Sistema de Coordenadas Geográficas oficial SIRGAS 2000. Todos os pontos foram georreferenciados com aparelho GPS Geoxplorer, com precisão diferencial de 1 metro. As distribuições espaciais dos pontos de amostragem foram distribuídos em três partes: região interna (meio) da ESECAE foram coletados 31 pontos de amostras de solo nos horizontes A e B

distribuídos de acordo com os tipos de solo da área central; e a outra parte da amostragem foi realizada no perímetro da ESECAE seguindo uma malha regular, com distância média de 1.000 metros entre os pontos, distribuídos da seguinte forma, 40 pontos nos gramados das rodovias BR 020, DF 128, DF 345, DF 205, e mais 40 pontos a uma distância de 100 metros, para dentro da reserva ESECAE, nestes pontos também foram amostrados 40 amostras serapilheira. As amostras de solos foram coletadas com o auxílio de um trado tipo Holandês, nos horizontes A a 20 cm de profundidade e horizonte B a 120 cm de profundidade, e armazenados em sacos plásticos devidamente identificado (Figura 2).



Figura 2 - Mapa do Desenho Amostral ESECAE

2.3 Método Laboratorial

As amostras seguiram para secagem em estufa a 40°C por 24 horas, para a retirada de umidade das amostras de solo que em seguida foram submetidas à peneiração em malhas de 2mm para uma uniformização do tamanho de grânulos mais finos. Dessa forma garante grânulos finos que adsorvem massa maior de mercúrio, devido a sua maior superfície de contato. Em seguida, as amostras foram colocadas na

quantidade de 1,0000 g de TFSA \pm 0,0001 g em balança analítica e transferida para um béquer de teflon e em capela de exaustão adicionou-se 22 mL de HCl 37% P.A. e 8mL de HNO₃ 65% P.A. O béquer com amostra foi levado à chapa aquecedora previamente aquecida entre 120-150°C, em capela de exaustão, por um tempo de 30 minutos. Após a digestão das amostras e decorrido o tempo de 30 minutos em chapa aquecedora, o material foi retirado do bloco para atingir a temperatura ambiente, em seguida foi filtrado com auxílio de um funil, balão volumétrico e papel de filtro quantitativo de filtragem lenta com permeabilidade ao ar de 55l/s m² com poros de 28µm e o volume final foi aferido com água destilada até 50 ml. Após o tratamento da amostra procedeu-se a leitura em espectrofotômetro de Plasma-ICP.

O Plasma-ICP utilizado foi da marca ThermoElectron modelo Série iCAP 6000, as condições de ajustes utilizadas nas leituras das amostras foram: radiofrequência (1150W), velocidade da bomba de sucção (50 rpm), vazão do gás auxiliar (0,5L/minuto de gás argônio), vazão do gás de nebulização (0,7L/minuto de gás argônio), vazão do gás no coolante (12L/minuto de gás argônio).

2.4 Análise Estatística

Para as análises estatísticas dos dados foi utilizado o método de análise de variância não paramétricas Kruskal Wallis, para comparação múltipla das categorias (solo das margens da rodovia, solos da borda da ESECAE (100m para dentro do limite da reserva) e solos do meio da reserva), devido as categorias não terem distribuição normal. Para a comparação entre as categorias foi utilizado o teste Bonferroni, Os mesmos testes foram realizados para comparar os níveis do perfil do solo nos horizontes A, B e serapilheira, devido estas categorias também não terem distribuição normal.

4. Resultados

As médias e o desvio padrões das concentrações de Hg encontradas nos pontos de coletas, nas bordas da reserva, nos solos marginais e meio da estação tiveram as concentrações significativamente ($p=0,0001$) mais elevadas nos solos da borda em comparação ao solos da rodovia e aos solos do meio da estação ecológica. As concentrações médias Hg da borda da reserva apresentou valor de 28,58 (µgm.g) e com desvio padrão na ordem de ($\pm 12,21$), no solo marginal este valor cai para 11.82 (µgm.g) com desvio de (± 4.76), já nos solos do meio da reserva observa-se um nível de concentração na ordem de 0.53 (µgm.g) com o desvio padrão entorno de (± 0.66).

As médias dos solos de Horizonte A e B quando acrescidas do serrapilheira, em comparação a amostragem somente do solos, tem um valor altamente significativo, o litter apresenta valor de 35.98 ($\mu\text{m.g}$) com desvio de (± 15.65), comparando o horizonte A temos 14.83 desvio padrão (± 10.44), diferente do horizonte B que apresenta um valor de 13.17 ($\mu\text{m.g}$) com desvio na ordem de (± 10.17).

