Mercúrio nos sedimentos aquáticos e sua distribuição espacial em solos superficiais no bioma Cerrado: estudo de caso no Distrito Federal, Brasil

A emissão de mercúrio (Hg) por atividades antrópicas tornou-se um processo capaz de modificar o seu ciclo biogeoquímico natural. Os sedimentos são o principal compartimento para a metilação do Hg nos ecossistemas aquáticos, enquanto os solos superficiais são os maiores reservatórios de Hg nos ambientes terrestres. O objetivo deste estudo foi caracterizar as concentrações médias de mercúrio total (HgT) nos sedimentos dos córregos da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), em conjunto com a distribuição espacial do Hg nos solos superficiais da reserva, analisada a partir de dados secundários. Dados de sensoriamento remoto foram empregados para avaliar a influência da paisagem local nas concentrações médias de HgT. A concentração de mercúrio total (HgT) no sedimento variou de 16,12 a 96,80 ng.g⁻¹, com média de 41,46 ± 28,01 ng.g⁻¹. A avaliação do uso e cobertura do solo demonstrou que as áreas antrópicas são predominantes no entorno da ESECAE. A combinação entre o modelo digital de elevação e os autovetores indicou a orientação do HgT nos solos superficiais em direção às menores altitudes, favorecendo o acúmulo nos córregos. A tendência da distribuição decrescente do HgT de fora para o centro da ESECAE e as maiores concentrações nos córregos marginais às rodovias indicam a influência das atividades humanas desenvolvidas no entorno da área de estudo. Portanto, a combinação das análises espaciais foi eficaz para a determinação da distribuição de mercúrio nos solos superficiais e definição de locais mais vulneráveis à poluição.

Palavras-chave: Ecossistemas aquáticos; Uso e cobertura do solo; Transporte de mercúrio.

Mercury in aquatic sediments and its spatial distribution in surface soils in the Cerrado biome: a case study in the Federal District, Brazil

The emission of mercury (Hg) by anthropogenic activities has become a process capable of modifying its natural biogeochemical cycle. Sediments are the main compartment for Hg methylation in aquatic ecosystems, while surface soils are the major reservoirs of Hg in terrestrial environments. The objective of this study was to characterize the average concentrations of total mercury (THg) in stream sediments of the Águas Emendadas Ecological Station (ESECAE), in conjunction with the spatial distribution of Hg in surface soils of the reserve, analyzed from secondary data. Remote sensing data were employed to assess the influence of the local landscape on average THg concentrations. The concentration of total mercury (THg) in sediment ranged from 16.12 to 96.80 ng.g⁻¹, with a mean of 41.46 ± 28.01 ng.g⁻¹. The evaluation of land use and land cover showed that anthropic areas are predominant in the surroundings of the ESECAE. The combination between the digital elevation model and eigenvectors indicated the orientation of HgT in surface soils towards the lower altitudes, favoring the accumulation in streams. The trend of decreasing distribution of THg from outside to the center of the ESECAE and the higher concentrations in streams marginal to roads indicate the influence of human activities developed in the surroundings of the study area. Therefore, the combination of spatial analyses was effective for determining the distribution of mercury in surface soils and defining sites more vulnerable to pollution.

Keywords: Aquatic ecosystems; Land use and land cover; Mercury transport.

Topic: **Desenvolvimento, Sustentabilidade e Meio Ambiente**

Received: **06/06/2021**

Approved: **28/06/2021**

Reviewed anonymously in the process of blind peer.

Lucas Cabrera Monteiro
Universidade de Brasília, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/7058754096209033>
<http://orcid.org/0000-0003-3037-310X>
lcabreramonteiro@gmail.com

Iara Oliveira Fernandes
Universidade de Brasília, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/8048813920663455>
<http://orcid.org/0000-0002-0487-2186>
iara158@gmail.com

Emily Sabrine Figueiredo Maciel
Universidade de Brasília, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/7907007158831053>
<http://orcid.org/0000-0002-0242-315X>
emilys.unb@gmail.com

Ygor Oliveira Sarmiento Rodrigues
Universidade de Brasília, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/8951628757796413>
<http://orcid.org/0000-0002-9254-1589>
dunn.not@gmail.com

João Pedro Rodrigues de Souza
Universidade de Brasília, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/7433027510504708>
<http://orcid.org/0000-0003-2403-3037>
joaoprsouzaunb@gmail.com

Sandy Flora Barbosa Oliveira
Universidade de Brasília, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/6097299042267900>
<http://orcid.org/0000-0002-4409-5908>
sandyfbo@gmail.com

José Vicente Elias Bernardi
Universidade de Brasília, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/7324869293866597>
<http://orcid.org/0000-0002-5597-2806>
bernardi@unb.br

DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2021.006.0038

Referencing this:

MONTEIRO, L. C.; FERNANDES, I. O.; MACIEL, E. S. F.; RODRIGUES, Y. O. S.; OLIVEIRA, S. F. B.; BERNARDI, J. V. E.. Mercúrio nos sedimentos aquáticos e sua distribuição espacial em solos superficiais no bioma Cerrado: estudo de caso no Distrito Federal, Brasil. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.6, p.461-471, 2021. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.006.0038>

INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é um metal tóxico que a depender da sua forma química e concentração, pode ocasionar danos aos organismos e à saúde humana (UNEP, 2019). Este elemento é distribuído naturalmente na crosta terrestre, entretanto, a emissão de Hg por atividades antrópicas tornou-se um processo capaz de modificar seu ciclo biogeoquímico global (OUTRIDGE et al., 2018). O mercúrio elementar (Hg^0) presente na atmosfera pode ser rapidamente convertido em Hg^{2+} e removido desta, ou propagado por longas distâncias até ser depositado em ambientes superficiais (OBRIST et al., 2018; ZHANG et al., 2019; LYMAN et al., 2020).

