



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UnB PLANALTINA

LUCAS CABRERA MONTEIRO

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES, BIOACUMULAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO
ESPACIAL DE MERCÚRIO NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS DA ESTAÇÃO
ECOLÓGICA DE ÁGUAS EMENDADAS, EM PLANALTINA – DF**

PLANALTINA - DF

2020

LUCAS CABRERA MONTEIRO

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES, BIOACUMULAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO
ESPACIAL DE MERCÚRIO NOS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS DA ESTAÇÃO
ECOLÓGICA DE ÁGUAS EMENDADAS, EM PLANALTINA – DF**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao curso de Gestão Ambiental, como
requisito parcial à obtenção do título de
bacharel em Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi.

PLANALTINA - DF

2020

MONTEIRO, Lucas Cabrera.

Avaliação das concentrações, bioacumulação e distribuição espacial de mercúrio nos ecossistemas aquáticos da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina –DF/ Lucas Cabrera Monteiro. Planaltina – DF, 2020. 34 f.

Monografia – Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília.

Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi

1. Mercúrio. 2. Cerrado. 3. Emissões antrópicas. I. Monteiro, Lucas Cabrera; II. Avaliação das concentrações, bioacumulação e distribuição espacial de mercúrio nos ecossistemas aquáticos da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina –DF.

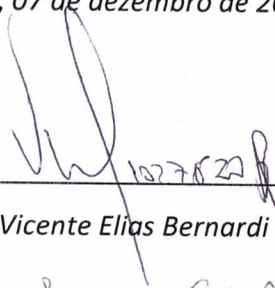
Lucas Cabrera Monteiro

Avaliação das concentrações, bioacumulação e distribuição espacial de mercúrio nos ecossistemas aquáticos da Estação Ecológica de Águas Emendadas, em Planaltina – DF

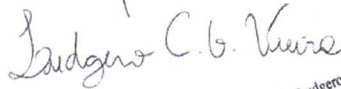
Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Gestão Ambiental da Faculdade UnB Planaltina, como requisito parcial à obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental.

Banca Examinadora:

Planaltina-DF, 07 de dezembro de 2020

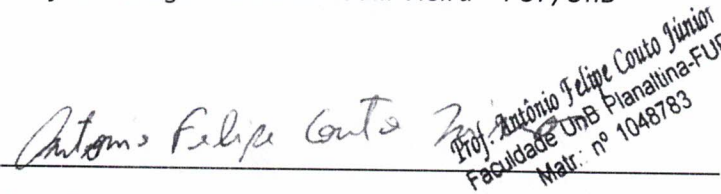


Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi – FUP/UnB



Prof. Dr. Ludgero C. G. Vieira
Faculdade UnB Planaltina
Matr. 1035922

Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira – FUP/UnB



Prof. Dr. Antônio Felipe Couto Júnior
Faculdade UnB Planaltina-FUF
Matr. nº 1048783

Prof. Dr. Antônio Felipe Couto Júnior – FUP/UnB

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, que sempre esteve ao meu lado e me apoiou na dedicação aos estudos. Ao meu tio Giuliano, minha avó Miriam e bisavó Elisa (*in memoriam*).

À Emily, por toda a ajuda, troca de ideias e companheirismo.

Aos amigos que fiz na FUP, em especial à Maria Eduarda, que me acompanhou desde o início do curso, ao Caio e ao João Lucas.

Aos colegas de laboratório Ygor, Iara e Sandy, e a todos que colaboraram para o desenvolvimento desse trabalho.

Aos professores, técnicos e demais colaboradores da Faculdade UnB Planaltina, que foram fundamentais para a minha formação.

Ao Prof. Jurandir por disponibilizar o Laboratório de Química Analítica e Ambiental, e ao João Pedro pela ajuda nas determinações de mercúrio.

Ao meu orientador Prof. José Vicente Elias Bernardi, por todo o conhecimento compartilhado, e por acreditar no meu trabalho desde o início.

À Prof^a. Dulce e ao Prof. Tiago Kisaka pelas ideias e direcionamentos, e ao Prof. Irineu pela orientação e oportunidade de vivenciar a extensão universitária através do Projeto Clima e Água.

Aos Professores Antônio Felipe e Ludgero, e à Prof^a. Erina, pela experiência enriquecedora proporcionada na disciplina de Práticas de Campo em Ciências Ambientais.

À Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal e ao Programa de Iniciação Científica da UnB pela concessão das bolsas de Iniciação Científica.

Muito obrigado!

RESUMO

O mercúrio (Hg) é um metal tóxico amplamente distribuído na crosta terrestre, mobilizado para a atmosfera e ambientes superficiais por fontes naturais ou antrópicas. No entanto, as emissões antrópicas tornaram-se capazes de alterar seu ciclo biogeoquímico global. Considerando importância área de estudo e a carência de estudos desse caráter no bioma Cerrado, o presente trabalho teve como objetivo determinar as concentrações de mercúrio nos ecossistemas aquáticos da ESECAE, realizando uma comparação entre os sistemas lóticos e lênticos, e verificando a correlação com os parâmetros físico-químicos da água, matéria orgânica do sedimento e massa do perifíton. Além disso, foram mensurados o potencial de bioacumulação e as influências antrópicas na distribuição espacial do Hg. Em ecossistemas lóticos, as concentrações médias (média \pm desvio padrão) foram da ordem de 41,46 ng.g⁻¹ (\pm 28,01) nos sedimentos, seguido pelo perifíton (46,11 ng.g⁻¹ \pm 18,87) e pelos bancos de folhiço (48,00 ng.g⁻¹ \pm 9,34). Na Lagoa Bonita, a média nos sedimentos foi 188,91 ng.g⁻¹ (\pm 70,17), significativamente maior que nos riachos ($t = 5,48$; GL = 13; $p < 0,0001$). No ambiente lêntico, o HgT não apresentou correlação consistente com nenhuma das variáveis analisadas, enquanto no ambiente lótico, o HgT foi fortemente correlacionado com a condutividade elétrica. O sedimento foi identificado como um meio favorável à bioacumulação de HgT no perifíton (BAF = 1,32), e as análises espaciais apontaram as rodovias e o tráfego de veículos automotores como principal fonte de Hg na área de estudo.

Palavras-chave: Mercúrio; Cerrado; Emissões antrópicas.

ABSTRACT

Mercury (Hg) is a toxic metal widely distributed in the earth's crust, mobilized into the atmosphere and surface environments by natural or man-made sources. However, anthropic emissions have become able to alter its global biogeochemical cycle. Considering the importance of this area of study and the lack of such studies in the Cerrado biome, this work aimed to determine mercury concentrations in Águas Emendadas Ecological Station's aquatic ecosystems, making a comparison between lotic and lentic systems, and verifying the correlation with the physical-chemical parameters of water, sediment organic matter and periphyton mass. In addition, the potential for bioaccumulation and the anthropic influences on the spatial distribution of the Hg were measured. In lotic ecosystems, mean concentrations (mean \pm standard deviation) were of the order of 41.46 ng.g⁻¹ (\pm 28.01) in sediment, followed by periphyton (46.11 ng.g⁻¹ \pm 18.87) and leaf banks (48.00 ng.g⁻¹ \pm 9.34). In Lagoa Bonita, the average in sediment was 188.91 ng.g⁻¹ (\pm 70.17), significantly higher than in streams ($t = 5.48$; GL = 13; $p < 0.0001$). In the lentic environment, the THg did not present a consistent correlation with any of the analyzed variables, while in the lotic environment, the THg was strongly correlated with the electrical conductivity. Sediment was identified as a favorable medium for THg bioaccumulation at the periphyton (BAF = 1.32), and spatial analyses pointed out highways and motor vehicle traffic as the main source of Hg in the study area.