Tabela - 1 Concentrações médias de Hg e teste de variâncias não paramétricas (Kruskal Wallis) para os solos na borda da reserva (100m), solos marginais das rodovias e solos da área central da reserva e as concentrações médias de Hg por horizontes dos solos A e B e Serrapilheira.

	n	Mean	Std.Dev.	n	Mean	Std.Dev.	n	Mean	Std.Dev.	p
	BR			SMR			SME			
Hg	120	28.58 ^a	12.21	80	11.82 ^b	4.76	61	0.53 ^c	0.66	0.0001
	Litter			Horizonte A			Horizonte B			
Hg	40	35.98 ^a	11.65	111	14.83 ^b	10.44	110	13.17 ^c	10.17	0.00001

Legenda: Borda da Reserva à 100m da divisa (BR); Solo Marginal rodovia (SMR); Solo do Meio da ESECAE (SME) as concentrações em $\mu\text{m.g}$; letras diferentes, diferença significativa.

A diferença encontrada entre os grupos de solos, Borda da Reserva à 100m da divisa (BR); Solo Marginal rodovia (SM); Solo do Meio da Reserva (SME) (Figura 3), mostra de forma mais clara as diferenças significativas ($p=0,0001$) nas médias das concentrações de Hg entre os os grupos de solos.

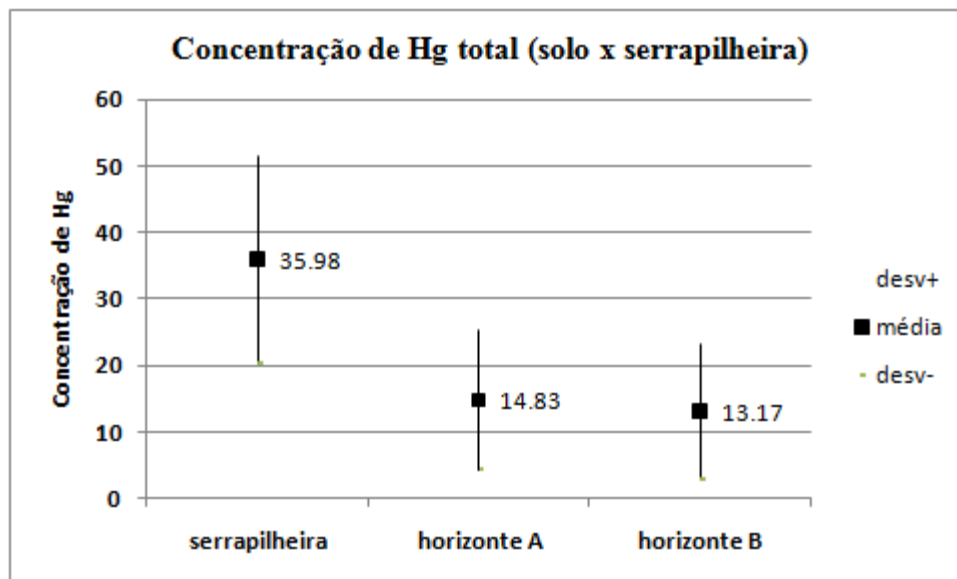


Figura 3 - Variação das concentrações médias do Hg por grupo de solos, sem diferenciação de horizontes.

A variabilidade entre os horizontes superficiais (A e serapilheira) e o horizonte B, indica acumulação na superfície, pois as diferenças foram significativas ($p=0,00001$) (Figura 4). Os dados indicaram que a serapilheira recebe a maior carga de metais pesados.