Os solos atuam como os principais receptores da deposição atmosférica e, como consequência, são os maiores reservatórios de mercúrio em ambientes terrestres (BISHOP et al., 2020). O Hg tende a ser sequestrado pelos solos superficiais, devido à sua afinidade por superfícies minerais (e.g. argila) e forte ligação à matéria orgânica (O'CONNOR et al., 2019). No entanto, a conversão da cobertura natural pelas atividades humanas implica em maiores taxas de evasão de Hg^0 do solo para a atmosfera, e na mobilização do Hg ligado às partículas do solo (MISERENDINO et al., 2017; MA et al., 2018; DENKENBERGER et al., 2020).

Uma vez depositados em ecossistemas aquáticos, materiais particulados ricos em Hg^{2+} são agregados aos sedimentos e/ou dissolvidos na coluna d'água, disponibilizando-o para o processo de metilação (DÍEZ et al., 2016; HSU-KIM et al., 2018); um processo realizado principalmente por bactérias sulfato-redutoras, convertendo o Hg na sua forma mais biodisponível, sendo assim, a principal força que controla a bioacumulação e biomagnificação de mercúrio nas cadeias alimentares aquáticas (BIGHAM et al., 2016; VIEIRA et al., 2018; FERRIZ et al., 2021). Desse modo, a análise direta do Hg nos sedimentos é um indicador confiável de poluição por mercúrio em ambientes aquáticos continentais (PORTELA et al., 2020).

Nesse sentido, a identificação de fontes, controle e monitoramento do mercúrio nos solos e sedimentos, vêm sendo investigados por diversos autores (BIRKETT et al., 2002; WANG et al., 2015; ARAÚJO et al., 2021; BALLABIO et al., 2021). O progresso tecnológico possibilitou o uso de métodos integrados de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas para analisar o comportamento do Hg em conjunto com diversas características ambientais, como a topografia e o uso e cobertura dos solos (KOCMAN et al., 2011; SCHMID et al., 2013; DAI et al., 2013; BHARDWAJ et al., 2020). Aliado a estas ferramentas, métodos geoestatísticos podem ser utilizados para descrever fontes e pontos críticos de poluição por mercúrio a partir da interpolação de dados (JIANG et al., 2020; SAHAKYAN et al., 2020; WU et al., 2020).

O Cerrado é um importante bioma brasileiro, onde a urbanização desordenada e a consolidação de grandes áreas agrícolas intensificaram a fragmentação de áreas naturais, erosão dos solos e a pressão sobre os recursos hídricos (CARVALHO JUNIOR et al., 2010; GRECCHI et al., 2014; LATRUBESSE et al., 2019). Considerando os possíveis impactos da conversão do uso e cobertura do solo para o ciclo do mercúrio, e a escassez de pesquisas sobre Hg no Cerrado, nosso estudo teve como objetivo: (i) determinar as concentrações de mercúrio total (HgT) nos sedimentos dos cursos d'água da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE); (ii) verificar o uso e cobertura do solo no entorno da ESECAE; e (iii) analisar, a partir de dados secundários de Hg, e ferramentas de sensoriamento remoto e geoestatística, a orientação espacial do

mercúrio nos solos superficiais, visando identificar possíveis influências antrópicas e áreas mais vulneráveis à poluição.

METODOLOGIA

Área de estudo

A Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) está localizada na Região Administrativa de Planaltina, no Distrito Federal. Sua área de aproximadamente 10.500 hectares é dividida entre o polígono situado entre as rodovias DF-128, DF-205, DF-345 e BR-020 (foco do nosso estudo), e a Lagoa Bonita (15°31' a 15°36'S e 47°31' a 47°42'O). Os climas da ESECAE são caracterizados pela sazonalidade bem definida entre os invernos secos e verões chuvosos, classificados como Cwa, Cwb e Aw de acordo com a classificação de Köppen (CASTRO et al., 2020).

Ocorrem na ESECAE unidades geológicas Psamo-pelito carbonatada, Metarritimito Argiloso, Metarritimito Arenoso e Quartizito Médio, do Grupo Paranoá; e raras exposições de unidades do Grupo Canastra (MORAES et al., 2008). Em relação aos solos, predominam os Latossolos, com ocorrência em menor escala de Gleissolos, Neossolos e Cambissolos (LACERDA, 2008). A extensa região da Vereda Grande dá origem aos córregos que drenam na Estação. O córrego Vereda Grande drena em direção ao norte, para a bacia do rio Maranhão; enquanto os córregos Brejinho, Monteiro e Fumal drenam para a bacia do rio São Bartolomeu (LIMA et al., 2008).

Coleta e processamento de amostras

Análises exploratórias através do Google Earth Pro e visitas técnicas foram realizadas com o objetivo de identificar os cursos d'água perenes. Foram identificados quatro córregos (Fumal, Brejinho, Monteiro e Vereda Grande), e determinados dois pontos de coleta em cada um: um à montante, e outro à jusante; com distância mínima de 300 m entre eles, visando garantir a independência das amostras (n = 8) (Figura 1).

Figura 1: Localização das unidades amostrais.

As coletas foram realizadas em novembro de 2019, no início do período chuvoso. Todos os pontos foram georreferenciados com um GPS Garmin 60CSx (Schaffhausen, Suíça), baseado no sistema de coordenadas geográficas *World Geodetic System 1984* (WGS 1984). As amostras de sedimento foram coletadas em profundidade aproximada de 5 cm, com auxílio de uma draga de Eckman-Birge, acondicionadas

em sacos plásticos e resfriadas. Em laboratório, as amostras foram secas em estufa a 50°C até peso constante, desagregadas, peneiradas até <63 µm e armazenadas em tubos Eppendorf até a análise química. Os dados de HgT nos solos superficiais foram obtidos em estudos anteriores, que integram o banco de dados do Laboratório de Geoestatística e Geodésia (FUP/UnB) (MACIEL, 2018; SOUZA, 2019).

