UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UnB PLANALTINA – FUP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO RURAL

ALÍPIO PIRES QUINTANILHA

MERCÚRIO ATMOSFÉRICO EM ÁREAS DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁGUAS EMENDADAS PRÓXIMAS AS RODOVIAS

Planaltina - DF
Julho/2026

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE UnB PLANALTINA – FUP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO RURAL

ALÍPIO PIRES QUINTANILHA

MERCÚRIO ATMOSFÉRICO EM ÁREAS DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁGUAS EMENDADAS PRÓXIMAS AS RODOVIAS

Dissertação de Mestrado apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural pelo Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural da Faculdade UnB de Planaltina – UnB/FUP.

Orientador: Prof. Dr. Tamiel Khan Baiocchi Jacobson
Coorientador: Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi

Planaltina - DF

Julho/2026

ALÍPIO PIRES QUINTANILHA

MERCÚRIO ATMOSFÉRICO EM ÁREAS DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁGUAS EMENDADAS PRÓXIMAS AS RODOVIAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de mestre.

Aprovado em:

_____

Prof. Dr. Tamiel Khan Baiocchi Jacobson - Orientador(a)

Presidente da Banca – PPG-Mader (FUP/UnB)

_____

Prof. Dr. Ronaldo de Almeida

Avaliador Externo – DNCET/UNIR

_____

Prof.ª Dr.ª Suzi Maria de Cordova Huff Theodoro

Avaliadora Interna – PPG-Mader (FUP/UnB)

_____

Prof. Dr. José Vicente Elias Bernardi (Coorientador)

Suplente – FUP/UnB

Planaltina – DF

Julho/2026

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

PP667mm

Pires Quintanilha, Alípio
Mercúrio Atmosférico em Áreas da Estação Ecológica de Águas Emendadas Próximas as Rodovias / Alípio Pires Quintanilha; orientador Tamiel Khan Baiocchi Jacobson; co-orientador José Vicente Elias Bernardi . Brasília, 2026.
103 p.

Dissertação(Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural) Universidade de Brasília, 2026.

1. Poluição Ambiental. 2. Ciclo do Hg. 3. Áreas de Proteção Ambiental. 4. Emissão veicular. 5. Cerrado. I. Khan Baiocchi Jacobson, Tamiel, orient. II. Elias Bernardi , José Vicente, co-orient. III. Título.

DEDICATÓRIA

À minha amada família; minha mãe Ceiça, meu pai Dico, minha irmã Aline (com sua família), minha esposa Angélica, meu sogro Tião (*in memoriam*), minha sogra Dina, minha cunhada Leila e meus filhos PP e Mari, que sempre estiveram ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Tamiel Khan, agradeço imensamente a parceria e capricho na condução de sua orientação ao longo desse projeto, todos os ensinamentos e incentivos fundamentais para a construção desta pesquisa, apoio durante os momentos difíceis, principalmente durante a defesa. Portanto lhe agradeço como orientador e como amigo, pois essa parceria foi fundamental para construirmos um diálogo horizontal.

Ao meu coorientador, Vicente Bernardi, agradeço pelo direcionamento ao tema, foco do nosso projeto, a sua dedicação e paixão pela ciência, o seu compromisso com os dados. Nossas conversas foram fundamentais para que eu pudesse compreender melhor a dinâmica do ciclo do mercúrio. Portanto lhe agradeço como coorientador e pela amizade em me auxiliar nesse tema tão fundamental para a área ambiental.

Aos meus colegas de turma do Mader, que sempre foram muito solícitos desde o início, demonstraram uma união muito forte. Vocês foram essenciais para deixar essa pós-graduação mais leve.

A todos os professoras e professores do Mader. Obrigado por contribuir com muito zelo para ampliarem minha visão para o pensamento interdisciplinar sobre o Meio Ambiente e a sociedade, permitindo que tivesse acesso a questões que nunca havia discutido antes.

À minha banca de qualificação: Suzi Theodoro e Ronaldo de Almeida. Muito obrigado por aceitarem meu convite, pelo cuidado e pela atenção que deram ao meu trabalho e pelas valiosas considerações feitas.

A coordenação do Mader e as Secretarias de Pós-Graduação da FUP. Obrigado pelo suporte, por atender as demandas com muita competência em todas as fases do meu curso de mestrado.

Aos colegas/amigos da Estação Ecológica de Águas Emendadas e do IBRAM/DF pelo apoio e suporte que me deram durante a realização da Pós. Esse trabalho fortalece nosso trabalho e compromisso com a gestão ambiental em Unidades de Conservação. Também agradeço ao grupo de pesquisa sobre Mercúrio do professor Vicente, em especial ao Lucas, pelas conversas que enriqueceram o meu olhar sobre a dedicação aos estudos relacionados a riscos ambientais.

Por fim, queria agradecer aos sujeitos que contribuíram com essa pesquisa e me apoiaram direta ou indiretamente. Obrigado por dividirem suas experiências, suas perspectivas e suas visões com este trabalho.

"...a primavera chega sem ser anunciada pelo retorno dos pássaros, e as primeiras horas da manhã são estranhamente silenciosas..."