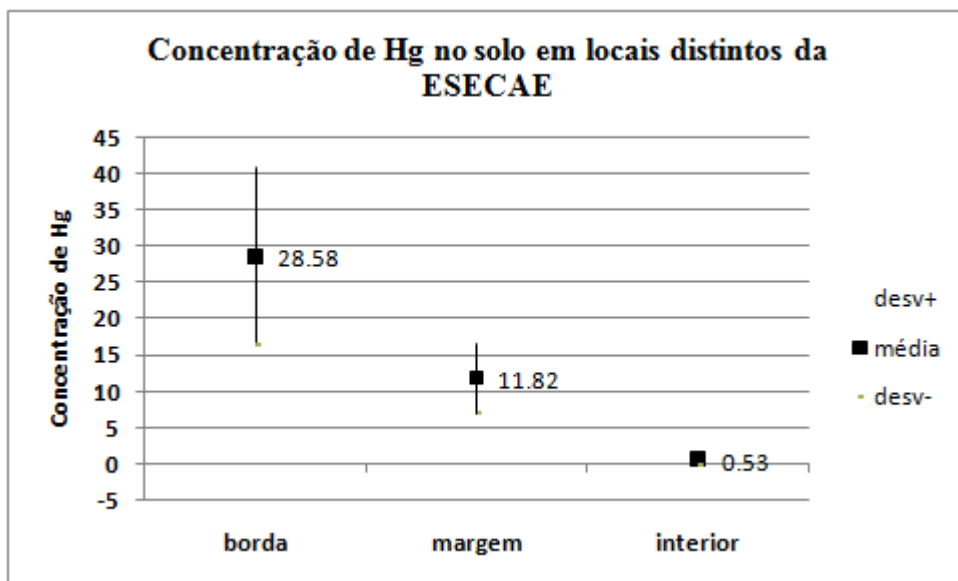


Figura 4 - Variação das concentrações médias de Hg, entre os perfis dos solos, nos horizontes A e B e Serrapilheira.

5 . DISCUSSÃO

As concentrações médias encontradas indicam poluição dos solos marginais a rodovia com aumento significativo para os solos marginais internos da reserva (ESECAE) e dos solos marginais da rodovia em relação aos solos internos da reserva localizados mais afastados das rodovias que circundam a reserva. WEI, et al. (2010), relacionaram estes aumentos aos vetores externos tais como particulados de poeira, drenagem de água oriunda das margens da estrada, combustíveis fósseis e agricultura. Estes fatores também são fontes de entrada do mercúrio na estação ecológica. Neste sentido a contaminação deste metal pesado está relacionada a estes atributos acima citados. As concentrações de Hg podem apresentar mecanismos diferenciados de entrada na borda interna da estação ecológica, porém parece mais plausível em geral,

que seja associado as partículas e poeiras oriundas das rodovias, conforme CASARINI et al. (2001); NAZZAL et al. (2014); TRUJILLO-GONZÁLEZ et al. (2016); PADOAN et al. (2017); WANG et al. (2017), esta é uma das principais fontes de emissão de mercúrio no sistema ambiental, seja pelo combustível fóssil, o óleo derramado na pista, o desgaste da frenagem dos auto moveis e outras substancias oriundas destes, que com a chuva através da lixiviação, possam vir a contaminar a ESECAE.

Conforme GUNEY, et al., (2010), citam que os ventos predominantes são vetores de transporte de material de grande relevância a dispersão do Hg. De uma forma geral a distribuição dos metais pesados e Hg depende do sentido do vento e o tamanho de suas partículas, as partículas de maiores dimensões a serem depositadas primeiro e perto da fonte, enquanto as partículas menores permanecem em suspensão por um período de tempo mais longo e predominam nos locais mais afastados da rodovia (VIARD, et al., 2004; WEI, et al., 2015). Na área de estudo existe uma predominância de ventos na direção SW/NE, que auxiliam a dispersão do Hg, para as áreas mais próximas as rodovias e mais externa da reserva. Esta tendência na dispersão e deposição foi observada nos solos da ESECAE e nos solos marginais das rodovias. Assim estes solos marginais acabam por concentrar o Hg e metais pesados no perfil dos solos. Estes solos acabam funcionando como estoque de metais pesados e Hg. Estes solos mais a vegetação funcionam como sequestradores de metais e Hg, criando uma zona de retenção destes metais pesados.

Como fontes mais distantes a poluição atmosférica também pode também contribuir com o aumento de Hg na estação ecológica, devido a poluição industrial local e a poluição transportada por longas distâncias com diferentes fontes (NADAL, et al., 2004). Isto ocorre quando há precipitação com estas partículas e deposição atmosférica do Hg nos solos. Podemos afirmar que temos na ESECAE dois tipos de deposição úmida que significa o *input* do mercúrio através da precipitação. A deposição seca e o método pelo qual as partículas de poeira e gases que são depositados diretamente na superfície do solo, e ainda a aquosa, que deriva das poças acumuladas ao longo das estradas (ECKLEY et al., 2009; TRIBOIT et al., 2010; ŠKRBIĆ et al., 2012).