Determinação de mercúrio total

A determinação quantitativa de HgT foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica com correção de Zeeman, pelo equipamento portátil Lumex RA-915M acoplado a uma câmara de pirólise (Pyro-915+) (SHOLUPOV et al., 2004). A curva analítica foi feita com alíquotas de 1,00 µL de soluções de 1, 5, 10, 20 ppm, diluídas com água Nanopure a partir de solução padrão de mercúrio para absorção atômica 1.000 µg.mL⁻¹ em HNO₃ 10%, de modo que a massa de mercúrio em cada alíquota (5, 25, 50 e 100 ng) foi utilizada como variável independente na regressão linear, com R² = 0,999. Todas as leituras, executadas em triplicata, estavam acima dos limites de quantificação e detecção estabelecidos pela curva de calibração (1,29 e 0,39 ng, respectivamente). A validação do método analítico foi determinada pela quantificação de HgT nos materiais de referência certificados NIST 1515 (*Apple leaves*) e NIST 2709a (*San Joaquin soil*), com valores de recuperação de 102% e 122% do valor certificado, respectivamente.

Análise estatística

Os dados de HgT nos sedimentos foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk, apresentando distribuição normal. Realizamos uma análise de variância (ANOVA) para verificar se as concentrações de HgT são diferentes entre os córregos. O teste de Levene foi empregado para verificar a homocedasticidade dos dados e a distribuição dos resíduos foi obtida pelo teste de Shapiro-Wilk. Ambas as premissas foram atendidas. Então, foi aplicado o teste *post hoc* de Tukey (HSD) para avaliar qual córrego apresentou diferenças significativas nos teores de Hg. O nível de significância adotado para todas as análises foi $p < 0,05$, e as análises foram realizadas no *software* R versão 4.0.4 (R Core Team, Viena, Áustria).

Uso e cobertura do solo

A caracterização do uso e cobertura do solo foi realizada baseada nos dados raster disponibilizados pela Coleção 5 do Projeto MapBiomas, com resolução de 30 m e acurácia geral de 81,6% (MAPBIOMAS, 2019). Foram definidos *buffers* de 3, 5 e 10 km a partir dos limites da ESECAE, com o propósito de verificar a influência humana em diferentes distâncias. Para calcular a área de cada classe, a poligonal da ESECAE foi subtraída, considerando apenas a região do entorno. O recorte dos *buffers* e o cálculo da área de cada classe foram feitos no *software* Esri ArcMap 10.8 (Redlands, California, EUA).

As classes de uso e cobertura foram divididas em antrópicas e naturais. Foram consideradas áreas antrópicas: pastagem, agricultura, floresta plantada, infraestrutura urbana e mineração. Formações florestais, campestres e savânicas, e os corpos d'água, foram considerados áreas naturais. Devido à dificuldade de classificação, áreas não vegetadas que não se enquadram em nenhuma destas classes não

foram consideradas no cálculo da área. Essas áreas não vegetadas representaram menos de 0,5% da área total nos três tratamentos.

Análise espacial

Para analisar a distribuição espacial de Hg nos solos superficiais, foram realizados um mapa de autovetores e um modelo digital de elevação, no *software* Surfer 8 (Golden Software, Golden, Colorado, EUA). Os *grids* que serviram como base para o mapa vetorial, bem como para refinar a precisão do modelo digital de elevação, foram gerados através da função *kriging point*, pelo método da krigagem ordinária. O mapa vetorial foi empregado para representar a magnitude e a direção das concentrações de HgT nos solos superficiais da ESECAE. O tamanho dos autovetores é proporcional às concentrações de HgT, e a direção dos vetores indica a orientação das concentrações.

O modelo digital de elevação foi obtido através de imagens raster do radar *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)*, com resolução vertical de 90 m, corrigidas e disponibilizadas pela Embrapa (MIRANDA, 2005). Os teores de Hg nos sedimentos foram representados por um mapa de pontos, cujo tamanho dos pontos é proporcional às concentrações de mercúrio.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As concentrações de HgT nos sedimentos variaram de 16,12 a 96,81 ng.g⁻¹, com média (média ± desvio padrão) de 41,46 ± 28,01 ng.g⁻¹. Os resultados da ANOVA indicam uma diferença significativa na concentração de HgT nos sedimentos entre os córregos ($F_{3,4} = 12,42$; gl = 3; p = 0,017). O teste *post hoc* de Tukey demonstrou que o córrego Fumal foi diferente dos córregos Brejinho (p = 0,017), Monteiro (p = 0,046) e Vereda Grande (p = 0,028), com maiores concentrações médias de Hg. Os demais cursos d'água não apresentaram diferenças significativas entre si (p > 0,05).

A concentração média determinada em nosso estudo foi ligeiramente mais elevada do que a relatada por Portela et al. (2020) no Distrito Federal, e similar às determinadas em outras regiões do Brasil (CASTRO et al., 2016; REMOR et al., 2018; PESTANA et al., 2019). Em comparação com a resolução CONAMA nº 454/2012, a concentração média de HgT nos sedimentos dos córregos da ESECAE foi aproximadamente quatro vezes menor que limite estabelecido para águas de nível 1, representando baixa probabilidade de causar efeitos adversos à biota (BRASIL, 2012).

Em relação ao uso e cobertura do solo, predominam no entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas as áreas antrópicas (Figura 2). No *buffer* de 3 km, as áreas antrópicas somaram 80,3% da área total, sendo 38,4% agricultura, 31,9% pastagem, e 8,8% de infraestrutura urbana. No *buffer* de 5 km, a área antropizada representou 67,6% do total, com destaque também para as atividades agropecuárias (30,5% de agricultura e 28,3% de pastagens). O *buffer* de 10 km foi o que apresentou a menor porcentagem de áreas antrópicas (57,1%). Os locais com florestas plantadas e mineração foram insignificantes em todos os tratamentos, com valores máximos de 1,1% e 0,05%, respectivamente.