Keywords: Mercury; Cerrado; Anthropic emissions.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo.	13
Figura 2. Mapa amostral.	14
Figura 3. Gráfico <i>boxplot</i> da diferença entre as concentrações de mercúrio nos sedimentos de ambientes lênticos e lóticos.	18
Figura 4. Análise de Componentes Principais no ecossistema lêntico.	19
Figura 5. Análise de Componentes Principais no ecossistema lótico.	20
Figura 6. Regressão linear das concentrações de HgT no perifíton em função dos sedimentos (6-A) e folhiços (6-B).	21
Figura 7. Resultado das análises espaciais pela sobreposição do modelo digital de elevação e mapas de vetores e pontos.	22

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AFDW – Peso seco livre se cinzas

BAF – Fator de bioacumulação

Ec – Condutividade elétrica

ESECAE – Estação Ecológica de Águas Emendadas

FUP – Faculdade UnB Planaltina

Hg – Mercúrio

Hg⁰ – Mercúrio elementar

Hg²⁺ - Mercúrio inorgânico

Hg-p – Mercúrio particulado

HgT – Mercúrio total

IQ – Instituto de Química

OD – Oxigênio dissolvido

PCA – Análise de componentes principais

pH – Potencial hidrogeniônico

UC – Unidade de conservação

UnB – Universidade de Brasília

Sumário

1. INTRODUÇÃO	11
2. METODOLOGIA	12
2.1. Área de estudo	12
2.2. Desenho amostral	14
2.3. Coleta e processamento de amostras	15
2.4. Determinação de mercúrio total (HgT)	15
2.5. Fator de bioacumulação (BAF)	16
2.6. Análises estatísticas	16
2.7. Análise espacial	17
3. RESULTADOS.....	17
4. DISCUSSÃO	22
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	25
REFERÊNCIAS	25
APÊNDICE A – Matriz da correlação de Pearson.....	33

1. INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é um metal tóxico amplamente distribuído na crosta terrestre, mobilizado para a atmosfera e ambientes superficiais por fontes naturais ou antrópicas (SELIN, 2009; DRISCOLL et al., 2013). A emissão de Hg por atividades humanas modificou seu ciclo biogeoquímico global, excedendo as taxas naturais e alterando sua distribuição espacial e temporal (OUTRIDGE et al., 2018). Devido ao seu potencial toxicológico, o mercúrio se tornou uma questão de grande relevância científica e política, motivando esforços globais para compreender seu comportamento em diferentes regiões, controlar as emissões e mitigar impactos negativos (UNEP, 2019).

Diversos estudos investigaram as emissões de Hg associadas às rodovias e ao tráfego de automóveis, identificando a queima de combustíveis fósseis e a abrasão da superfície pavimentada como potenciais fontes desse poluente (CONAWAY et al., 2005; WON et al., 2007; PULLES et al., 2012; WINTHER e SLENTØ, 2010). O Hg pode ser ligado aos materiais particulados provenientes do tráfego, e mobilizado para ambientes adjacentes (PANT e HARRISON, 2013; LU et al., 2009). Esse transporte para os ecossistemas próximos ocorre durante eventos de precipitação, pelo escoamento superficial (ECKLEY e BANFIREUN, 2008; ZUO et al., 2013); ou pela deposição seca, através da ressuspensão do material particulado e do transporte atmosférico (LIN et al., 2018; CHENG et al., 2013).

Em ambientes florestais, as copas das árvores representam a interface entre a atmosfera e os ecossistemas aquáticos e terrestres. O Hg-p e Hg²⁺ são adsorvidos à superfície das folhas, podendo ser lixiviados pela precipitação (FANG et al., 2018; REA et al., 2001). Já o mercúrio atmosférico (Hg⁰) é retido no tecido foliar através da absorção estomática, e incorporado a esses ambientes pela queda da serapilheira (ERICKSEN et al., 2003; RISCH et al., 2012). Ao ser acumulada no leito dos rios, a serapilheira submersa, chamada nesse estudo de banco de folhço, é um importante habitat e fonte alimentar para organismos aquáticos, sobretudo em rios de pequeno porte (KISAKA, 2019).

Uma vez depositados em ambientes aquáticos, detritos foliares e materiais particulados ricos em Hg²⁺ são agregados aos sedimentos, e seu comportamento passa a ser altamente dependente das condições ambientais e parâmetros físico-químicos da água (JARDINE et al., 2012; VIEIRA et al., 2018). Nesse sentido, os sedimentos representam o principal compartimento ambiental para a metilação do Hg no meio aquático (PORTELA et al., 2020). Através de processos abióticos e, principalmente bióticos, o Hg²⁺ é convertido e

disponibilizado para a coluna d'água na forma de CH₃Hg (metilmercúrio ou MeHg), uma substância neurotóxica capaz de se bioacumular e biomagnificar ao longo das cadeias alimentares (MIRANDA et al., 2007; PARANJAPE e HALL, 2017).

O perifíton é um microhabitat composto por uma complexa comunidade de organismos e detritos aderidos a um substrato, que serve como base da cadeia alimentar em muitos ecossistemas aquáticos (WETZEL, 1983). As comunidades perifíticas são sésseis e possuem elevada capacidade de absorção, favorecendo o acúmulo de substâncias químicas, como o Hg (BRANDÃO et al., 2011; WU, 2016). A heterogeneidade da composição dessas comunidades possibilita o processo de metilação por diversos microrganismos (HAMELIN et al., 2011; CORREIA et al., 2012; LÁZARO et al., 2019), representando um importante compartimento para bioacumulação e biomagnificação do Hg no meio aquático (BELL e SCUDDER, 2007; BUCKMAN et al., 2015; RAZAVI, et al., 2019).

Nos últimos anos, foram realizadas pesquisas com o objetivo de quantificar os níveis de mercúrio na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), área de estudo deste trabalho (KISAKA, et al., 2013; MACIEL, 2018; DE SOUZA, 2019; SOUSA, 2019). No entanto, ainda são necessários estudos para compreender o comportamento desse elemento em seus ecossistemas aquáticos.

Considerando importância área de estudo e a carência de estudos desse caráter no bioma Cerrado, o presente trabalho teve como objetivo determinar as concentrações de mercúrio nos ecossistemas aquáticos da ESECAE, realizando uma comparação entre os sistemas lóticos e lênticos, e verificando a correlação com os parâmetros físico-químicos da água, matéria orgânica do sedimento e massa do perifíton. Além disso, foram mensurados o potencial de bioacumulação e as influências antrópicas na distribuição espacial do Hg.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

A Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) é uma unidade de conservação (UC) de proteção integral, situada no extremo nordeste do Distrito Federal, na Região Administrativa de Planaltina. Sua poligonal abriga aproximadamente 10.500 ha, divididos entre a área situada entre as rodovias DF-128, DF-205, DF-345 e BR-020, e a Lagoa Bonita (Figura 1). O clima dessa região, de acordo com a classificação de Köppen, é caracterizado

como tropical de savana com inverno seco (Aw), com duas estações bem definidas (MAIA e BAPTISTA, 2008).

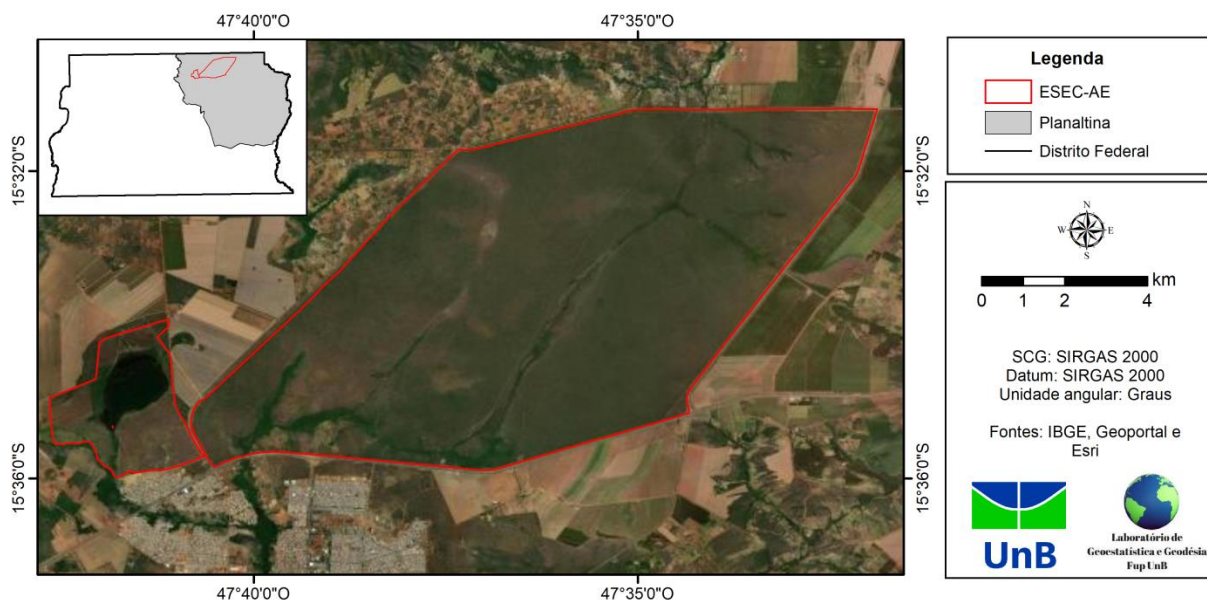


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo.