Outra forma de entrada do Hg no ecossistema da ESECAE, e um dos seus principais vetores, além do tráfego rodoviário, são os derrames de substâncias e compostos orgânicos voláteis, óxidos, substancias derramadas em acidentes rodoviários,

e as perdas de óleo e gasolina por parte de mal funcionamento dos veículos (CARRERO, 2013), e a matéria particulada em suspensão, um grande número de hidrocarbonetos, não consumidos ou parcialmente consumidos, e diversos metais pesados estão adsorvidos a estas partículas (LEGRET et al., 1999). Relativamente, o mercúrio aqui estudado pode ter sua origem vinda da combustão nos veículos que é responsável pela emissão dos compostos de Hg, ou do desgaste dos travões que é uma fonte de mercúrio, desgaste do motor e o derrame de líquidos e a deterioração dos componentes dos veículos (SAMECKA-CYMERMAN, et al., 2009; LIU, et al., 2014). O material asfáltico utilizado na pavimentação e construção das rodovias também pode contribuir para este aumento de mercúrio na ESECAE, pelo seu desgaste a que este se encontra sujeito, em decorrência direta da movimentação rodoviária, neste tipo de pavimentação contém Hg (SOLTANI, et al., 2015).

Em relação aos solos a distribuição espacial do mercúrio entre os pontos amostrados, foi observado um padrão característico de poluição do Hg entre os horizontes serrapilheira e horizonte A, que tiveram as maiores concentrações de Hg, porém com as maiores concentrações na serapilheira, que corresponde a parte orgânica e mais superficial dos solos. No horizonte B as concentrações foram menores. De uma forma geral existe uma tendência significativa em aumentar as concentrações de Hg nos solos marginais da rodovia e borda externa da reserva em direção ao centro da reserva, cujos solos tiveram as concentrações médias 100 vezes menores. Isso está associado a menor distância e aproximação da rodovia aumenta a contaminação dos solos (TANG, et al., 2017), essa relação com a distância justifica claramente que o tráfego rodoviário é a principal fonte antropogênica de contaminação pelo mercúrio nos solos estudados. Este resultado mostrou que o potencial de aumento do mercúrio foi significativamente maior do que os pontos coletados próximo as rodovias. Este fator também pode estar correlacionado a cobertura vegetal existente dentro da reserva, que sequestram o Hg gasoso pelos estômatos e Hg orgânico mineral pelas raízes. Este sequestro seria um dos fatores capazes de reter o Hg e sua mobilização no solo. Diferentes autores (TRIBOIT et al., 2010; WEI et al., 2010; Kluge, et al. 2012; Nazzal et al., 2014; STASZEWSKI et al., 2015; ÇOLAK et al., 2016;), afirmam a ocorrência do acúmulo biogeoquímico de mercúrio nas plantas (folhas, caules, flores e frutos), cascas de árvores, serapilheira e algas de troncos e dos solos, muito acima da média permitida pelos diversos organismos internacionais de controle, os resultados apontam para uma inteiração da vegetação

através da biogeoacumulação, que concentra grandes cargas de Hg absorvidas pela vegetação.

Esta contaminação observada e associada a rodovia, mostra a importância da reserva e sua vegetação natural no sequestro e estoque do Hg oriundo da lixiviação e deposição nestes solos. Este fator de extrema importância para o entendimento e interpretação dos trabalhos ecossistêmicos da vegetação de cerrado no entorno das rodovias oferece a sociedade como um todo. Esta retenção de metais pesados e Hg, com certeza melhora consideravelmente a qualidade das águas superficiais e subterrâneas do distrito de Planaltina e região.

Outro fato importante diz respeito aos incêndios florestais, que são capazes de mobilizar e gaseificar parte do Hg e assim contaminar as águas de abastecimento, cujos rios estão dentro da reserva, bem como a tomada de água para o abastecimento de Planaltina e Sobradinho. Estes incêndios devem ser evitados de forma as autoridades possam planejar o controle e combate aos incêndios e assim minimizar os impactos que estes metais podem causar ao ambiente e saúde pública.

6. CONCLUSÃO

Com bases no estudo realizado, ficou comprovado a poluição e acumulação de Hg nos solos da Estação Ecológica de Águas Emendas (ESECAE), cujo principal vetor de poluição de Hg da reserva são as rodovias adjacentes e os veículos automotores. Isso implica na necessidade de se conservação e preservação da vegetação do entorno da estação e da reserva como um todo, já que a vegetação e estes solos funcionam como sequestradores do Hg, impossibilitando sua mobilização para os corpos de água que serve para o abastecimento de Planaltina e Sobradinho. O controle de incêndios florestais e outro ponto importante, para que não haja mobilização do Hg para outros compartimentos ecológicos.