Figura 2: Caracterização do uso e cobertura do solo no entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas. **Fonte:** MapBiomas (2019).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei nº 9.985/2000) define que as unidades de conservação devem possuir uma zona de amortecimento, que são áreas no entorno das unidades de conservação onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, visando minimizar impactos negativos sobre a unidade (BRASIL, 2000). No entanto, dificilmente isso é observado na prática. Os resultados da análise de uso e cobertura do solo da ESECAE demonstram a pressão das atividades humanas sobre a nossa área de estudo, sendo que a agropecuária é a principal atividade desenvolvida na região.

A combinação entre o modelo digital de elevação e o mapa de autovetores indicou duas tendências: (i) concentrações decrescentes de HgT do entorno para o interior da Estação; e (ii) orientação do Hg em direção às regiões com menores altitudes (Figura 3).

Figura 3: Concentrações de mercúrio nos sedimentos e sua distribuição espacial nos solos superficiais. **Fonte:** Embrapa (MIRANDA, 2005).

A distribuição das concentrações de Hg de fora para o interior da ESECAE, de forma decrescente, aponta para a influência antrópica. O maior percentual de áreas sob influência humana determinadas no raio de 3 km da Estação pode influenciar diretamente a distribuição do Hg. A conversão da cobertura natural por monoculturas e pastagens, que são as atividades predominantes no entorno da unidade de conservação, foi identificada em outras regiões como uma importante fonte de Hg. A remoção da vegetação nativa aumenta a emissão atmosférica e a deposição local, bem como o transporte de Hg pela erosão dos solos (LACERDA et

al., 2012; DAI et al., 2013; GAMBY et al., 2015; ZHANG et al., 2016), que pode implicar na poluição dos corpos d'água (MISERENDINO et al., 2017; ZHAO et al., 2021). Além disso, Costa et al. (2007) constataram que quase metade das propriedades rurais no entorno da ESECAE utilizam o fogo na limpeza do terreno para o plantio e renovação das pastagens. Esta prática, amplamente utilizada no Brasil, é responsável por altas taxas de reemissão do mercúrio, antes estocado nos solos e na biomassa, para a atmosfera (CARPI et al., 2014; MELENDEZ-PEREZ et al., 2014).

As rodovias e o tráfego de veículos movidos à gasolina e diesel também já foram identificados como potenciais fontes de mercúrio. O Hg pode ser liberado pela combustão dos combustíveis fósseis (WON et al., 2007; YAYLALI-ABANUZ, 2019), e pela abrasão dos componentes veiculares e da superfície pavimentada (WINTHER et al., 2010). Uma vez mobilizado para a superfície, o Hg é adsorvido aos materiais particulados e transportado para áreas adjacentes (PANT et al., 2013). Além disso, a deposição úmida de Hg é intensificada em locais com tráfego intenso (FANG et al., 2020). Isto pode explicar as maiores concentrações nos sedimentos do córrego Fumal, situado na porção sudoeste da ESECAE. Esta região está sob influência das rodovias BR-020 e DF-128, que conectam a Região Administrativa de Planaltina ao Plano Piloto e ao município de Planaltina de Goiás, respectivamente, com tráfego intenso e constante de carros e caminhões. Os córregos Brejinho e Monteiro também se localizam nesta porção da reserva, no entanto, são relativamente distantes das rodovias, e acompanhados por densas formações florestais, que são responsáveis pelo sequestro de grandes quantidades de mercúrio (LUO et al., 2016; WOHLGEMUTH et al., 2020). O ponto à jusante do córrego Fumal, por sua vez, é diretamente exposto à rodovia, sem qualquer barreira física. Desse modo, podemos sugerir que as atividades antrópicas, sobretudo rodovias e atividades agropecuárias, são os principais fatores que contribuem com o aporte de Hg na ESECAE.

Em relação ao relevo, a deposição atmosférica pode contribuir para o aporte de Hg em regiões mais elevadas. Nossa área de estudo se situa em uma região com características geomorfológicas muito particulares, no interflúvio entre três bacias hidrográficas do Distrito Federal: Rio Piripipau, Alto Rio Maranhão e Alto Rio São Bartolomeu; com altitudes variando de 935 a 1.195 m (NASCIMENTO, 2008). Miller et al. (2005) e Blackwell et al. (2015) observaram que a deposição de Hg, sobretudo a deposição úmida, é mais intensa em locais acima de 1.000 m, podendo ser responsável por até metade da deposição atmosférica total nessas áreas. Este aumento da deposição local influencia positivamente as concentrações de HgT nos solos, que demonstraram ser mais elevadas em regiões com maior altitude (GUNDA et al., 2013; TOWNSEND et al., 2013; BLACKWELL et al., 2015; GERSON et al., 2017). Em contraste, alguns estudos encontraram uma relação inversa entre a elevação do terreno e os teores de mercúrio nos solos (SUN et al., 2017; TRIPATHEE et al., 2018). No entanto, estes estudos foram conduzidos em regiões montanhosas com altitudes muito elevadas, entre 2.500 e 4.500 m, onde o transporte e a deposição antropogênica de Hg são limitados (TRIPATHEE et al., 2018).

Somado a isso, a precipitação e o subsequente escoamento superficial podem influenciar a orientação do mercúrio em direção às regiões mais baixas, favorecendo o acúmulo nos córregos (NING et al., 2021). Estudos em campo e em laboratório concluíram que o Hg depositado na superfície terrestre é

acumulado em períodos secos, e mobilizado através do escoamento superficial durante eventos de precipitação (ECKLEY et al., 2008; ZHENG et al., 2016). Nesse sentido, o padrão sazonal de precipitação bem demarcado do bioma Cerrado pode favorecer o acúmulo de mercúrio durante a estação seca e, como consequência, a lixiviação dos solos e o carreamento de materiais particulados para os cursos d'água durante a estação chuvosa.