A polygonal da área de estudo está situada no interflúvio entre duas importantes bacias hidrográficas da região Centro-Oeste. O córrego Vereda Grande drena em direção ao norte, contribuindo com a bacia do rio Maranhão. Ao sul, os córregos Brejinho e Monteiro dão origem ao Fumal. O córrego Fumal se encontra com o ribeirão Mestre D'Armas, originado na Lagoa Bonita, que contribuem para a bacia do rio São Bartolomeu (LIMA e SILVA, 2008).

Predominam na ESECAE as unidades geológicas do Grupo Paranoá, as quais ocupam 97% da área total, com uma restrita faixa de ocorrência de rochas atribuídas ao Grupo Canastra (3%) (MORAES E CAMPOS, 2008). A Estação apresenta as principais classes de solos que ocorrem no Distrito Federal, com predominância dos Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos. Há também a presença de Neossolos Quarzarênicos, Cambissolos Háplicos e Gleissolos Háplico (EMBRAPA, 1978).

Em relação à cobertura vegetal, ocorrem formações savânicas, campestres e florestais, com destaque, nesse estudo, para as Matas de Galeria que acompanham cursos d'água (RIBEIRO e WALTER, 1998).

2.2.Desenho amostral

Através da análise exploratória na plataforma Geoportal (GDF, 2016) e posterior visita técnica, foram identificados quatro riachos perenes: Vereda Grande, Brejinho, Monteiro e Fumal. Foram determinadas, ao todo, 8 unidades amostrais nesses ecossistemas lóticos (exceto para os bancos de folhiço que foram coletados em apenas 7 pontos, devido à ausência de vegetação próxima). Para a coleta de sedimento em ecossistema lêntico, foram estabelecidas 7 unidades amostrais na Lagoa Bonita, totalizando 15 pontos de coleta (Figura 2).

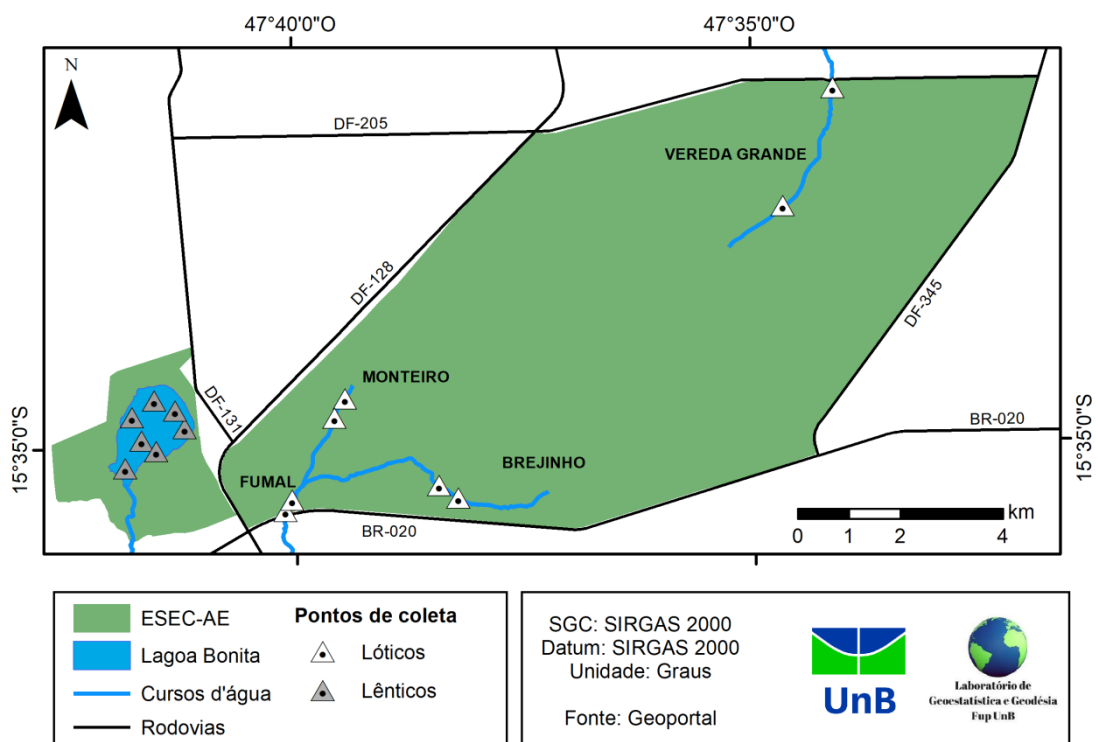


Figura 2. Mapa amostral.

2.3. Coleta e processamento de amostras

As coletas foram realizadas entre os meses de outubro e dezembro de 2019. Em cada ponto, foram mensurados os parâmetros físico-químicos da água: temperatura (°C), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (E_c , $\mu\text{S}/\text{cm}$) e oxigênio dissolvido (OD, mg/L), através dos medidores HQ40d e HQ14d (Hach Company, Loveland, CO, EUA).

As amostras de sedimento foram coletadas com o auxílio do coletor pontual de sedimento draga de Eckman-Birge, e a serapilheira submersa foi coletada manualmente em uma área determinada de 50 cm². Para a coleta do perifíton, substratos artificiais com 12 lâminas de polipropileno de 20 cm² cada foram posicionados a aproximadamente 20 cm da superfície, em posição horizontal, e submetidos às condições locais por 48 dias. Todas as amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno, rotuladas e armazenadas em caixas térmicas com gelo.

No laboratório, as amostras de perifíton foram raspadas com uma escova de cerdas macias, diluídas em 1 L de água destilada cada e congeladas. Posteriormente, o perifíton foi filtrado através de uma bomba de vácuo com filtros de microfibras de vidro pré-calcinados (Whatman GF/D; 2,7 μm), e dividido em duas alíquotas: uma para determinação de mercúrio total e outra para determinação do peso seco livre de cinzas (*AFDW*, na sigla em inglês).

As alíquotas de perifíton destinadas à análise de *AFDW* foram secas a 65 °C até peso constante, e calcinadas a 550 °C por 3 h (SHWARZBOLD, 1990). O sedimento também foi fracionado em duas amostras para análise de HgT e matéria orgânica. A matéria orgânica total foi mensurada pelo método da perda de massa por incineração, conforme descrito por Fontana (2017).

Para a determinação de HgT, todas as amostras foram secas em estufa com circulação forçada de ar a 50 °C até peso constante, desagregadas em cadinho com pistilo de porcelana, peneiradas até 20 μm e armazenadas em tubos tipo Eppendorf até a análise química.

2.4. Determinação de mercúrio total (HgT)

A determinação quantitativa de HgT foi realizada no Laboratório de Química Analítica e Ambiental (IQ/UnB), pelo equipamento portátil LUMEX (RA-915+), específico para análises de HgT por espectrofotometria de absorção atômica acoplado a uma câmara de

pirólise (Pyro-915) (SHOLUPOV et al., 2004). A curva de calibração foi realizada com padrões de 0,5 a 40 ppm, a partir de solução padrão de absorção atômica de mercúrio com 1.000 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ de Hg HNO₃ a 10%, adicionados a água destilada em balões de 5 ml, além do branco, com $R^2 = 0,9998$.

Todas as leituras foram executadas em triplicata, e estavam dentro dos limites de quantificação e detecção estabelecidos pela curva de calibração (12,9 e 3,9 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente). A validação do método analítico foi determinada pela quantificação de HgT na amostra padrão *NIST 1515 (Apple leaves)*. A concentração média foi 44,00 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ($\pm 0,0007$), com taxa de recuperação correspondente a 102% do valor certificado (43,2 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1} \pm 0,0023$) (*NIST, 2019*).

2.5. Fator de bioacumulação (BAF)

O fator de bioacumulação (BAF) consiste na razão entre a concentração de uma substância química na biota e no ambiente circundante. Nesse estudo, a matriz biótica foi representada pelo perifíton, e o ambiente circundante pelos sedimentos superficiais ou bancos de folhíço. O cálculo se deu pela seguinte fórmula (ARNOT e GOBBAS, 2006):

$$BAF = \frac{Cb}{Cw}$$

Onde: **BAF** = fator de bioacumulação; **Cb** = concentração de HgT no peso seco da matriz biótica (ng/g); **Cw** = concentração de HgT no peso seco do meio (ng/g).