7. BIBLIOGRAFIA

- AHMED, et al., Fahad et al. Spatial distribution and source identification of heavy metal pollution in roadside surface soil: a study of Dhaka Aricha highway, Bangladesh. **Ecological Processes**, v. 5, n. 1, p. 1, 2016.
- AMARAL, Marco Albino Bento. **Poluição dos solos por metais pesados na zona urbana de Ponta Delgada: implicações na saúde pública**. 2013. Tese de Doutorado.
- AMOUEI, Abdoliman et al. A study on the microbial quality of drinking water in rural areas of mazandaran province in north of Iran (2011). **Journal of Environmental Protection**, v. 3, n. 07, p. 605, 2012.
- APARECIDA PEREIRA PIERANGELI, Maria et al. Comportamento sortivo, individual e competitivo, de metais pesados em Latossolos com mineralogia contrastante. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, 2007.
- AROMOLO, Rita; MORETTI, Valerio; SALVATI, Luca. Exploring time-series of selected air pollution elements in Castelporziano, Rome: the impact on soil and forest ecosystem. **Rendiconti Lincei**, v. 26, n. 3, p. 499-505, 2015.
- AULA, Ilkka; BRAUNSCHWEILER, Hannu; MALIN, Ismo. The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucurui reservoir in Para, Brazil. **Science of the total environment**, v. 175, n. 2, p. 97-107, 1995.
- BASTOS, Wanderley Rodrigues et al. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Science of the Total environment**, v. 368, n. 1, p. 344-351, 2006.
- BARTKOWIAK, Agata; LEMANOWICZ, Joanna; BREZA-BORUTA, Barbara. Evaluation of the content of Zn, Cu, Ni and Pb as well as the enzymatic activity of forest soils exposed to the effect of road traffic pollution. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 30, p. 23893-23902, 2017.
- Bernardi, J.V.E.**. Distribuição Espacial das Concentrações de Mercúrio em Sólidos em Suspensão na Bacia de drenagem do Rio Madeira. In: Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 2004, Florianópolis. VIII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia, 2004. v. 1. p. 186-186
- BOTSOU, Fotini et al. Insights into the chemical partitioning of trace metals in roadside and off-road agricultural soils along two major highways in Attica's region, Greece. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 132, p. 101-110, 2016.
- Callender, E. (2005). *Heavy metals in the Environment – Historical trends*. In: Lollar, B.S.
- CALISI, A. et al. Integrated biomarker analysis in the earthworm *Lumbricus terrestris*: application to the monitoring of soil heavy metal pollution. **Chemosphere**, v. 90, n. 11, p. 2637-2644, 2013.
- CAMPOS, J. E. G. Hidrogeologia do Distrito Federal: Bases para Gestão dos Recursos Hídricos Subterrâneos. *Rev. Bras. Geol.* 34(1), p. 41-48. 2004.
- CAPITANI, Eduardo M.; PAOLIELLO, Mônica MB; ALMEIDA, Glauce R. Costa. Fontes de exposição humana ao chumbo no Brasil. **Medicina (Ribeirao Preto. Online)**, v. 42, n. 3, p. 311-318, 2009.
- CARRERO, Jose Antonio et al. Diagnosing the traffic impact on roadside soils through a multianalytical data analysis of the concentration profiles of traffic-related elements. **Science of the Total Environment**, v. 458, p. 427-434, 2013.
- CASARINI, Dorothy Carmen Pinatti et al. Relatório de estabelecimento de valores orientados para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. In: **Série Relatórios Ambientais**. CETESB, 2001.

CAVALCANTE, Eloiza GS et al. Variabilidade espacial de atributos físicos do solo sob diferentes usos e manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, p. 237-243, 2011.

CONCEIÇÃO, Joseane Nascimento da. Disponibilidade de chumbo em solos de manguezais da bacia do rio subaé, bahia, brasil. 2015.

CONAWAY, Christopher H. et al. Estimate of mercury emission from gasoline and diesel fuel consumption, San Francisco Bay area, California. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 1, p. 101-105, 2005.

CHEN, Xi et al. Mercury in urban soils with various types of land use in Beijing, China. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 1, p. 48-54, 2010.

CHRISTOFORIDIS, Achilleas; STAMATIS, Nikolaos. Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. **Geoderma**, v. 151, n. 3, p. 257-263, 2009.

CHRISTOFARO, Cristiano; LEÃO, Mônica Maria Diniz. Caracterização temporal do arsênio nos cursos d'água da bacia hidrográfica do Rio das Velhas, MG, Brasil, ao longo de uma década (1998-2007). **Revista Ambiente e Água**, v. 4, n. 3, 2009.