"Nenhuma feitiçaria, nenhuma ação inimiga silenciou o renascimento da vida neste mundo devastado. O próprio povo o fez."

Rachel Carson – Primavera Silenciosa

RESUMO GERAL

A industrialização e queima de combustíveis fósseis amplificaram o ciclo biogeoquímico do Hg e seus impactos ambientais. O Hg atmosférico (Hg_{atm}) oriundo de emissões veiculares é depositado em ecossistemas terrestres e aquáticos, permeando teias tróficas e bioacumulando em níveis tróficos superiores. O Hg_{atm} emitido em rodovias é importante variável para determinação da intensidade da deposição de Hg, e consequente contaminação por Hg, em ecossistemas protegidos por unidades de conservação (UCs). Neste sentido, o objetivo da dissertação foi quantificar e analisar as concentrações de Hg_{atm} ao longo de rodovias marginais (BR-020, DF-128, DF-205, DF-345) e no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE), em diferentes horários, alturas e distâncias da rodovia. Utilizamos analisador de mercúrio portátil Lumex RA-915M para determinar a concentração de Hg_{atm} em pontos nas rodovias e nas áreas centrais da ESEC-AE. As concentrações de Hg_{atm} ao longo das rodovias variaram entre 0 e 12,50 ng/m³, sendo 4,40 ng Hg/m^3 pela manhã e 3,83 ng Hg/m^3 no início da tarde. Observamos enriquecimento significativo de Hg_{atm} no final da tarde (4,95 ng Hg/m^3), horário de pico do tráfego, onde ocorre emissão conjunta devido a combustão fóssil e ressuspensão mecânica do Hg particulado depositado nas rodovias. As concentrações de Hg_{atm} não diferiram em relação a diferentes alturas do solo, e, maiores concentrações ocorreram sob baixas velocidades de vento e elevada umidade relativa do ar. Considerando as áreas internas da ESEC-AE, observamos forte influência das emissões rodoviárias nas concentrações de Hg_{atm} (determinada via Krigagem) que incidem sobre a UC, principalmente nas rodovias BR-020, que apresentou fluxo mais intenso. As concentrações de Hg_{atm} apresentaram alta variabilidade espacial (entre 2,0 e 7,0 ng/m^3) nas áreas internas da UC, com média geral de 4,26 ng/m³. Obtivemos métricas inconstantes nas mensurações de Hg_{atm} em diferentes fitofisionomias, onde observamos picos de concentração (outliers) de até 25 ng/m^3 em uma mata de galeria. No entanto, consideramos haver influência do gradiente altitudinal e da direção dos ventos predominantes da região. Nossos resultados demonstram que as concentrações de Hg_{atm} nas rodovias que margeiam a ESEC-AE, dependem, majoritariamente, da intensidade do tráfego, que varia significativamente durante o dia. Observamos que o Hg_{atm} acumula em áreas internas da ESEC-AE, principalmente em fitofisionomias com vegetação mais densa e úmida. Assim, concluímos que o Hg_{atm} emitido em rodovias e que incide sobre a ESEC-AE depende da intensidade do tráfego, de processos de ressuspensão mecânica, da densidade vegetal da fitofisionomia e das condições meteorológicas locais. Esses fatores atuam conjuntamente na modulação temporal e espacial do Hg_{atm} em ambientes rodoviários urbanos e periurbanos sob influência antrópica. Nossos resultados contribuem para a compreensão do ciclo antropogênico do Hg e dos impactos ecológicos em ecossistemas associados a rodovias e subsidia tomadas de decisão em relação a políticas públicas ambientais e de gestão de Ucs. Evidenciamos e ressaltamos a necessidade de monitoramento contínuo de emissões veiculares em rodovias marginais a UCs para auxiliar na condução de políticas públicas referentes as emissões de Hg_{atm}.

Palavras-Chave: Poluição ambiental; Ciclo do Hg; Áreas protegidas; Emissão veicular; Cerrado.