2.6. Análises estatísticas

As análises foram realizadas no *software* XLSTAT versão 2019.3.2.61397 (Addinsoft, Boston, MA, EUA). Os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk. O teste *t* foi aplicado a fim de verificar a diferença das concentrações de HgT nos sedimentos e dos parâmetros físico-químicos da água nos ambientes lóticos e lênticos, exceto a condutividade elétrica, que foi avaliada através do teste de Mann-Whitney.

A correlação de Pearson e a análise de componentes principais (PCA) avaliaram a correlação entre as concentrações de HgT nas distintas matrizes e os parâmetros físico-químicos de ambos os tipos de ecossistema. No ambiente lótico, as variáveis de matéria orgânica do sedimento e massa do perifíton também foram adicionadas à matriz de Pearson e à PCA. O coeficiente de correlação de Pearson foi interpretado de acordo com Dancey e Reidy (2006). Regressões lineares simples foram realizadas para avaliar a relação de predição entre o HgT nos sedimentos e bancos de folhiço e no perifíton.

2.7. Análise espacial

O método da krigagem linear foi utilizado para realizar o *grid* que originou o mapa vetorial, visando determinar a direção e magnitude do mercúrio nos solos superficiais do polígono maior da ESECAE. As concentrações de HgT nesses solos foram determinadas em 148 unidades amostrais em pesquisas anteriores, que compõe o banco de dados do Laboratório de Geoestatística e Geodésia (FUP/UnB) (MACIEL, 2018; DE SOUZA, 2019). O modelo digital de elevação foi obtido através das imagens *raster* do radar *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)*, disponibilizadas pelo projeto Brasil em Relevo (MIRANDA, 2005). O HgT no ambiente aquático foi representado por meio do mapa de pontos, classificando as concentrações de forma proporcional. Todas as análises foram realizadas pelo *software Surfer 8* (Golden Software, Golden, CO, EUA).

3. RESULTADOS

Nos ambientes lóticos, o sedimento apresentou a menor concentração média (média \pm desvio padrão) ($41,46 \text{ ng.g}^{-1} \pm 28,01$), seguido pelo perifíton ($46,11 \text{ ng.g}^{-1} \pm 18,87$) e pelos bancos de folhiço ($48,00 \text{ ng.g}^{-1} \pm 9,34$). No ecossistema lêntico, representado pela Lagoa Bonita, a concentração média no sedimento foi $188,91 \text{ ng.g}^{-1}$ ($\pm 70,17$) (Tabela 1), significativamente elevada em comparação aos riachos ($t = 5,48$; GL = 13; $p < 0,0001$) (Figura 3).

Tabela 1 - Concentração de HgT (ng/g) nos ambientes lóticos e lêntico

HgT (ng/g)	Mín.	Máx.	Média	Desvio padrão
Ambientes lóticos				
Sedimento	16,12	96,81	41,46	28,01
Perifíton	30,06	80,90	46,11	18,87
Folhíço	37,00	65,00	48,00	9,35
Ambientes lênticos				
Sedimento	129,09	318,19	188,91	70,17

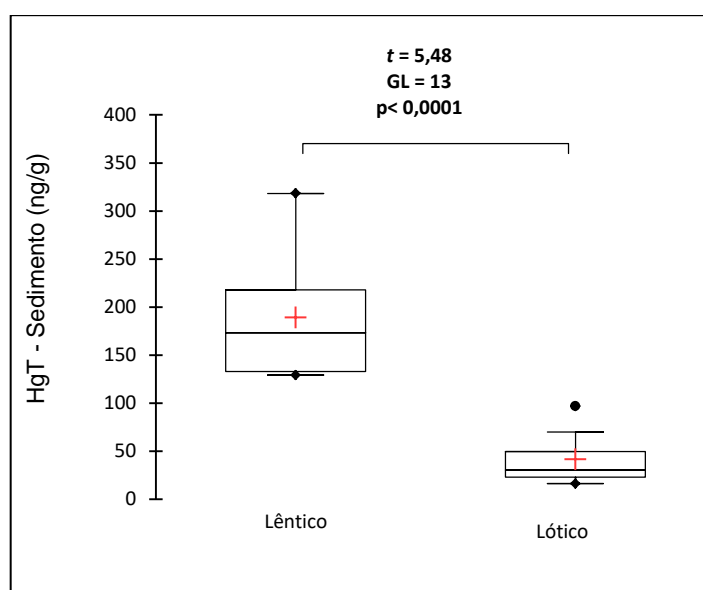


Figura 3. Gráfico *boxplot* da diferença entre as concentrações de mercúrio nos sedimentos de ambientes lênticos e lóticos. A linha central representa a mediana, e o limite horizontal dos retângulos são o primeiro e terceiro quartis. Os traços na ponta das linhas verticais representam os valores máximos e mínimos. A média é representada por +, e os *outliers* por pontos.

Entre os parâmetros físico-químicos da água, apenas os teores de oxigênio dissolvido ($t = 3,60$; $GL = 13$; $p = 0,003$) e temperatura ($t = 2,26$; $GL = 13$; $p = 0,034$) apresentaram

diferença significativa entre os ambientes, sendo mais elevados no ecossistema lântico. No ambiente lótico, os níveis médios de OD foram $5,56 \text{ mg.L}^{-1} (\pm 1,82)$, e $8,94 \text{ mg.L}^{-1} (\pm 1,80)$ na Lagoa Bonita. A temperatura média nos riachos foi $23,76 \text{ }^\circ\text{C} (\pm 0,77)$, e $25,29 \text{ }^\circ\text{C} (\pm 1,73)$ na Lagoa.

A Figura 4 representa a análise de componentes principais na Lagoa Bonita, baseada nos teores de HgT nos sedimentos e nos parâmetros físico-químicos da água. Os eixos 1 e 2 explicaram 83,67% da variação dos dados. As variáveis mais importantes no primeiro eixo foram a temperatura (34,5%), oxigênio dissolvido (33,6%) e pH (27,2%). No eixo 2, as variáveis mais importantes foram a condutividade elétrica (49,4%) e o HgT no sedimento (35%). Em relação à correlação de Pearson, o mercúrio nos sedimentos apresentou uma fraca correlação positiva com a temperatura ($r = 0,21$), e negativa com o OD ($r = -0,32$) e Ec ($r = -0,36$).

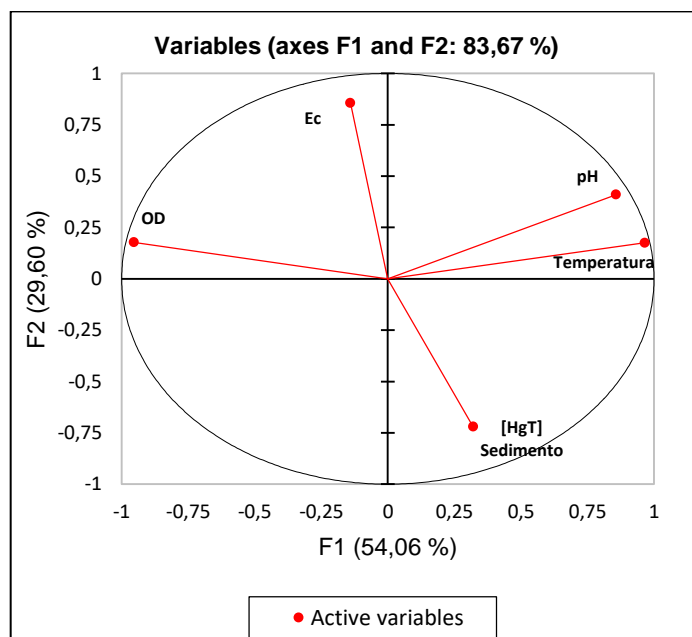


Figura 4. Análise de Componentes Principais no ecossistema lântico.

Nos riachos, o eixo 1 explicou 44,34% da variação observada. O HgT no sedimento (24,2%) e perifíton (23,9%), e a condutividade elétrica (22,3%) foram as variáveis mais importantes. Enquanto no eixo 2, destacaram-se a temperatura (25,5%), pH (22,8%), e matéria orgânica do sedimento (22,4%) (Figura 5).