CONCLUSÕES

O presente estudo proporcionou informações iniciais sobre as concentrações de Hg nos ecossistemas aquáticos da ESECAE. Estes dados são importantes para estabelecer valores de referência e para compreensão da distribuição de Hg no bioma Cerrado. Apesar de as concentrações de Hg nos sedimentos serem consideradas seguras pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente, a área de estudo vem sofrendo um processo de insularização devido à intensificação das atividades humanas em sua zona de amortecimento.

A combinação das análises espaciais foi eficaz para determinação da distribuição de Hg nos solos superficiais e definição de locais mais vulneráveis à poluição. Os autovetores indicaram a entrada do poluente na Estação, o que foi confirmado pelas maiores concentrações de HgT em pontos marginais às rodovias. Desse modo, a metodologia empregada pode ser aplicada em outros locais, voltada para a gestão ambiental e controle de poluição.

Embora o Hg tenha demonstrado uma tendência espacial em função do relevo, corroborada pelos dados disponíveis na literatura em altitudes similares, nossa compreensão sobre este fenômeno ainda é limitada. Os estudos que avaliaram as concentrações de mercúrio em diferentes gradientes de relevo foram conduzidos em regiões de clima temperado. Estas regiões têm características climáticas e meteorológicas completamente diferentes do bioma Cerrado, logo, os resultados não podem ser extrapolados para a nossa região. Portanto, baseado nas nossas evidências, recomenda-se a realização de estudos específicos para a avaliação do comportamento do Hg em função da topografia no Cerrado.

AGRADECIMENTOS: Agradecemos ao Professor Dr. Jurandir R. de Souza, do Laboratório de Química Analítica e Ambiental (IQ/UnB), por disponibilizar o laboratório para as análises químicas. Também agradecemos aos colegas do Laboratório de Geoestatística e Geodésia (FUP/UnB) Juruna de Paula Sousa, Bruno Leandro Oliveira Maciel e João Victor Villela de Souza pelos dados de solos superficiais.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, P. R. M.; BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, F. B. V.; SILVA, W. R.; SILVA, F. L.; FERREIRA, D. K. D.. Assessing the spatial distribution and ecologic and human health risks in mangrove soils polluted by Hg in northeastern Brazil. *Chemosphere*, v.266, p.129019, 2021. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129019>

BALLABIO, C.; JISKRA, M.; OSTERWALDER, S.; BORRELLI, P.; MONTANARELLA, L.; PANAGOS, P.. A spatial assessment of mercury content in the European Union topsoil. *Science of the Total Environment*, v.769, p.144755, 2021. DOI:

<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144755>

BHARDWAJ, S.; SONI, R.; GUPTA, S. K.; SHUKLA, D. P.. Mercury, arsenic, lead and cadmium in waters of the Singrauli coal mining and power plants industrial zone, Central East India. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.192, n.4, 2020. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10661-020-8225-2>

BIGHAM, G. N.; MURRAY, K. J.; MASUE-SLOWEY, Y.; HENRY, E. A.. Biogeochemical controls on methylmercury in soils and

sediments: Implications for site management. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v.13, n.2, p.249-263, 2017. DOI: <http://doi.org/10.1002/ieam.1822>

BIRKETT, J. W.; NORENG, J. M. K.; LESTER, J. N.; BIRKETT, J. W.; NORENG, J. M. K.; LESTER, J. N.. Spatial distribution of mercury in the sediments and riparian environment of the River Yare, Norfolk, UK. **Environmental Pollution**, v.116, n.1, p.65-75, 2002. DOI: [http://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00121-X](http://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00121-X)

BISHOP, K.; SHANLEY, B. B.; RICASSI, A.; WIT, H. A.; EKLÖF, K.; MENG, B.; MITCHELL, C.; OSTERWALDER, S.; SCHUSTER, P. F.; WEBSTER, J.; ZHU, W.. Recent advances in understanding and measurement of mercury in the environment: Terrestrial Hg cycling. **Science of the Total Environment**, v.721, 2020. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137647>

BLACKWELL, B. D.; DRISCOLL, C. T.. Deposition of mercury in forests along a montane elevation gradient. **Environmental Science and Technology**, v.49, n.9, p.5363-5370, 2015. DOI: <http://doi.org/10.1021/es505928w>

BRASIL. **Lei n.9.985 de 18 de julho de 2000**. Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza. Brasília: SNUC, 2000.

BRASIL. **Resolução CONAMA n.454 de 01 de novembro de 2012**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília: CONAMA, 2012.

CARPI, A.; FOSTIER, A. H.; ORTA, O. R.; SANTOS, J. C.; GITTINGS, M.. Gaseous mercury emissions from soil following forest loss and land use changes: Field experiments in the United States and Brazil. **Atmospheric Environment**, v.96, p.423-429, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.004>

CARVALHO JUNIOR, O.; GUIMARAES, R.; FREITAS, L.; GOMES-LOEBMANN, D.; GOMES, R. A.; MARTINS, E.; MONTGOMERY, D. R.. Urbanization impacts upon catchment hydrology and gully development using multi-temporal digital elevation data analysis. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.35, n.5, p.611-617, 2010. DOI: <http://doi.org/10.1002/esp.1917>

CASTRO, K. B.; LIMA, L. A. S.. **Atlas do Distrito Federal**. Brasília: CODEPLAN, 2020.

CASTRO, N. S. S.; BRAGA, C. M.; TRINDADE, P. A. A.; GIARRIZZO, T.; LIMA, M. O.. Mercury in fish and sediment of Purus River, Acre State, Amazon. **Cadernos Saúde Coletiva**, v.24, n.3, p.294-300, 2016. DOI: <http://doi.org/10.1590/1414-462x201600030142>

COSTA, P. E.; FIEDLER, N. C.; MEDEIROS, M. B.; LEITE, A. M. P.. Diagnóstico do uso do fogo por produtores rurais no entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal. **Cerne**, v.13, p.129-135, 2007.