GENERAL ABSTRACT

Industrialization and the burning of fossil fuels have intensified the biogeochemical cycle of mercury (Hg) and its environmental impacts. Atmospheric Hg (Hg_{atm}) originating from vehicular emissions is deposited in terrestrial and aquatic ecosystems, permeating food webs and bioaccumulating at higher trophic levels. Hg_{atm} emitted along roadways is a key variable in determining the intensity of Hg deposition and consequent Hg contamination in ecosystems protected by conservation units (CUs). In this context, our objective was to quantify and analyze Hg_{atm} concentrations along adjacent roadways (BR-020, DF-128, DF-205, DF-345) and within the Águas Emendadas Ecological Station (ESEC-AE) at various times, heights, and distances from the road. We used a portable Lumex RA-915M mercury analyzer to determine Hg_{atm} concentrations at points along the roadways and in the central areas of the ESEC-AE. Hg_{atm} concentrations along the roadways ranged from 0 to 12.50 ng/m³, averaging 4.40 ng Hg/m³ in the morning and 3.83 ng Hg/m³ in the early afternoon. We observed significant Hg_{atm} enrichment in the late afternoon (4.95 ng Hg/m³) coinciding with peak traffic driven by combined emissions from fossil fuel combustion and the mechanical resuspension of particulate Hg deposited on the road surfaces. Hg_{atm} concentrations did not vary significantly with height; however, higher concentrations occurred under conditions of low wind speed and high relative humidity. Regarding the interior areas of the ESEC-AE, we observed a strong influence of roadway emissions on Hg_{atm} concentrations (determined via Kriging) affecting the CU, particularly from the BR-020 highway, which exhibited the heaviest traffic flow. Atmospheric mercury (Hg_{atm}) concentrations showed high spatial variability (ranging from 2.0 to 7.0 ng/m³) within the protected area, with an overall mean of 4.26 ng/m³. Measurements across different vegetation types yielded inconsistent metrics, with concentration peaks (outliers) reaching up to 25 ng/m³ observed in a gallery forest. However, we believe these levels were influenced by the altitudinal gradient and the region's prevailing wind directions. Our results demonstrate that Hg_{atm} concentrations along the highways bordering the ESEC-AE depend primarily on traffic intensity, which varies significantly throughout the day. We observed that Hg_{atm} accumulates within the ESEC-AE, particularly in areas with denser, more humid vegetation. Thus, we conclude that the Hg_{atm} emitted from highways and affecting the ESEC-AE is influenced by traffic intensity, mechanical resuspension processes, vegetation density, and local meteorological conditions. These factors act in concert to modulate Hg_{atm} levels both temporally and spatially in urban and peri-urban roadside environments subject to anthropogenic influence. Our findings contribute to the understanding of the anthropogenic Hg cycle and the ecological impacts on ecosystems adjacent to highways, while also informing decision-making regarding environmental public policies and the management of protected areas. We highlight the need for continuous monitoring of vehicle emissions on highways bordering protected areas to support the development of public policies addressing Hg_{atm} emissions.

Keywords: Environmental pollution; Hg cycle; Protected areas; Vehicular emissions; Cerrado.

LISTA DE FIGURAS E IMAGENS

REVISÃO DA LITERATURA

Figura 1. Níveis projetados de mercúrio no meio ambiente em 2050 30

CAPÍTULO 1. Emissões de Hg Atmosférico proveniente da circulação de veículos nas rodovias do entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas – ESEC-AE, Brasília, DF

Figura 1. Localização da área de estudo 52

Figura 2. Pontos de coleta de Hg nas rodovias 54

Figura 3. Box Plot dos resultados das concentrações médias de Hg_{atm} para cada grupo de períodos amostrados em todos os PR 58

CAPÍTULO 2. Concentração e distribuição espacial do Hg atmosférico emitido pelos veículos na região da Estação Ecológica de Águas Emendadas - ESEC-AE

Figura 1. Localização da área de estudo 83

Figura 2. Pontos de coleta de Hg realizados internamente na ESEC-AE 85

Figura 3. Pontos de coleta de Hg realizados internamente na ESEC-AE com monitoramento realizado durante 15 minutos em cada ponto 86

Figura 4. Semivariograma gerado a partir das médias obtidas de Hg_{atm} dos Pontos Internos da ESEC-AE 88

Figura 5. Mapa de espalhamento dos pontos de calor projetados a partir das médias obtidas de Hg_{atm} nos pontos amostrais PI (Krigagem Ordinária) 90

Figura 6. Perfil vertical das médias de concentrações de Hg_{atm} em PI33 91

Figura 7. Gráfico de distribuição dos valores monitorados em 15 minutos no interior da ESEC-AE ……...…….. 92

MATERIAL SUPLEMENTAR:

Imagem S0. Passarela na BR-20. Local de coleta dos pontos a 1 metro (PR03) e 10 metros (PR04) usados nas mensurações comparativas em diferentes altitudes ……. 78

Imagem S1. A – visão geral da torre de observação com total de 20 metros de altura; B – detalhes da plataforma elevatória utilizada como apoio para realização das mensurações em altitude em PI33 103

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1. **Emissões de Hg Atmosférico proveniente da circulação de veículos nas rodovias do entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas – ESEC-AE, Brasília, DF**

Tabela 1. Comparação entre diferentes concentrações de Hg atm (ng/m^3) em cada período do dia (Manhã – M; Início da Tarde – T; Fim da Tarde - FT), pelo Teste kruskal-Wallis. ……. 56

Tabela 2. Valores de p em comparações múltiplas (bicaudal); Hg (ng/m³); Variável independente (agrupamento): Período. Teste de Kruskal-Wallis: H (2, N= 143) =8,733406; p =0,0127…….... 56

Tabela 3. Teste Multivariado de Significância para verificação dos dados coletados em diferentes alturas (PR03 e PR04) 60

Tabela 4. Resumo da estrutura regulatória sobre emissões de Hg_{atm} 61

MATERIAL SUPLEMENTAR:

Tabela S0. Concentrações de Hg_{atm} para o último valor e a média dos valores registrados para 1 minuto de coleta nas rodovias. Os dados espaciais estão em Sirgas 2000 75

Tabela S1. Concentrações de Hg_{atm} para os Pontos Internos da ESEC-AE com os valores para o último valor e a média para cada 1 minuto de coleta 101

Tabela S2. Medições na Torre de observação da ESEC-AE com as concentrações de Hg_{atm} para os últimos valores e médias mensurados no tempo de 1 minuto 102