Os níveis de mercúrio no sedimento e perifíton apresentaram uma forte correlação com a condutividade elétrica ($r > 0,9$), e correlação moderada com os bancos de folhíço ($r = 0,61$ e $0,65$, respectivamente). O HgT nos bancos de folhíço, por sua vez, foi correlacionado inversamente com o pH ($r = -0,57$), e positivamente com a Ec ($r = 0,60$). Além disso, foi observada uma correlação moderada, inversamente proporcional, entre o AFDW e os teores de mercúrio no sedimento ($r = -0,63$) e perifíton ($r = -0,58$). As demais variáveis, que não obtiveram correlação significativa, são apresentada na matriz de correlação de Pearson completa, disponível no Apêndice A.

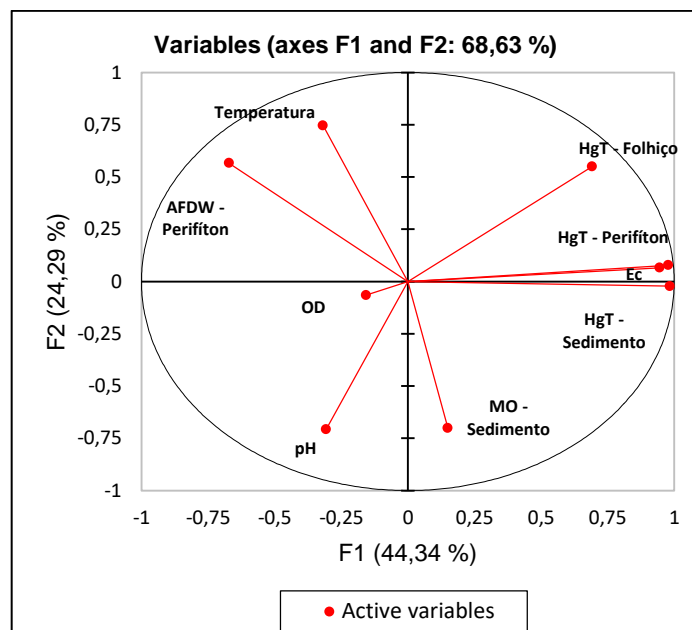


Figura 5. Análise de Componentes Principais no ecossistema lótico.

O fator de bioacumulação médio foi da ordem de $1,32 (\pm 0,30)$ para o sedimento e $0,87 (\pm 0,19)$ para os bancos de folhíço, indicando o sedimento como um meio mais favorável à bioacumulação de mercúrio no perifíton. Os resultados da regressão linear, representada pela equação exposta a seguir, demonstram a importância do sedimento como preditor das concentrações de mercúrio no perifíton ($t = 12,23$; $p < 0,0001$; $R^2 = 0,96$) (Figura 6-A):

$$HgT\ Perifíton = 18,7264473153747 + 0,660494658681535 * HgT\ Sedimento$$

Os bancos de folhiço também foram importantes preditores do Hg no perifíton, no entanto, foram mais sucintos que os sedimentos ($t = 3,51$; $p = 0,017$; $R^2 = 0,71$) (Figura 6-B). A regressão do perifíton em função dos folhiços foi representada pela seguinte equação:

$$HgT \text{ Perifíton} = -33,1114405538459 + 1,57910331574896 * HgT \text{ Folhiço}$$

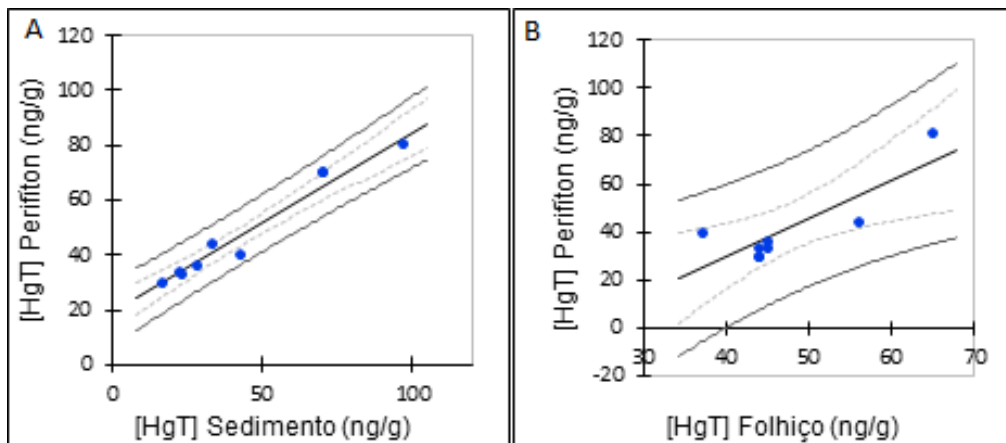


Figura 6. Regressão linear das concentrações de HgT no perifíton em função dos sedimentos (6-A) e folhiços (6-B).

As análises espaciais demonstraram a distribuição de HgT no polígono maior da ESECAE, baseado nos solos superficiais e nos compartimentos ambientais aquáticos (Figura 7). Os autovetores indicam a orientação do mercúrio dos solos em direção às regiões mais baixas, e uma tendência decrescente na distribuição de mercúrio de fora para o interior da Estação. Os vetores com maiores dimensões indicam os principais pontos de entrada de Hg na área de estudo. Os mapas de pontos evidenciam a entrada do Hg na ESECAE com as maiores concentrações determinadas no córrego Fumal, que é localizado nas margens da rodovia BR-020.

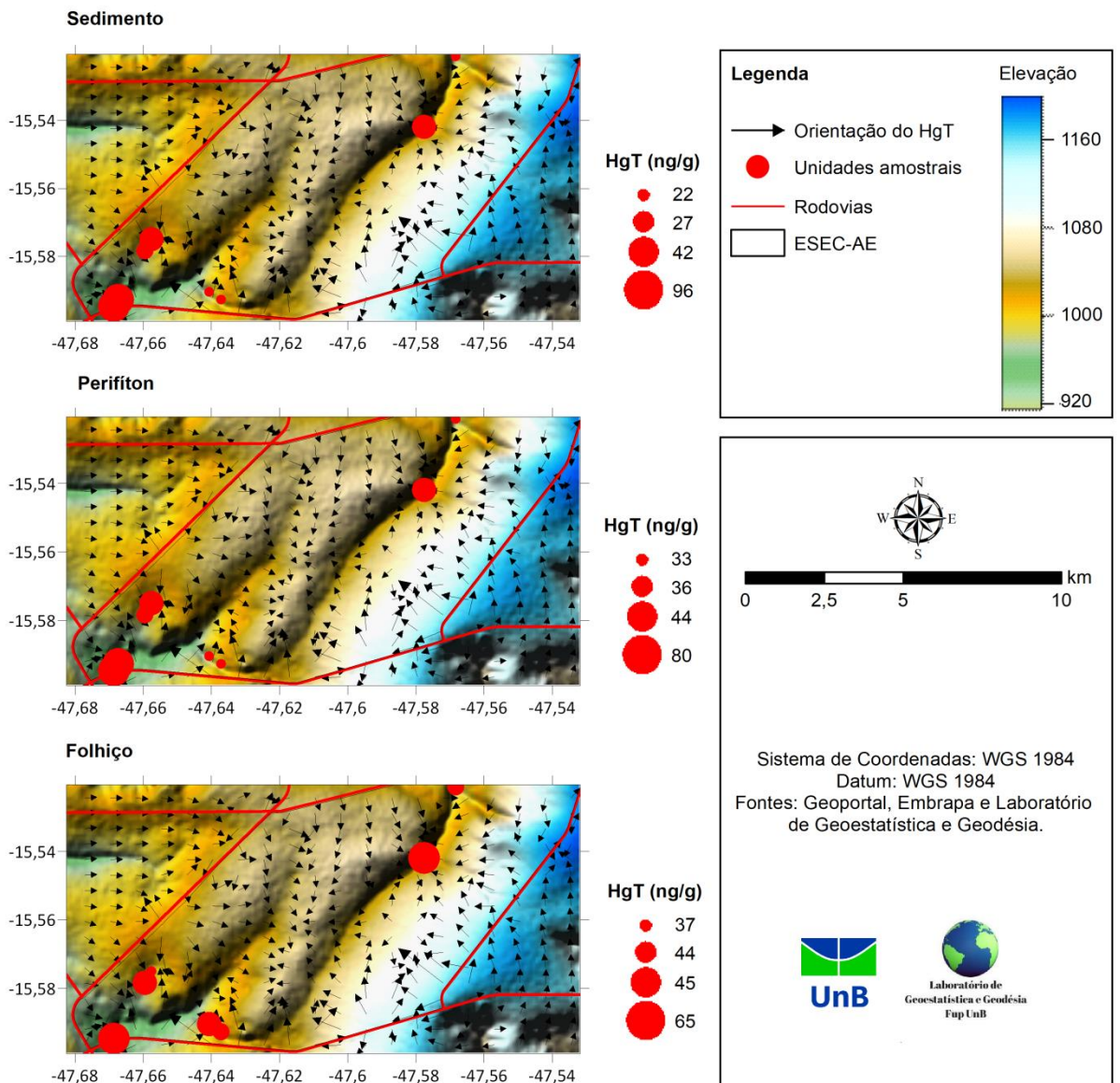


Figura 7. Resultado das análises espaciais pela sobreposição do modelo digital de elevação e mapas de vetores e pontos. A escala de cores representa a altitude. Os vetores indicam a orientação e magnitude dos teores de mercúrio nos solos superficiais, e os pontos vermelhos representam as concentrações proporcionais de mercúrio nos ambientes aquáticos.