DAI, Z. H.; FENG, X.; ZHANG, C.; SHANG, L.; QIU, G.. Assessment of mercury erosion by surface water in Wanshan mercury mining area. **Environmental Research**, v.125, p.2-11, 2013. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envres.2013.03.014>

DENKENBERGER, J. S.; FAKHRAEI, H.; BRANFIREUN, B.; MONTESDEOCA, M.; DRISCOLL, C. T.. Watershed influences on mercury in tributaries to Lake Ontario. **Ecotoxicology**, v.29, n.10, p.1614-1626, 2020. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10646-019-02157-4>

DÍEZ, E. G.; LOIZEAU, J. L.; COSIO, C.; BOUCHET, S.; ADATTE, T.; AMOUROUX, D.; BRAVO, A. G.. Role of Settling Particles on Mercury Methylation in the Oxidic Water Column of Freshwater Systems. **Environmental Science and Technology**, v.50, n.21, p.11672-11679, 2016. DOI: <http://doi.org/10.1021/acs.est.6b03260>

ECKLEY, C. S.; BRANFIREUN, B.. Mercury mobilization in urban stormwater runoff. **Science of the Total Environment**, v.403, n.1-3, p.164-177, 2008. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.021>

FANG, G. C.; NI, S. C.; KAO, C. L.; ZHUANG, Y. J.; LI, K. X.; LIANG, G. R.. Mercury wet depositions study at suburban, agriculture and traffic sampling sites. **Environmental Geochemistry and Health**, v.43, n.1, p.235-245, 2021. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10653-020-00695-z>

FERRIZ, L. M.; PONTON, D. E.; STORCK, V.; LECLERC, M.; BILODEAU, F.; WALSH, D. A.; AMYOT, M.. Role of organic matter and microbial communities in mercury retention and methylation in sediments near run-of-river hydroelectric dams. **Science of the Total Environment**, v.774, p.145686, 2021. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145686>

GAMBY, R. L.; HAMMERSCHMIDT, C. R.; COSTELLO, D. M.; LAMBORG, C. H.; RUNKLE, J. R.. Deforestation and cultivation mobilize mercury from topsoil. **Science of the Total Environment**, v.532, p.467-473, 2015. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.025>

GERSON, J. R.; DRISCOLL, C. T.; DEMERS, J. D.; SAUER, A. K.; BLACKWELL, B. D.; MONTESDEOCA, M. R.; SHANLEY, J. B.; ROSS, D. S.. Deposition of mercury in forests across a montane elevation gradient: Elevational and seasonal patterns in methylmercury inputs and production. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v.122, n.8, p.1922-1939, 2017. DOI: <http://doi.org/10.1002/2016JG003721>

GRECCHI, R. C.; GWYN, Q. H. J.; BÉNIÉ, G. B.; FORMAGGIO, A. R.; FAHL, F. C.. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. **Applied Geography**, v.55, p.300-312, 2014. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.09.014>

GUNDA, T.; SCANLON, T. M.. Topographical influences on the spatial distribution of soil mercury at the catchment scale. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.224, n.4, 2013. DOI: <http://doi.org/10.1007/s11270-013-1511-7>

HSU-KIM, H.; ECKLEY, C. S.; ACHÁ, D.; FENG, X.; GILMOUR, C. C.; JONSSON, S.; MITCHELL, C. P. J.. Challenges and opportunities for managing aquatic mercury pollution in altered landscapes. **Ambio**, v.47, n.2, p.141-169, 2018. DOI: <http://doi.org/10.1007/s13280-017-1006-7>

JIANG, H. H.; CAI, L. M.; WEN, H. H.; LUO, J.. Characterizing pollution and source identification of heavy metals in soils using geochemical baseline and PMF approach. **Scientific Reports**, v.10, n.1, p.1-11, 2020. DOI: <http://doi.org/10.1038/s41598-020-63604-5>

KOCMAN, D.; HORVAT, M.. Non-point source mercury emission from the Idrija Hg-mine region: GIS mercury emission model. **Journal of Environmental Management**, v.92, n.8, p.2038-2046, 2011. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.034>

LACERDA, L. D.; BASTOS, W. R.; ALMEIDA, M.. The impacts of

land use changes in the mercury flux in the Madeira River, Western Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.84, n.1, p.69-78, 2012. DOI: <http://doi.org/10.1590/S0001-37652012000100007>

LACERDA, M. P. C.. Solos. In: FONSECA, F. O.; FONSECA, P. C. M.; OLIVEIRA, M. M. G.. **Águas emendadas**. Brasília: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente-Seduma, 2008. p.140-147.

LATRUBESSE, E. M.; ARIMA, E.; FERREIRA, M. E.; NOGUEIRA, S. H.; WITTMANN, F.; DIAS, M. S.; DAGOSTA, F. C. P.; BAYER, M.. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. **Conservation Science and Practice**, v.1, n.9, p.1-8, 2019. DOI: <http://doi.org/10.1111/csp2.77>

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M.. Hidrografia. In: FONSECA, F. O.; FONSECA, P. C. M.; OLIVEIRA, M. M. G.. **Águas emendadas**. Brasília: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente-Seduma, 2008. p.110-116.