Tabela S3. Monitoramento do Hg_{atm} pelo período de 15 minutos por ponto no interior da ESEC-AE. Os valores para cada minuto estão em ng/m^3 de Hg …...…… 102

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAS (abreviatura em inglês) – Espectometria de Absorção Atômica

AFS (abreviatura em inglês) – Espectometria de Fluorescência Atômica

AMNet – Atmospheric Mercury Network

APARD – Área de Proteção Ambiental Rio Descoberto

BR - 020 – Rodovia Federal

CH^3Hg^+ - Metilmercúrio (fórmula química)

CAMNet – Canadian Atmospheric Mercury Measurement Network

CNTs – Nanotubos de Carbono

COFs – Estruturas Orgânicas Covalentes

CVAAS (abreviação em inglês) – Espectrometria de Absorção Atômica por Vapor Frio

Cwa/Cwb – Clima Temperado Úmido com Inverno Seco e Verão Quente ou Temperado

DF – Distrito Federal

DF - 128, 205, 345 – Rodovias do Distrito Federal

DOHGS – Mercúrio Oxidado

ESEC-AE – Estação Ecológica de Águas Emendadas

ESP – Precipitador Eletrostático

FT – Fim de Tarde

GEO – Group on Earth Observations

GEM (abreviatura em inglês) – Mercúrio Elementar Gasoso

GEOSS – Global Earth Observation System of Systems

GMOS – Global Mercury Observation System

GOM (abreviatura em inglês) – Mercúrio Oxidativo Gasoso

Hg – Mercúrio

Hg^0 – Mercúrio Atmosférico Elementar

Hg^{2+} - Cátion de Mercúrio

Hg_{atm} – Mercúrio Atmosférico

HgP – Mercúrio Particulado

HgS – Sulfeto de Mercúrio

HgT – Mercúrio Total

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

LDHs – Hidróxidos Duplos em Camadas

M – Manhã

MeHg – Metilmercúrio (Sigla)

MO – Matéria Orgânica

MOF – Estrutura Metal Orgânica

ng/m^3 – Nanograma por Metro Cúbico

NO^3 – Radical Nitrato

OK (abreviatura em inglês) – Krigagem Ordinária

P – Ponto Amostral (monitoramento)

PCR – Ponto de Controle da Rodovia

PI – Ponto Interno

PR – Ponto da Rodovia

RBC – Reserva da Biosfera do Cerrado

RGM (abreviatura em inglês) – Mercúrio Gasoso Reativo

RMSE – Erro Quadrático Médio

RMSSE – Erro Padronizado do RMSE

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

T – Início da Tardde

TGM (abreviatura em inglês) – Mercúrio Gasoso Total

UC – Unidade de Conservação

UHMERC – University of Houston Mercury System

UNECE – Conventionon Long-range Transboundary Air Pollution

UNEP – United Nations Environment Programme

UV – Índice Ultravioleta

WFGD – Depuradores de Dessulfurização de Gases de Combustão Úmida

ZA – Zona de Amortecimento

ZU – Zona Urbana

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL 17

Referências 20

2. REVISÃO DA LITERATURA 26

2.1. Ciclo do Mercúrio 26

2.2. Emissões globais de Hg atmosférico 28

2.3. Emissões de Hg atmosférico no Brasil 31

2.4. Emissões de Hg atmosférico no Distrito Federal (DF) 32

2.5. Mercúrio em rodovias 33

2.6. Métodos de medição de Hg atmosférico 34

Referências 35

CAPÍTULO 1. Emissões de Hg Atmosférico proveniente da circulação de veículos nas rodovias do entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas – ESEC-AE, Brasília, DF 46

RESUMO 46

ABSTRACT 47

1. INTRODUÇÃO 48

2. METODOLOGIA 52

2.1. Caracterização da área 52

2.2. Delineamento amostral 53

2.3. Determinação da concentração de Hg_{atm} 54

2.4. Análise dos dados 55

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO 55

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS 64

Referências 65

MATERIAL SUPLEMENTAR 75

Registro Fotográfico 78

CAPÍTULO 2. Concentração e distribuição espacial do Hg atmosférico emitido pelos veículos na região da Estação Ecológica de Águas Emendadas - ESEC-AE 79

RESUMO 79

ABSTRACT 80

1. INTRODUÇÃO..... 81
2. METODOLOGIA..... 83
2.1. Caracterização da área..... 83
2.2. Delineamento amostral..... 84
2.3. Determinação da concentração de Hg_{atm}..... 86
2.4. Análise dos dados..... 87
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 87
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS..... 94
Referências..... 95
MATERIAL SUPLEMENTAR..... 101
Registros Fotográficos..... 103

1. INTRODUÇÃO GERAL

O mercúrio (Hg) é um elemento químico do grupo 12 classificado como um metal de transição em forma líquida que está presente na crosta terrestre, principalmente em ambientes vulcânicos, podendo ser mobilizado para a atmosfera através de erupções vulcânicas e intemperismo de rochas. As ações humanas como industrialização e queima de combustíveis fósseis elevam as taxas de emissões de Hg no ambiente (Agnan *et al*., 2016).