ÇOLAK, Merve et al. Determination and mapping of cadmium accumulation in plant leaves on the highway roadside, Turkey. **Archives of Environmental Protection**, v. 42, n. 3, p. 11-16, 2016.

DALLINGER, Reinhard; BERGER, Burkhard; BIRKEL, Stefan. Terrestrial isopods: useful biological indicators of urban metal pollution. **Oecologia**, v. 89, n. 1, p. 32-41, 1992.

DE OLIVEIRA, Regina CB; MARINS, Rozane V. Dinâmica de metais-traço em solo e ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: Revisão. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. 2, p. 88-102, 2011.

DE SOUZA FADIGAS, Francisco et al. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. **Bragantia**, v. 61, n. 2, 2002.

DECHANG, H. A. N. et al. Effects of heavy metal pollution of highway origin on soil nematode guilds in North Shenyang, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, n. 2, p. 193-198, 2009.

DIAS, Nivea MP et al. Isotermas de adsorção de cádmio em solos ácidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 229-234, 2001.

DUARTE, ROGÉRIA P. SAEZ; PASQUAL, ANTENOR. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Energia na agricultura**, v. 15, n. 1, p. 46-58, 2000.

DUONG, Trang TT; LEE, Byeong-Kyu. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 554-562, 2011.

EARON, Robert; OLOFSSON, Bo; RENMAN, Gunno. Initial effects of a new highway section on soil and groundwater. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, n. 8, p. 5413-5432, 2012.

ECKLEY, Chris S.; BRANFIREUN, Brian. Simulated rain events on an urban roadway to understand the dynamics of mercury mobilization in stormwater runoff. **Water research**, v. 43, n. 15, p. 3635-3646, 2009.

EKPERUSI, O. A.; AIGBODION, F. I. Bioremediation of petroleum hydrocarbons from crude oil-contaminated soil with the earthworm: *Hyperiodrilus africanus*. **3 Biotech**, v. 5, n. 6, p. 957-965, 2015.

FADIGAS, Francisco de S. et al. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 699-705, 2006.

F.O.(Org.). **Águas Emendadas. Brasília: secretariado de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente**. Seduma, 2008.

FONSECA, Fernando Oliveira; FONSECA, P. C. M.; OLIVEIRA, MMG de. Águas emendadas. **Brasília, Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente**, v. 542, 2008.

FREITAS, F.H.S.; CAMPOS, J.G.E. Inventário Hidrológico dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal. **Relatório Técnico de Hidrogeologia do Distrito Federal**. IEMA, Universidade de Brasília, Brasília, 1998.

GOMES SILVA CAVALCANTE, Eloiza et al. Variabilidade espacial de atributos químicos do solo sob diferentes usos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, 2007.

GUNEY, Mert; ONAY, Turgut T.; COPTY, Nadim K. Impact of overland traffic on heavy metal levels in highway dust and soils of Istanbul, Turkey. **Environmental monitoring and assessment**, v. 164, n. 1-4, p. 101-110, 2010.

HOROWITZ, F.C.; JESUS, F.. Estação ecológica de águas emendadas. In: FONSECA, HUCKABEE, J. W. et al. Distribution of mercury in vegetation at Almaden, Spain. **Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological**, v. 30, n. 3, p. 211-224, 1983.

JORIS, Helio Antonio Wood et al. Adsorção de metais pesados após calagem superficial em um Latossolo Vermelho sob sistema de plantio direto. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 1, p. 1-10, 2011.

JULLIEN, Agnès; FRANÇOIS, Denis. Soil indicators used in road environmental impact assessments. **Resources, conservation and recycling**, v. 48, n. 2, p. 101-124, 2006.

KARIM, Zahida et al. Heavy metal content in urban soils as an indicator of anthropogenic and natural influences on landscape of Karachi—a multivariate spatio-temporal analysis. **Ecological indicators**, v. 42, p. 20-31, 2014.

KHAN, M. Nasiruddin et al. Assessment of heavy metal toxicants in the roadside soil along the N-5, National Highway, Pakistan. **Environmental monitoring and assessment**, v. 182, n. 1-4, p. 587-595, 2011.

KLUGE, Björn; WESSOLEK, Gerd. Heavy metal pattern and solute concentration in soils along the oldest highway of the world—the AVUS Autobahn. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 11, p. 6469-6481, 2012.