LUO, Y.; DUAN, L.; DRISCOLL, C. T.; XU, G.; SHAO, M.; TAYLOR, M.; WANG, S.; HAO, J.. Foliage/atmosphere exchange of mercury in a subtropical coniferous forest in south China. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v.121, n.7, p.2006-2016, 2016. DOI: <http://doi.org/10.1002/2016JG003388>

LYMAN, S. N.; CHENG, I.; GRATZ, L. E.; WEISS-PENZIAS, P.; ZHANG, L.. An updated review of atmospheric mercury. **Science of the Total Environment**, v.707, p.135575, 2020. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135575>

MA, M.; SUN, T.; DU, H.; WANG, D.. A two-year study on mercury fluxes from the soil under different vegetation cover in a subtropical region, South China. **Atmosphere**, v.9, n.1, 2018. DOI: <http://doi.org/10.3390/atmos9010030>

MACIEL, B. L. O.. **Contaminação de solos marginais das rodovias no entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas**. Monografia (Bacharelado em Gestão Ambiental) - Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual de Uso e Cobertura do Solo no Brasil. **Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. MAPBIOMAS, 2019.

MELENDEZ-PEREZ, J. J.; FOSTIER, A. H.; CARVALHO, J. A.; WINDMÖLLER, C. C.; SANTOS, J. C.; CARPI, A.. Soil and biomass mercury emissions during a prescribed fire in the Amazonian rain forest. **Atmospheric Environment**, v.96, p.415-422, 2014. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.032>

MILLER, E. K.; VANARSDALE, A.; KEELER, G. J.; CHALMERS, A.; POISSANT, L.; KAMMAN, N. C.; BRULOTTE, R.. Estimation and mapping of wet and dry mercury deposition across northeastern North America. **Ecotoxicology**, v.14, n.1-2, p.53-70, 2005. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10646-004-6259-9>

MIRANDA, E. E.. **Brasil em Relevô**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005.

MISERENDINO, R. A.; GUIMARÃES, J. R. D.; SCHUDEL, G.; GHOSH, S.; GODOY, J. M.; SILBERGELD, E. K.; LEES, P. S. J.; BERGQUIST, B. A.. Mercury Pollution in Amapá, Brazil: Mercury Amalgamation in Artisanal and Small-Scale Gold Mining or Land-Cover and Land-Use Changes? **ACS Earth and**

Space Chemistry, v.2, n.5, p.441-450, 2018. DOI: <http://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.7b00089>

MORAES, L. L.; CAMPOS, J. E. C.. Geologia. In: FONSECA, F. O.; FONSECA, P. C. M.; OLIVEIRA, M. M. G.. **Águas emendadas**. Brasília: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente-Seduma, 2008. p.117-121.

NASCIMENTO, R. O.. Geomorfologia. In: FONSECA, F. O.; FONSECA, P. C. M.; OLIVEIRA, M. M. G.. **Águas emendadas**. Brasília: Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente-Seduma, 2008. p.132-139.

NING, Y.; LIU, J.; HUANG, X.; WANG, P.; YANG, S.; BI, X.; YANG, X.; MO, J.. Geochemical cycle of mercury associated with wet deposition and inflows in a subalpine wetland. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.208, p.111507, 2021. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111507>

O'CONNOR, D.; HOU, D.; OK, Y. S.; MULDER, J.; DUAN, L.; WU, Q.; WANG, S.; TACK, F. M. G.; RINKLEBE, J.. Mercury speciation, transformation, and transportation in soils, atmospheric flux, and implications for risk management: A critical review. **Environment International**, v.126, p.747-761, 2019. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.019>

OBRIST, D.; KIRK, J. L.; ZHANG, L.; SUNDERLAND, E. M.; JISKRA, M.; SELIN, N. E.. A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. **Ambio**, v.47, n.2, p.116-140, 2018. DOI: <http://doi.org/10.1007/s13280-017-1004-9>

OUTRIDGE, P. M.; MASON, R. P.; WANG, F.; GUERRERO, S.; HEIMBÜRGER-BOAVIDA, L. E.. Updated Global and Oceanic Mercury Budgets for the United Nations Global Mercury Assessment 2018. **Environmental Science and Technology**, v.52, n.20, p.11466-11477, 2018. DOI: <http://doi.org/10.1021/acs.est.8b01246>

PANT, P.; HARRISON, R. M.. Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. **Atmospheric Environment**, v.77, p.78-97, 2013. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.028>

PESTANA, I. A.; ALMEIDA, M. G.; BASTOS, W. R.; SOUZA, C. M. M.. Total Hg and methylmercury dynamics in a river-floodplain system in the Western Amazon: Influence of seasonality, organic matter and physical and chemical parameters. **Science of The Total Environment**, v.656, p.388-399, 2019. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.388>

PORTELA, J. F.; SOUZA, J. P. R.; TONHÁ, M. S.; BERNARDI, J. V. E.; GARNIER, J.; SOUZA, J. R.. Evaluation of Total Mercury in Sediments of the Descoberto River Environmental Protection Area — Brazil. **Environmental Research and Public Health**, v.17, p.1-15, 2020. DOI: <http://doi.org/10.3390/ijerph17010154>

REMOR, M. B.; SAMPAIO, S. C.; MODEL, K. J.; FALCO, T. D.; PRUDENTE, V. H. R.. Mercury in the sediment of Pelotas river basin, Brazil. **Engenharia Agrícola**, v.38, n.1, p.117-123, 2018. DOI: <http://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n1p117-123/2018>

SAHAKYAN, L.; TEPANOSYAN, G.; MAGHAKYAN, N.; MELKONYAN, G.; SAGHATELYAN, A.. Mercury contents and potential risk levels in soils and outdoor dust from kindergartens of the city of Vanadzor (Armenia). **Human and**

Ecological Risk Assessment, p.1-18, 2020. DOI: <http://doi.org/10.1080/10807039.2020.1820853>

SCHMID, T.; RICO, C.; RODRÍGUEZ-RASTRERO, M.; JOSÉ SIERRA, M.; DÍAZ-PUENTE, F. J.; PELAYO, M.; MILLÁN, R.. Monitoring of the mercury mining site Almadén implementing remote sensing technologies. **Environmental Research**, v.125, p.92-102, 2013. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envres.2012.12.014>

SHOLUPOV, S.; POGAREV, S.; RYZHOV, V.; MASHYANOV, N.; STROGANOV, A.. Zeeman atomic absorption spectrometer RA-915+ for direct determination of mercury in air and complex matrix samples. **Fuel Processing Technology**, v.85, n.6-7, p.473-485, 2004. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.fuproc.2003.11.003>

SOUZA, J. V. V.. Dinâmica de mercúrio nos solos da Estação Ecológica de Águas Emendadas - ESECAE: uma abordagem em função das rodovias presentes na zona de amortecimento. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNB, 25. **Anais**. Brasília: Portal de Conferências da UnB, 2019.