A mobilização do Hg em escala global ocorre, em grande parte, via atmosfera (principalmente por vapores), influenciando o ciclo com a deposição no solo, vegetação e matéria orgânica. O mercúrio atmosférico (Hg_{atm}) comumente pode sofrer dois processos distintos no meio ambiente, a bioacumulação ou reemissão, onde ambos contribuem para ocorrência de contaminação em diferentes níveis tróficos (Agnan *et al*, 2016; Monteiro *et al*., 2024).

O Hg é um metal pesado persistente e tóxico que apresenta riscos significativos ao meio ambiente. Embora fontes naturais contribuam para as emissões, atividades antropogênicas são responsáveis pela maior parte de sua liberação na atmosfera, com aumento das concentrações totais em cerca de 450% acima dos níveis emitidos naturalmente. (UNEP, 2019; Fiorentino *et al*., 2005).

A queima de combustíveis fósseis em veículos automotores é crítica, principalmente em ambientes urbanos e periurbanos, onde o tráfego de veículos é intenso (Pacyna et al., 2006). Os veículos liberam a forma gasosa de Hg (Hg^0 - mercúrio atmosférico) que pode ser depositado diretamente nas margens das estradas ou transportado por longas distâncias de acordo com as correntes de ar existentes (FIOCRUZ, 2021).

A liberação de Hg por veículos ocorre, principalmente, devido às quantidades residuais desse elemento presentes nos combustíveis fósseis e ao desgaste de componentes veiculares, como pastilhas de freio e pneus, que podem conter Hg^0 como impureza (Gustin et al., 2008).

O Hg^0 emitido é transportado na atmosfera e depositado em ecossistemas terrestres e aquáticos, podendo ser convertido em metilmercúrio (CH^3Hg+), que entra nas cadeias tróficas gerando bioacumulação, com riscos neurotóxicos para seres vivos em ecossistemas terrestres e aquáticos, e, para o ser humano (Clarkson & Magos, 2006).

As emissões de fontes únicas (único ponto de emissão) que se depositam no meio ambiente são maiores na queima de combustível em processos industriais, mas não podemos

deixar de lado a contribuição daquelas que são derivadas da queima de combustíveis veiculares nas rodovias (Brown et al., 1999).

Os metais pesados (como o Hg), não são biodegradáveis e podem ser acumulados e concentrados em diversos ambientes, levando a sérios danos aos seres vivos no topo das teias tróficas. Isso significa que os efeitos nocivos do Hg representam um risco ambiental, principalmente em áreas destinadas a conservação (Ma & Tsai, 2017).

As unidades de conservação (UC) no Brasil, definidas por lei (BRASIL, 2000), estão sujeitas a contaminação por Hg, influenciando o funcionamento dos ecossistemas nesses locais (Shen *et al.*, 2020). Normalmente, UCs apresentam elevada biodiversidade e variadas morfologias foliares. A absorção de Hg mobilizado na atmosfera em copas das árvores varia de acordo com a estrutura foliar e tipo de espécie vegetal, fator importante para compreender a deposição deste elemento em UCs (Olson et al., 2019; Pleijel et al., 2021).

O acúmulo de Hg foliar e a posterior deposição dessas folhas no solo resultam na formação de matéria orgânica (MO) gerando acumulados deste metal pesado nessa parte da cadeia trófica, fator que exerce papel importante para evitar a continuidade do seu ciclo em direção a cursos de água, ficando retido e diminuindo assim a sua especiação (mudanças no elemento químico) para a forma mais tóxica do elemento, o CH^3Hg+ (Olson et al., 2019).

Na atmosfera o Hg antrópico usualmente é oxidado por halogênios, ozônio ou por grupos nitro. O Hg oxidado entra em variados compartimentos, podendo ser depositado no meio ambiente via folhas, solo, água ou reduzido à sua forma original (Hg^0) (Amin et al., 2021).

Em relação à saúde humana, o Hg está relacionado a diversos problemas de saúde (Feinberg et al., 2023; Guo et al., 2024; Kosai et al., 2023). A contaminação pode ocorrer pela ingestão de água e alimentos contaminados (Bieser et al., 2023; De Simone et al., 2024; Lim et al., 2021; Marrone et al., 2021; Martino et al., 2022; Pessoa et al., 2003), além da inalação de vapores de Hg suspensos na atmosfera (Ciani et al., 2024; Lauthartte et al., 2018).

As emissões globais de Hg na atmosfera devido a queima de combustíveis fósseis são constantes, amplificando o ciclo antropogênico do Hg e seus níveis de contaminação (Amos et al., 2013; An et al., 2024; Lyu & Xin, 2024; Slemr et al., 2003; Sprovieri et al., 2010; Strode et al., 2010; Zheng et al., 2016), colocando em risco UCs com grande sensibilidade ambiental, localizadas nas proximidades de áreas urbanizadas (Echeverria, 2007; Feinberg et al., 2023; Marrone et al., 2021; Monteiro et al., 2021; Rodrigues et al., 2022; Wang et al., 2020).

Pesquisas relacionadas ao comportamento do Hg_{atm} são importantes para compreendermos as ações antrópicas no ciclo biogeoquímico do Hg, subsidiando a elaboração de ações mitigadoras e políticas públicas relativas ao manejo do Hg em áreas urbanas, periurbanas, rurais e em ecossistemas protegidos como as UCs (Zheng et al., 2016).