LACERDA, L. D. Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro. **Química Nova**, v. 20, n. 2, p. 196-199, 1997.

LADISLAS, Séverine et al. Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 85-91, 2015.

LAXEN, D. P. H.; HARRISON, R. M. The highway as a source of water pollution: an appraisal with the heavy metal lead. **Water Research**, v. 11, n. 1, p. 1-11, 1977.

LEGRET, M.; PAGOTTO, C. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. **Science of the Total Environment**, v. 235, n. 1, p. 143-150, 1999.

LIU, Enfeng et al. Pollution and health risk of potentially toxic metals in urban road dust in Nanjing, a mega-city of China. **Science of the Total Environment**, v. 476, p. 522-531, 2014.

LOURENÇO, Roberto Wagner; LANDIM, Paulo Milton Barbosa. Mapeamento de áreas de risco à saúde pública por meio de métodos geoestatísticos. **Cadernos de Saúde Pública**, p. 150-160, 2005.

Loures: *Hidrosfera e Pedosfera*. Dissertação para a obtenção do grau de Doutor em MEENA, G. S. SOIL POLLUTION: CAUSES AND EFFECTS. **International Journal of Pharmacology and Biological Sciences**, v. 10, n. 1, p. 15, 2016.

MÜNCH, D. Concentration profiles of arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, zinc, vanadium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in forest soil beside an urban road. **Science of the Total Environment**, v. 138, n. 1-3, p. 47-55, 1993.

MOUSAVI, Javad; PARVINI, Mehdi. A sensitivity analysis of parameters affecting the hydrogen release and dispersion using ANOVA method. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 41, n. 9, p. 5188-5201, 2016.

MÜLLEROVÁ, Jana; VÍTKOVÁ, Michaela; VÍTEK, Ondřej. The impacts of road and walking trails upon adjacent vegetation: effects of road building materials on species composition in a nutrient poor environment. **Science of the total environment**, v. 409, n. 19, p. 3839-3849, 2011.

NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. Metal pollution of soils and vegetation in an area with petrochemical industry. **Science of the total environment**, v. 321, n. 1, p. 59-69, 2004.

NANDAGOPAL, K.; KAILASANATHAN, C. Analysis of mechanical properties and optimization of gas tungsten Arc welding (GTAW) parameters on dissimilar metal titanium (6Al 4V) and aluminium 7075 by Taguchi and ANOVA techniques. **Journal of Alloys and Compounds**, v. 682, p. 503-516, 2016.

NAZZAL, Y.; GHREFAT, Habes; ROSEN, Marc A. Application of multivariate geostatistics in the investigation of heavy metal contamination of roadside dusts from selected highways of the Greater Toronto Area, Canada. **Environmental earth sciences**, v. 71, n. 3, p. 1409-1419, 2014.

NIU, Zhenchuan et al. Mercury in leaf litter in typical suburban and urban broadleaf forests in China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 12, p. 2042-2048, 2011.

OLIVEIRA, Fernando Jorge Santos; JUCÁ, José Fernando Thomé. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Eng. sanit. ambient**, v. 9, n. 3, p. 211-217, 2004.

OLIVEIRA, Ronaldo C. et al. Fish consumption by traditional subsistence villagers of the Rio Madeira (Amazon): impact on hair mercury. **Annals of human biology**, v. 37, n. 5, p. 629-642, 2010.

PADOAN, Elio et al. An empirical model to predict road dust emissions based on pavement and traffic characteristics. **Environmental Pollution**, 2017.

PASSOS, Carlos JS; MERGLER, Donna. Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 24, p. s503-s520, 2008.

PENG, Chi et al. Assessing the combined risks of PAHs and metals in urban soils by urbanization indicators. **Environmental pollution**, v. 178, p. 426-432, 2013.

PEREIRA, Edisio et al. The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Guanabara Bay sediments: Rio de Janeiro/Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 79, n. 4, p. 739-750, 2007.

PIERANGELI, Maria Aparecida Pereira et al. Comportamento sortivo, individual e competitivo, de metais pesados em Latossolos com mineralogia contrastante. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 819-826, 2007.

QIAN, Jianping et al. Mercury pollution in the atmosphere-soil-biology ecosystem along the trunk road in Guilin. **Chinese Journal of Geochemistry**, v. 25, p. 240-240, 2006.

QIAO, Xue et al. Demonstrating urban pollution using toxic metals of road dust and roadside soil in Chengdu, southwestern China. **Stochastic environmental research and risk assessment**, v. 28, n. 4, p. 911-919, 2014.