4. DISCUSSÃO

A concentração média de mercúrio total no perifíton foi similar aos níveis relatados no Pantanal e em ambientes naturais dos Estados Unidos (LEADY e GOTTGENS, 2001; LIU et al., 2008, TSUI et al., 2009), e menores que as relatadas por Roulet et al. (2000) e Coelho-Souza et al. (2011) na bacia do rio Tapajós. Apesar de o perifíton demonstrar uma tendência crescente de bioacumulação em relação aos sedimentos, o BAF nos riachos foi baixo se

comparado a outros ecossistemas lóticos, como os descritos por Bell e Scudder (2007) em regiões com diferentes características.

A diferença entre os níveis de HgT nos sedimentos superficiais de ambientes lóticos e lêntico corrobora com os resultados relatados por Portela et al. (2020) na bacia do rio Descoberto, no Distrito Federal. No entanto, as concentrações de HgT na Lagoa Bonita foram superiores às encontradas em seu estudo. Também foram aproximadamente três vezes superiores às determinadas por Kisaka (2013) nos sedimentos superficiais da Lagoa, apontando para o acúmulo temporal de mercúrio nesse ambiente. Além disso, as concentrações da Lagoa Bonita foram, em média, maiores que as determinadas pela Resolução CONAMA 344/2004 para águas doces de nível 1 (170 ng.g^{-1}), podendo causar efeitos adversos à biota (BRASIL, 2004).

Isso pode ocorrer devido a uma combinação de condições locais que favorecem o acúmulo e/ou a metilação do mercúrio nos sistemas lacustres, como pH levemente ácido, baixa oxigenação da água e grande quantidade de substâncias húmicas (MIRANDA et al., 2007; GOMES et al., 2019; BRANFIREUN et al., 2020; PORTELA et al., 2020). Outro fator que pode contribuir para esse acúmulo é a atuação da Lagoa como exutório da microbacia do ribeirão Mestre D'Armas, favorecendo o carreamento do Hg do entorno da Estação através do escoamento superficial (KISAKA et al., 2013).

As menores concentrações nos ambientes lóticos também podem ser justificadas pela vazão constante (mesmo que baixa nos períodos de seca), que possibilita o transporte do Hg para outras áreas (VASCONCELOS, 2014). Enquanto o baixo fluxo de água e o processo de sedimentação mais estável nos ecossistemas lênticos favorece seu acúmulo (PORTELA et al., 2020; NASR e ARP, 2018). As Matas de Galeria que acompanham os riachos também podem contribuir para as menores concentrações. Considerando que o Hg na vegetação da ESECAE diminui conforme aumenta a distância de fontes diretas (SOUSA, 2019), a cobertura vegetal atua como um filtro de poluentes, enquanto a Lagoa é diretamente afetada pela deposição atmosférica.

Por outro lado, essas folhas com mercúrio são depositadas nos córregos pela queda da serapilheira (RISCH et al., 2012). Essa serapilheira submersa apresenta baixa solubilidade de mercúrio para a coluna d'água e elevada capacidade de metilação, viabilizando o acúmulo em seus tecidos e o processo de biomagnificação (TSUI et al., 2008; POKHAREL e OBRIST, 2011). Considerando que as maiores concentrações médias foram observadas no folhiço e o

pH levemente ácido dos córregos, esse compartimento pode representar uma via de transporte do Hg para os níveis tróficos superiores na área de estudo.

A forte correlação entre a Ec e os teores de mercúrio no perifíton e sedimento pode estar relacionada com o período das campanhas de coleta de amostras, que ocorreram no início do período chuvoso. O aumento dos índices de precipitação resulta no aumento da vazão dos córregos, que acelera a diluição das partículas depositadas no leito do córrego durante a estação seca, elevando a condutividade elétrica da água (NOGUEIRA et al., 2011) e, conseqüentemente, mobilizando o mercúrio associado a esses materiais particulados (DEL CARPIO e SALCEDO, 2020).

A sazonalidade também já foi identificada como um fator importante na biodisponibilidade e especiação do Hg no perifíton (ŽIŽEK et al., 2011). Isso pode justificar a forte relação de predição das concentrações de mercúrio entre o perifíton e os sedimentos, pois a variação da vazão dos riachos altera a composição da cama perifítica com o incremento de materiais particulados de origem mineral (BUCKMAN et al., 2015). A relação inversamente proporcional entre o *AFDW* e o mercúrio no perifíton indica que quanto menor o *AFDW* (microrganismos e detritos orgânicos), maior a concentração de HgT, reforçando a influência das partículas inorgânicas (DESROSIERS et al., 2006).

Fonseca et al. (2014) apontaram a condutividade elétrica como um indicador de impactos ambientais em riachos naturais do Distrito Federal, de modo que ambientes com maiores taxas de condutividade apresentem maior grau de antropização, o que foi apoiado pelos nossos resultados. Os maiores teores de Ec e HgT foram observados nas unidades amostrais situadas no córrego Fumal, que apresentam maior vulnerabilidade às interferências humanas.

As atividades desenvolvidas na zona de amortecimento da Estação, como a ocupação humana e as atividades agrícolas contribuem para os processos de o desmatamento, erosão, assoreamento e emissão de poluentes (BERLINCK, 2008), e podem ser potenciais fontes de Hg. Apesar de estarem localizados em uma UC de proteção integral, os pontos do córrego Fumal são situados às margens da rodovia BR-020, sofrendo influência humana constantemente. A tendência da distribuição decrescente do HgT de fora para o centro da ESECAE comprova essa interferência das atividades antrópicas realizadas na zona de amortecimento da Estação. As maiores concentrações ocorreram próximas à rodovia BR-020,

que apresenta tráfego expressivo, indicando o tráfego de veículos automotores como a principal fonte do aporte de mercúrio na área de estudo, corroborando com estudos realizados em diferentes profundidades de solo e no estrato arbóreo da ESECAE (MACIEL, 2018; DE SOUZA, 2019; SOUSA, 2019).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo levantou informações iniciais sobre as concentrações de mercúrio em compartimentos ambientais aquáticos da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Esses dados são importantes para estabelecer possíveis valores de referência, e compreender a distribuição e o potencial de bioacumulação de Hg no bioma Cerrado, que ainda carece de pesquisas desse caráter.

Em conjunto com dados obtidos nos estudos anteriores realizados pelo Laboratório de Geoestatística e Geodésia (FUP/UnB), os solos superficiais foram utilizados como preditores das concentrações de mercúrio nos ambientes aquáticos, indicando as rodovias como principal fonte de mercúrio.

Considerando que a Lagoa Bonita é a nascente do ribeirão Mestre D'Armas, manancial utilizado para captação de água na região administrativa de Planaltina, as altas concentrações e o acúmulo temporal de Hg constatado nos sedimentos, recomendam-se estudos periódicos para o monitoramento de mercúrio nos compartimentos ambientais da Lagoa.

REFERÊNCIAS

ARNOT, J. A.; GOBAS, F. A. P. C. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. **Environmental Reviews**, v. 14, n. 4, p. 257–297, 2006. DOI: 10.1139/A06-005.

BELL, A. H.; SCUDDER, B. C. Mercury accumulation in periphyton of eight river ecosystems. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n. 4, p. 957–968, 2007. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2007.00078.x.