Assim, é estratégico e pertinente a criação e manutenção de sistemas de informações que auxiliem na elaboração de mapeamento dos riscos potenciais da contaminação humana e ambiental por Hg, com o objetivos de auxiliar na identificação de prioridades de conservação e tomadas de decisões gerenciais (Filho et al., 2022). Há pesquisas que enfocam fontes industriais (Lynam & Keeler, 2006; Missimer et al., 2024; Nie et al., 2023; Sprovieri et al., 2010) ou ciclo biogeoquímico do Hg (Amos et al., 2013; Bieser et al., 2023; Oladoye et al., 2024; Strode et al., 2010). No entanto, pesquisas sobre emissões provenientes do transporte rodoviário são pouco exploradas (Zhang et al., 2012). Nesse sentido este estudo tem por objetivo geral quantificar e analisar a concentração de Hg_{atm} no interior e ao longo das rodovias marginais da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE), uma UC cercada por rodovias (BR-020, DF-128, DF-345 e DF-205), em Planaltina DF. Esta pesquisa busca ampliar as discussões a respeito do Hg_{atm} oriundo de veículos automotores em vias urbanas e rurais e impactos nos ecossistemas circundantes, e sua relação com o ciclo antropogênico do Hg (IBRAM/DF, 2025). O conhecimento sobre as emissões e impactos do Hg_{atm} em ecossistemas locais são fundamentais para subsidiar ações governamentais mais efetivas (Driscoll et al., 2013) e para o estabelecimento de diretrizes específicas para gestão de área protegidas distritais, estaduais e federais.

A presente dissertação foi dividida em dois capítulos, em formato de artigos científicos, para cada objetivo específico. O primeiro capítulo, intitulado "**Emissões de Hg Atmosférico proveniente da circulação de veículos nas rodovias do entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas – ESEC-AE, Brasília, DF"**, teve como objetivo quantificar as concentrações de Hg atmosférico (Hg_{atm}) ao longo das rodovias marginais da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE) em diferentes alturas e períodos do dia (manhã, início e final da tarde).

No segundo capítulo, intitulado "**Concentração e distribuição espacial do Hg atmosférico emitido por veículos na região da Estação Ecológica de Águas Emendadas - ESEC-AE"**, nosso objetivo foi avaliar a distribuição espacial e a dinâmica atmosférica do Hg na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE). De forma mais específica, investigamos a influência das rodovias circundantes na estrutura espacial e padrões de

dispersão das concentrações de Hg_{atm} no interior da ESECAE, relacionando a topografia, ambientais locais, fitofisionomias e cobertura vegetal.

Referências

Agnan, Y.; Le Dantec, T.; Moore, C. W.; Edwards, G. C.; Obrist, D. (2016). New Constraints on Terrestrial Surface-Atmosphere Fluxes of Gaseous Elemental Mercury Using a Global Database. *Environ. Sci. Technol.* 2016, *50* (2), 507– 524, DOI: 10.1021/acs.est.5b04013.

Amin, S., Asif, T., Khan, M., Usinowicz, E., Mitra, D., & Asaduzzaman, A. (2021). Structural, energetic and vibrational properties of oxidized mercury in the gas and aqueous phases. *Computational and Theoretical Chemistry*, *1198*(February). https://doi.org/10.1016/j.comptc.2021.113186.

Amos, H. M., Jacob, D. J., Streets, D. G., & Sunderland, E. M. (2013). Legacy impacts of all-time anthropogenic emissions on the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, *27*(2), 410–421. https://doi.org/10.1002/gbc.20040.

An, D., Zhao, J., Chen, Y., Bai, C., & Cheng, X. (2024). Research on Activation Mechanisms In Situ during Rapid Desorption of Mercury-Absorbing Activated Coke by the Heating Method. *ACS Omega*. https://doi.org/10.1021/acsomega.4c03870.

Bieser, J., Amptmeijer, D. J., Daewel, U., Kuss, J., Soerensen, A. L., & Schrum, C. (2023). The 3D biogeochemical marine mercury cycling model MERCY v2.0 - linking atmospheric Hg to methylmercury in fish. *Geoscientific Model Development*, *16*(9), 2649–2688. https://doi.org/10.5194/gmd-16-2649-2023.

BRASIL. (2000). Ministério do Meio Ambiente. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm >. Acesso em: 05 set. 2025

Brown, T. D., Smith, D. N., Hargis, R. A., & O'dowd, W. J. (1999). Mercury measurement and its control: What we know, have learned, and need to further investigate. *Journal of the Air and Waste Management Association*, *49*(6), 1–97. https://doi.org/10.1080/10473289.1999.10463841.

Ciani, F., Costagliola, P., Lattanzi, P., & Rimondi, V. (2024). Gaseous Mercury Limit Values: Definitions, Derivation, and the Issues Related to Their Application. *Sustainability (Switzerland)* , *16*(8), 1–15. https://doi.org/10.3390/su16083142.

Clarkson, T. W., & Magos, L. (2006). The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Critical Reviews in Toxicology*, 36(8), 609-662.