SUN, S.; KANG, S.; HUANG, J.; CHEN, S.; ZHANG, Q.; GUO, J.; LIU, W.; NEUPANE, B.; QIN, D.. Distribution and variation of mercury in frozen soils of a high-altitude permafrost region on the northeastern margin of the Tibetan Plateau. **Environmental Science and Pollution Research**, v.24, n.17, p.15078-15088, 2017. DOI: <http://doi.org/10.1007/s11356-017-9088-0>

TOWNSEND, J. M.; DRISCOLL, C. T.; RIMMER, C. C.; MCFARLAND, K. P.. Avian, salamander, and forest floor mercury concentrations increase with elevation in a terrestrial ecosystem. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.33, n.1, p.208-215, 2014. DOI: <http://doi.org/10.1002/etc.2438>

TRIPATHEE, L.; GUO, J.; KANG, S.; PAUDYAL, R.; HUANG, J.; SHARMA, C. M.; ZHANG, Q.; RUPAKHETI, D.; CHEN, P.; GHIMIRE, P. S.; GYAWALI, A.. Concentration and risk assessments of mercury along the elevation gradient in soils of Langtang Himalayas, Nepal. **Human and Ecological Risk Assessment**, v.25, n.4, p.1006-1017, 2019. DOI: <http://doi.org/10.1080/10807039.2018.1459180>

UNEP. United Nations Environment Programme. **Global Mercury Assessment 2018**. UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch Geneva, 2019.

VIEIRA, M.; BERNARDI, J. V. E.; DÓREA, J. G.; ROCHA, B. C. P.; RIBEIRO, R.; ZARA, L. F.. Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. **Environmental Pollution**, v.235, p.771-779, 2018. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.020>

WANG, Y.; YANG, L.; KONG, L.; LIU, E.; WANG, L.; ZHU, J.. Spatial distribution, ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediments from Dongping Lake, Shandong, East China. **Catena**, v.125, p.200-205, 2015. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.catena.2014.10.023>

WINTHER, M.; SLENTØ, E.. **Heavy Metal Emissions from Danish Road Transport**. National Environmental Research Institute Technical Report, n.780. Denmark: Aarhus University, 2010.

WOHLGEMUTH, L.; OSTERWALDER, S.; JOSEPH, C.; KAHMEN, A.; HOCH, G.; ALEWELL, C.; JISKRA, M.. A bottom-up quantification of foliar mercury uptake fluxes across Europe. **Biogeosciences**, v.17, n.24, p.6441-6456, 2020. DOI: <http://doi.org/10.5194/bg-17-6441-2020>

WON, J. H.; PARK, J. Y.; LEE, T. G.. Mercury emissions from automobiles using gasoline, diesel, and LPG. **Atmospheric Environment**, v.41, n.35, p.7547-7552, 2007. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.05.043>

WU, H.; LIU, Q.; MA, J.; LIU, L.; QU, Y.; GONG, Y.; YANG, S.; LUO, T.. Heavy Metal(oids) in typical Chinese tobacco-growing soils: Concentrations, influence factors and potential health risks. **Chemosphere**, v.245, p.125591, 2020. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125591>

YAYLALI-ABANUZ, G.. Application of multivariate statistics in the source identification of heavy-metal pollution in roadside soils of Bursa, Turkey. **Arabian Journal of Geosciences**, v.12, n.12, 2019. DOI: <http://doi.org/10.1007/s12517-019-4545-3>

ZHANG, H.; FU, X.; WANG, X.; FENG, X.. Measurements and Distribution of Atmospheric Particulate-Bound Mercury: A Review. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.103, n.1, p.48-54, 2019. DOI: <http://doi.org/10.1007/s00128-019-02663-5>

ZHANG, H.; HOLMES, C. D.; WU, S.. Impacts of changes in climate, land use and land cover on atmospheric mercury. **Atmospheric Environment**, v.141, p.230-244, 2016. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.056>

ZHAO, H.; SUN, G.; LI, Z.; ZHANG, L.; FENG, X.. Total mercury and mercury isotope signatures in reservoir sediment reflecting the landscape changes and agricultural activities in northeast China. **Catena**, v.197, p.104983, 2021. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104983>

ZHENG, Y.; LUO, X.; ZHANG, W.; WU, X.; ZHANG, J.; HAN, F.. Transport mechanisms of soil-bound mercury in the erosion process during rainfall-runoff events. **Environmental Pollution**, v.215, p.10-17, 2016. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.101>

A CBPC – Companhia Brasileira de Produção Científica (CNPJ: 11.221.422/0001-03) detém os direitos materiais desta publicação. Os direitos referem-se à publicação do trabalho em qualquer parte do mundo, incluindo os direitos às renovações, expansões e disseminações da contribuição, bem como outros direitos subsidiários. Todos os trabalhos publicados eletronicamente poderão posteriormente ser publicados em coletâneas impressas sob coordenação da **Sustenere Publishing**, da Companhia Brasileira de Produção Científica e seus parceiros autorizados. Os (as) autores (as) preservam os direitos autorais, mas não têm permissão para a publicação da contribuição em outro meio, impresso ou digital, em português ou em tradução.