BERLINCK, C. N. Diagnóstico Sócio-Ambiental do Entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas (DF). **Tese de Doutorado em Ecologia (IB/UnB)**, p. 1-165, 2008.

BRANFIREUN, B. A.; COSIO, C.; POULAIN, A. J.; RIISE, G.; BRAVO, A. G. Mercury cycling in freshwater systems - An updated conceptual model. **Science of the Total Environment**, v. 745, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140906.

BRASIL, Resolução CONAMA nº 334 de 07 de maio de 2004. Diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras. 2004.

BUCKMAN, K. L.; MARVIN-DIPASQUALE, M.; TAYLOR, V. F.; CHALMERS, A.; BROADLEY, H. J.; AGEE, J.; JACKSON, B. P.; CHEN, C. Y. Influence of a chlor-alkali superfund site on mercury bioaccumulation in periphyton and low-trophic level fauna. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 34, n. 7, p. 1649–1658, 2015. DOI: 10.1002/etc.2964.

CHENG, I.; ZHANG, L.; BLANCHARD, P.; DALZIEL, J.; TORDON, R. Concentration-weighted trajectory approach to identifying potential sources of speciated atmospheric mercury at an urban coastal site in Nova Scotia, Canada. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, n. 12, p. 6031–6048, 2013. DOI: <https://doi.org/10.5194/PCA-13-6031-2013>.

COELHO-SOUZA, S. A.; GUIMARÃES, J. R. D.; MIRANDA, M. R.; POIRIER, H.; MAURO, J. B. N.; LUCOTTE, M.; MERGLER, D. Mercury and flooding cycles in the Tapajós river basin, Brazilian Amazon: The role of periphyton of a floating macrophyte (*Paspalum repens*). **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 14, p. 2746–2753, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.03.028>.

CONAWAY, C. H.; MASON, R. P.; STEDING, D. J.; FLEGAL, A. R. 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.09.025>.

CORREIA, R. R. S.; MIRANDA, M. R.; GUIMARAES, J. R. D. Mercury methylation and the microbial consortium in periphyton of tropical macrophytes: Effect of

different inhibitors. **Environmental Research**, v. 112, p. 86–91, 2012. DOI: 10.1016/j.envres.2011.11.002.

DANCEY, C. P.; REIDY, J. Análise de correlação: o r de Pearson. In: Dancey, C. P., Reidy, J. **Estatística sem matemática para psicologia**. Porto Alegre: Artemed, p. 178-216, 2006.

DE 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. **25º Congresso de Iniciação Científica da UnB e 16º do DF**, 2019.

DEL CARPIO, A. L. L.; SALCEDO, Y. C. Mercury in a high altitude andes stream with strong impact by artisanal aurifer mining (La rinconada, puno, Peru). **Revista Internacional de Contaminacion Ambiental**, v. 36, n. 1, p. 33–44, 2020. DOI: 10.20937/RICA.2020.36.53317.

DESROSIERS, M.; PLANAS, D.; MUCCI, A. Total mercury and methylmercury accumulation in periphyton of Boreal Shield Lakes: Influence of watershed physiographic characteristics. **Science of the Total Environment**, v. 355, n. 1–3, p. 247–258, 2006. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.02.036.

DRISCOLL, C. T.; MASON, R. P.; CHAN, H. M.; JACOB, D. J.; PIRRONE, N. Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effect. **Environmental Science & Technology**, 2013. DOI: dx.doi.org/10.1021/es305071v

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://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.021>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA - EMBRAPA. Levantamento de Reconhecimento dos solos do Distrito Federal. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo**, p. 455, 1978. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/335824/levantamento-de-reconhecimento-dos-solos-do-distrito-federal>. Acesso em 13/10/2019.

ERICKSEN, J. A.; GUSTIN, M. S.; SCHORRAN, D. E.; JOHNSON, D. W.; LINDBERG, S. E.; COLEMAN, J. S. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage.

Atmospheric Environment, v. 37, n. 12, p. 1613–1622, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00008-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00008-6).

FANG, G. C.; LO, C. T.; CHO, M. H.; ZHUANG, Y. J.; HUANG, C. Y.; XIAO, Y. F.; TSAI, K. H. Comparisons of particulate-bound mercury (PBM) compositions in soil and vegetation at a traffic site. **Environmental Forensics**, v. 19, n. 1, p. 59–65, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/15275922.2017.1408156>.

FONSECA, B. M.; DE MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C.; DE ABREU, L. M.; FERNANDES, A. C. M. Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: Comparing natural and impacted sites in Central Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 1, p. 19–33, 2014. DOI: 10.1007/s10661-013-3351-8.

FONTANA, A. Matéria orgânica. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G; K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise do solo**. Embrapa: Brasília – DF. p. 397-400, 2017.

GOMES, V. M.; DOS SANTOS, A.; ZARA, L. F.; RAMOS, D. D.; FORTI, J. C.; RAMOS, D. D.; SANTOS, F. A. Study on Mercury Methylation in the Amazonian Rivers in Flooded Areas for Hydroelectric Use. **Water, Air, and Soil Pollution, [S. l.]**, v. 230, n. 9, 2019. DOI: 10.1007/s11270-019-4261-3.

GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL – DF. Geoportal. Brasília, 2016. Disponível em: <http://www.geoportal.segeth.df.gov.br>. Acesso em 05 de Maio de 2019.

HAMELIN, S.; AMYOT, M.; BARKAY, T.; WANG, Y.; PLANAR, D. Methanogens: Principal Methylators of Mercury in Lake Periphyton. **Science of the Total Environment**, v. 85, n. 6, p. 7693–7700, 2011. DOI: 10.1002/etc.2964.

HOYER, M.; BALDAUF, R. W.; SCARBRO, C.; BARRES, J.; KEELER, G. J. Mercury emissions from motor vehicles. **13th International Emission Inventory Conference." Working for Clean Air in Clearwater"**. Clearwater, {FL}, June, n. May, p. 8–10, 2004. Disponível em: <http://infohouse.p2ric.org/ref/43/42569.pdf>. Acesso em 11 de Junho de 2020.

JARDINE, T. D.; KIDD, K. A.; RASMUSSEN, J. B. Aquatic and terrestrial organic matter in the diet of stream consumers: implications for mercury bioaccumulation. **Ecological Applications**, v. 22, n. 3, p. 843–855, 2012. DOI: 10.1890/11-0874.1.

KISAKA, T. B. **Análise quantitativa de mercúrio no bioma Cerrado - Estudo de caso na Lagoa Bonita, Planaltina, DF**. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Gestão Ambiental). Universidade de Brasília - Campus Planaltina., p. 1–60, 2013.

KISAKA, T. B. Distúrbios naturais em córregos de cabeceira do bioma Cerrado: Uma abordagem estrutural e funcional. **Tese de Doutorado em Ecologia (IQ/UnB)**, p. 1–240, 2019.

KISAKA, T. B.; ALMEIDA, A. ; BERNARDI, J. V. E. Uso e cobertura do solo e análise quantitativa de mercúrio no bioma Cerrado, Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, DF. **XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, p. 6977–6984, 2013.

LÁZARO, W. L.; DIEZ, S.; BRAVO, A. G.; DA SILVA, C. J.; IGNACIO, A. R. A.; GUIMARAES, J. R. D. Cyanobacteria as regulators of methylmercury production in periphyton. **Science of the Total Environment**, v. 668, p. 723–729, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.233.

LEADY, B. S.; GOTTGENS, J. F. Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in two regions of the Brazilian Pantanal. **Wetlands Ecology and Management**, [S. l.], v. 9, n. 4, p. 349–361, 2001. DOI: 10.1023/A:1011856517552.

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

LIN, H.; ZHU, X.; FENG, Q.; GUO, J.; SUN, X.; LIANG, Y. Pollution, sources, and bonding mechanism of mercury in street dust of a subtropical city, southern China. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 25, n. 1–2, p. 393–409, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1526631>.

LIU, G.; CAI, Y.; PHILIPPI, T.; KALLA, P.; SCHEIDT, D.; RICHARDS, J.; SCINTO, L.; APPLEBY, C. Distribution of total and methylmercury in different ecosystem compartments in the Everglades: Implications for mercury bioaccumulation. **Environmental pollution**, v. 153, n. 2, p. 257–265, 2008. DOI: 10.1016/j.envpol.2007.08.030.

LU, X.; LI, L. Y.; WANG, L.; LEI, K.; HUANG, J.; ZHAI, Y. Contamination assessment of mercury and arsenic in roadway dust from Baoji, China. **Atmospheric**

Environment, v. 43, n. 15, p. 2489–2496, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.01.048>.