Driscoll, C. T.; Mason, R. P.; Chan, H. M.; Jacob, D. J.; Pirrone, N. Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology* 2013, 47, 4967–4983. https://doi.org/10.1021/es305071v.

Feinberg, A., Jiskra, M., Borrelli, P., Biswakarma, J., & Selin, N. E. (2023). Deforestation as an Anthropogenic Driver of Mercury Pollution. *Environmental Science and Technology*. https://doi.org/10.1021/acs.est.3c07851.

De Simone, F., Hedgecock, I. M., Bruno, D. E., Cinnirella, S., Sprovieri, F., & Pirrone, N. (2024). Modelling the anthropogenic Hg pollution fingerprint on the marine fishery production worldwide: A preliminary exposure assessment for people living in countries having different income levels. *Environment International*, *190*(July), 108891. https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108891

Echeverria, R. M. (2007). *Avaliação de impactos ambientais nos tributários do lago Paranoá, Brasília, DF*. Universidade de Brasília, Instituto de Geociências. Dissertação de Mestrado, 1–127.

Filho, S., Rovere, L., & Schneider, R. (2022). *Processo analítico hierárquico para priorizar a avaliação de riscos ecológicos em áreas contaminadas por petróleo e derivados*. Eng. Sanit. Ambient. Sep-Oct 2022, 939–946. https://doi.org/10.1590/S1413-415220210250.

FIOCRUZ, Ministério da Saúde, Brasil. Consequências do Mercúrio na Saúde Humana e no Meio Ambiente. Escola Politécnica de Saúde Joaquim Venâncio - Fundação Oswaldo Cruz, 2021,URL<https://www.epsjv.fiocruz.br/sites/default/files/files/LIVRO_Mercurio_Saude.pdf >, em 14/01/2024.

Fiorentino, J.C., Enzweiler, J., Figueiredo, A.M.G., Morcelli C.P.R. Mercúrio derivado do tráfego veicular em solos laterais da rodovia banderantes, sp, X Congresso Brasileiro de

Geoquímica e 11 Simpósio de Geoquimica dos Países do Mercosul Porto de Galinhas.Pernambuco. Brasil. 2005.

Guo, W., Liu, M., Zhang, Q., Deng, Y., Chu, Z., Qin, H., Li, Y., Liu, Y. R., Zhang, H., Zhang, W., Tao, S., & Wang, X. (2024). Warming-Induced Vegetation Greening May Aggravate Soil Mercury Levels Worldwide. *Environmental Science and Technology*. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c01923

Gustin, M. S., Coolbaugh, M. F., Engle, M., Fitzgerald, B. C., Keislar, R. E., & Lindberg, S. E. (2008). Mercury emissions from urban areas in Nevada. *Science of the Total Environment*, 402(2-3), 238-250.

IBRAM – Distrito Federal (2025). Unidades de Conservação. Disponível em: https://www.ibram.df.gov.br/unidades-de-conservacao/. Acesso em: 14 de Jun. 2025.

Kosai, S., Nakajima, K., & Yamasue, E. (2023). Mercury mitigation and unintended consequences in artisanal and small-scale gold mining. *Resources, Conservation and Recycling*, *188*(December 2021), 106708. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106708.

Lauthartte, L. C., Gomes, D. F., Mussy, M. H., De Holanda, Í. B. B., Almeida, R., & Bastos, W. R. (2018). Potential exposure to atmospheric mercury in the occupational environment of gold shops in porto velho, rondônia. *Quimica Nova*, *41*(9), 1055–1060. https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170253.

Lim, J. W., Kim, T. Y., & Woo, M. A. (2021). Trends in sensor development toward next-generation point-of-care testing for mercury. *Biosensors and Bioelectronics*, *183*, 113228. https://doi.org/10.1016/j.bios.2021.113228.

Lynam, M. M., & Keeler, G. J. (2006). Source-receptor relationships for atmospheric mercuryin urban Detroit, Michigan. *Atmospheric Environment*, *40*(17), 3144–3155. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.01.026.

Lyu, Q., & Xin, F. (2024). Review on Mercury Control during Co-Firing Coal and Biomass under O2/CO2 Atmosphere. *Applied Sciences (Switzerland)*, *14*(10). https://doi.org/10.3390/app14104209

Ma, H., & Tsai, S. B. (2017). Design of research on performance of a new iridium coordination compound for the detection of Hg2+. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *14*(10). https://doi.org/10.3390/ijerph14101232.

Marrone, A., La Russa, D., Brunelli, E., Santovito, G., La Russa, M. F., Barca, D., & Pellegrino, D. (2021). Antarctic Fish as a Global Pollution Sensor: Metals Biomonitoring in a Twelve-Year Period. *Frontiers in Molecular Biosciences*, *8*(December), 1–8. https://doi.org/10.3389/fmolb.2021.794946.

Martino, M., Tassone, A., Angiuli, L., Naccarato, A., Dambruoso, P. R., Mazzone, F., Trizio, L., Leonardi, C., Petracchini, F., Sprovieri, F., Pirrone, N., D'Amore, F., & Bencardino, M. (2022). First atmospheric mercury measurements at a coastal site in the Apulia region: seasonal variability and source analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 68460–68475. https://doi.org/10.1007/s11356-022-20505-6.