STEINNES, E. et al. Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport. **Science of the Total Environment**, v. 205, n. 2-3, p. 255-266, 1997.

SEDA, Martin et al. Contamination of soils with Cu, Na and Hg due to the highway and railway transport. **Eurasian Journal of Soil Science**, v. 6, n. 1, p. 59, 2017.

SAMECKA-CYMERMAN, A. et al. Self-organizing feature map (neural networks) as a tool to select the best indicator of road traffic pollution (soil, leaves or bark of *Robinia pseudoacacia* L.). **Environmental Pollution**, v. 157, n. 7, p. 2061-2065, 2009.

SEZGIN, Naim et al. Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. **Environment international**, v. 29, n. 7, p. 979-985, 2004.

SILVA, M. C. R. O aquífero aluvionar da Várzea de Loures The Várzea de Loures alluvial aquifer.

ŠKRBIĆ, Biljana; MILOVAC, Snežana; MATAVULJ, Milan. Multielement profiles of soil, road dust, tree bark and wood-rotten fungi collected at various distances from high-frequency road in urban area. **Ecological indicators**, v. 13, n. 1, p. 168-177, 2012.

SOLTANI, Naghmeh et al. Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. **Science of the Total Environment**, v. 505, p. 712-723, 2015.

STASZEWSKI, Tomasz et al. Soil and plants contamination with selected heavy metals in the area of a railway junction/Zanieczyszczenie gleby i roślin wybranymi metalami ciężkimi na terenie węzła kolejowego. **Archives of Environmental Protection**, v. 41, n. 1, p. 35-42, 2015.

TANG, Zhenwu et al. Contamination and health risks of heavy metals in street dust from a coal-mining city in eastern China. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 138, p. 83-91, 2017.

TRIBOIT, Frédéric et al. Heavy metal lability in porewater of highway detention pond sediments in South-Eastern France in relation to submerged vegetation. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 209, n. 1-4, p. 229-240, 2010.

TRUJILLO-GONZÁLEZ, Juan Manuel et al. Heavy metal accumulation related to population density in road dust samples taken from urban sites under different land uses. **Science of the Total Environment**, v. 553, p. 636-642, 2016.

TURER, Dilek G.; MAYNARD, Barry J. Heavy metal contamination in highway soils. Comparison of Corpus Christi, Texas and Cincinnati, Ohio shows organic matter is key to mobility. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 4, n. 4, p. 235-245, 2003.

TURER, Dilek; MAYNARD, J. Barry; SANSALONE, J. John. Heavy metal contamination in soils of urban highways comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 132, n. 3, p. 293-314, 2001.

VALTANEN, Marjo; SILLANPÄÄ, Nora; SETÄLÄ, Heikki. Key factors affecting urban runoff pollution under cold climatic conditions. **Journal of Hydrology**, v. 529, p. 1578-1589, 2015.

Vanz, Argeu, Nicolai Mirlean, and Paulo Baisch. "Avaliação de poluição do ar por chumbo particulado: uma abordagem geoquímica." *Química nova* 26.1 (2003): 25-29.

- VIARD, Bénédicte et al. Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. **Chemosphere**, v. 55, n. 10, p. 1349-1359, 2004.
- VAN BOHEMEN, H. D.; VAN DE LAAK, WH Janssen. The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality. **Environmental management**, v. 31, n. 1, p. 0050-0068, 2003.
- WANG, Guanxing et al. Traffic-related trace elements in soils along six highway segments on the Tibetan Plateau: Influence factors and spatial variation. **Science of the Total Environment**, v. 581, p. 811-821, 2017.
- WEI, Binggan; YANG, Linsheng. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. **Microchemical Journal**, v. 94, n. 2, p. 99-107, 2010.
- WEISSMANNOVÁ, Helena Doležalová; PAVLOVSKÝ, Jiří. Indices of soil contamination by heavy metals—methodology of calculation for pollution assessment (minireview). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 12, p. 616, 2017.
- WEI, Xin et al. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 112, p. 186-192, 2015.
- WERKENTHIN, Moritz; KLUGE, Björn; WESSOLEK, Gerd. Metals in European roadside soils and soil solution—a review. **Environmental Pollution**, v. 189, p. 98-110, 2014.
- WON, Jong Hyun; PARK, Jae Young; LEE, Tai Gyu. Mercury emissions from automobiles using gasoline, diesel, and LPG. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 35, p. 7547-7552, 2007.
- YOUSEF, Y. A. et al. Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff. **Science of the total environment**, v. 93, p. 433-440, 1990.