MACIEL, B. L. O. **Contaminação de solos marginais das rodovias no entorno da estação Ecológica de Águas Emendadas**. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Gestão Ambiental). Universidade de Brasília - Campus Planaltina, 2018.

MAIA, J. M. F.; BAPTISTA, G. M. M. Clima. In: FONSECA, F. O.; FONSECA, P. C. M.; OLIVEIRA, M. M. G. **Águas emendadas**. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Brasília, p. 101-109, 2008.

MIRANDA, E. E. de; (Coord.). **Brasil em Relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/relevobr/>. Acesso em 15 de Setembro de 2020.

MIRANDA, M. R.; COELHO-SOUZA, S. A.; GUIMARÃES, J. R. D.; CORREIA, R. R. S.; OLIVEIRA, D. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 240–251, 2007. DOI: 10.4257/oeco.2007.1102.08.

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

NASR, Mina; ARP, Paul A. Total Mercury Concentrations in Lake and Streams Sediments Related to Wet-Area Coverage and Geogenic Sources within Upslope Basins. **Soil and Sediment Contamination**, v. 27, n. 3, p. 221–248, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/15320383.2017.1378872>.

NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY – NIST. Standard Reference Material 1515: Apple Leaves. Certificate of Analysis. p. 1-7, 2019.

NOGUEIRA, F.; SILVEIRA, R.; DA SILVA, C. J.; ABDO, M.; GIRARD, P.; WANTZEN, K. M. Hydrochemistry of lakes, rivers and groundwater. **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**, n. January 2020, p. 167–198, 2011.

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: [dx.doi.org/10.1021/es305071v](https://doi.org/10.1021/es305071v) | [10.1021/acs.est.8b01246](https://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://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.028>.

PARANJAPE, A. R.; HALL, B. D. Recent advances in the study of mercury methylation in aquatic systems. **Facets**, v. 2, n. 1, p. 85–119, 2017. DOI: [10.1139/facets-2016-0027](https://doi.org/10.1139/facets-2016-0027).

POKHAREL, A. K.; OBRIST, D. Fate of mercury in tree litter during decomposition. **Biogeosciences Discussions**, v. 8, n. 2, p. 2593–2627, 2011. DOI: [10.5194/bgd-8-2593-2011](https://doi.org/10.5194/bgd-8-2593-2011).

PORTELA, J. F.; SOUZA, J. P. R.; TONHÁ, M. S. et al. 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.

PULLES, T.; DENIER VAN DER GON, H.; APPELMAN, W.; VERHEUL, M. Emission factors for heavy metals from diesel and petrol used in European vehicles. **Atmospheric Environment**, v. 61, p. 641–651, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.022>.

RAZAVI, N. R.; CUSHMAN, S. F.; HALFMAN, J. D.; MASSEY, T.; BEUTNER, R.; CLECKNER, L. B. Mercury bioaccumulation in stream food webs of the Finger Lakes in central New York State, USA. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 172, n. July 2018, p. 265–272, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.060>.

REA, A. W.; LINDBERG, S. E.; KEELER, G. J. Dry deposition and foliar leaching of mercury and selected trace elements in deciduous forest throughfall. **Atmospheric Environment**, v. 35, n. 20, p. 3453–3462, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00133-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00133-9).

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do Cerrado in SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. **Cerrado: ambiente e flora**. EMBRAPA, Planaltina – DF. p. 89-166, 2008.

RISCH, M. R.; DEWILD, J. F.; KRABBENHOFT, D. P.; KOLKA, R. K.; ZHANG, L. Litterfall mercury dry deposition in the eastern USA. **Environmental Pollution**, v. 161, p. 284–290, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.005>.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; GUIMARÃES, J. R. D.; RHEAULT, I. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajos River, Brazil. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 261, n. 1–3, p. 43–59, 2000. DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00594-5.

SCHWARZBOLD, A. Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifíton. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 1990.

SELIN, N. E. Global biogeochemical cycling of mercury: A review. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 34, p. 43–63, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.environ.051308.084314>.

SHOLUPOV, S.; POGAREV, S.; RYZHOV, V., et al. 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.

SOUSA, A. R. Dinâmica de mercúrio no estrato arbóreo da Estação Ecológica de Águas Emendadas - ESECAE: uma abordagem em função das rodovias presentes na zona de amortecimento. **25º Congresso de Iniciação Científica da UnB e 16º do DF**, 2019.

TSUI, M. T. K.; FINLAY, J. C.; NATER, E. A. Effects of stream water chemistry and tree species on release and methylation of mercury during litter decomposition. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 23, p. 8692–8697, 2008. DOI: 10.1021/es800956q.

TSUI, M. T. K.; FINLAY, J. C.; NATER, E. A. Mercury bioaccumulation in a stream network. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 18, p. 7016–7022, 2009. DOI: 10.1021/es901525w.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. Minamata Convention on Mercury: Text and annexes. p. 1-72, 2019.

VASCONCELOS, M. R. R. O papel dos podzóis hidromórficos na exportação e bioacumulação de metilmercúrio em igarapés de terra firme na Amazônia Central.

Dissertação de Mestrado (PPG em Ciências Biológicas), p. 1–60, 2014.

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: 10.1016/j.envpol.2018.01.020.

WETZEL, R. G. Attached algal-substrata interactions: fact or myth, and when and how?. In: *Periphyton of freshwater ecosystems*. Springer, Dordrecht. p. 207-215, 1993.

WINTHER, M. & SLENTØ, E. **Heavy Metal Emissions for Danish Road Transport**. 2010. Disponível em: <http://www.dmu.dk/Pub/FR780.pdf>. Acesso em 27/06/2018.

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://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.05.043>.

WU, Y. **Periphyton: Functions and Application in Environmental Remediation**. Elsevier Inc., 2016.

ŽIŽEK, S.; MILAČIČ, R.; KOVAČ, N.; JAĆIMOVIĆ, R.; TOMAN, M. J.; HORVAT, M. Periphyton as a bioindicator of mercury pollution in a temperate torrential river ecosystem. **Chemosphere**, v. 85, n. 5, p. 883–891, 2011. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.06.110.

ZUO, X.; FU, D.; LI, H.. Variation Characteristics of Mercury in Speciation during Road Runoff for Different Rainfall Patterns. **Clean - Soil, Air, Water**, v. 41, n. 1, p. 69–73, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/clen.201100289>.

APÊNDICE A – Matriz da correlação de Pearson

- Matriz de correlação de Pearson – Ambiente lótico

Variáveis	HgT - Sedimento	HgT - Perifíton	HgT - Folhíço	pH	OD (mg/L)	Temperatura (° C)	Ec (uS/cm)	MO - Sedimento	AFDW - Perifíton
HgT - Sedimento	1	0,981	0,611	-0,310	-0,013	-0,362	0,956	0,131	-0,635
HgT - Perifíton	0,981	1	0,656	-0,298	-0,087	-0,195	0,989	0,070	-0,587
HgT - Folhíço	0,611	0,656	1	-0,576	-0,272	0,140	0,600	-0,201	-0,168
pH	-0,310	-0,298	-0,576	1	0,122	-0,177	-0,219	0,247	-0,315
OD (mg/L)	-0,013	-0,087	-0,272	0,122	1	-0,281	-0,023	-0,345	0,238
Temperatura (° C)	-0,362	-0,195	0,140	-0,177	-0,281	1	-0,161	-0,533	0,548
Ec (uS/cm)	0,956	0,989	0,600	-0,219	-0,023	-0,161	1	0,038	-0,560
MO - Sedimento	0,131	0,070	-0,201	0,247	-0,345	-0,533	0,038	1	-0,310
AFDW - Perifíton	-0,635	-0,587	-0,168	-0,315	0,238	0,548	-0,560	-0,310	1

- Matriz de correlação de Pearson – Ambiente lântico

Variáveis	[THg] Sedimento (ng/g)*	pH	OD (mg/L)	Temperatura (°C)	Ec (µS/cm)
[THg] Sedimento (n	1	-0,028	-0,324	0,218	-0,368
pH	-0,028	1	-0,707	0,850	0,179
OD (mg/L)	-0,324	-0,707	1	-0,896	0,349
Temperatura (°C)	0,218	0,850	-0,896	1	0,061
Ec (uS/cm)	-0,368	0,179	0,349	0,061	1