Missimer, T. M., MacDonald, J. H., Tsegaye, S., Thomas, S., Teaf, C. M., Covert, D., & Kassis, Z. R. (2024). Natural Background and the Anthropogenic Enrichment of Mercury in the Southern Florida Environment: A Review with a Discussion on Public Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *21*(1). https://doi.org/10.3390/ijerph21010118.

Monteiro, L. C., Fernandes, I. O., Maciel, E. S. F., Rodrigues, Y. O. S., Souza, J. P. R. de, Oliveira, S. F. B., & Bernardi, J. V. E. (2021). 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*, *12*(6), 461–471. https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.006.0038.

Monteiro, L.C, Vieira, L.C.G, Bernardi, J.C, Bastos, W.R., Souza, J.P.R, Recktenvald,.C.N.N., Costa Nery, A.F., Oliveira, I.A.S.O, Cabral, C.S., Moraes, L.C., Filomeno, C.L., Souza, J.R. (2024) Local and landscape factors influencing mercury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of the Araguaia River floodplain, Central Brazil, Science of The Total Environment, Volume 908, 2024, 168336, ISSN 0048-9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168336.

Nie, X., Wu, C., Zhang, H., Li, Y., Li, T., & Wang, Y. (2023). Atmospheric wet deposition of mercury in urban Jinan, eastern China: Speciation, scavenging process and potential sources. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *251*(June 2022), 114529. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114529.

Oladoye, P. O., Wang, K., Aguilar, K., Liu, G., & Cai, Y. (2024). Particles-involved photochemical processes: A review for the case of mercury reduction in relation to aquatic mercury cycling. *Science of the Total Environment*, *931*(February), 172845. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172845.

Olson, C. L., Jiskra, M., Sonke, J. E., & Obrist, D. (2019). Mercury in tundra vegetation of Alaska: Spatial and temporal dynamics and stable isotope patterns. *Science of the Total Environment*, *660*, 1502–1512. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.058.

Pacyna, E. G., Pacyna, J. M., & Steenhuisen, F. (2006). Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment*, 40(22), 4048-4063.

PESSOA, M. C. P. Y., GOMES, M. A. F., NEVES, M. C., CERDEIRA, A. L., & DE SOUZA, M. D. (2003). Identificação De Áreas De Exposição Ao Risco De Contaminação De Águas Subterrâneas Pelos Herbicidas Atrazina, Diuron E Tebutiuron. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, *13*, 111–122. https://doi.org/10.5380/pes.v13i0.3171.

Pleijel, H., Klingberg, J., Nerentorp, M., Broberg, M. C., Nyirambangutse, B., Munthe, J., & Wallin, G. (2021). Mercury accumulation in leaves of different plant types-the significance of tissue age and specific leaf area. *Biogeosciences*, *18*(23), 6313–6328. https://doi.org/10.5194/bg-18-6313-2021.

Rodrigues, Y. O. S., Dórea, J. G., Landim, P. M. B., Bernardi, J. V. E., Monteiro, L. C., de Souza, J. P. R., Pinto, L. de C. M., Fernandes, I. O., de Souza, J. V. V., Sousa, A. R., Sousa, J. de P., Maciel, B. L. O., Delvico, F. M. dos S., & de Souza, J. R. (2022). Mercury spatiality and mobilization in roadside soils adjacent to a savannah ecological reserve. *Environmental Research*, *205*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112513.

Shen, W., Xiong, K., Gao, Y., Quan, M., Peng, H., Yang, T., He, L., & Bao, K. (2020). Distribution of potential harmful trace elements and potential ecological risk in the jiulongchi

wetland of fanjing mountain, Southwest China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *17*(5), 1–16. https://doi.org/10.3390/ijerph17051731.

Slemr, F., Brunke, E. G., Ebinghaus, R., Temme, C., Munthe, J., Wängberg, I., Schroeder, W., Steffen, A., & Berg, T. (2003). Worldwide trend of atmospheric mercury since 1977. *Geophysical Research Letters*, *30*(10), 1–4. https://doi.org/10.1029/2003gl016954.

Sprovieri, F., Pirrone, N., Ebinghaus, R., Kock, H., & Dommergue, A. (2010). A review of worldwide atmospheric mercury measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *10*(17), 8245–8265. https://doi.org/10.5194/acp-10-8245-2010.

Strode, S., Jaeglé, L., & Emerson, S. (2010). Vertical transport of anthropogenic mercury in the ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, *24*(4), 1–10. https://doi.org/10.1029/2009GB003728.

UNEP (2019). Global Mercury Assessment 2018. United Nations Environment Programme, Chemicals and Health Branch, Geneva, Switzerland.

Wang, L., Hou, D., Cao, Y., Ok, Y. S., Tack, F. M. G., Rinklebe, J., & O'Connor, D. (2020). Remediation of mercury contaminated soil, water, and air: A review of emerging materials and innovative technologies. *Environment International*, *134*(October 2019), 105281. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105281.

Zhang, L., Wong, M. H., & Wong, C. S. C. (2012). Mercury contamination and bioaccumulation in fish and human hair from Hainan Island, South China Sea. *Environmental Research*, 119, 90-97.

Zheng, Y. juan, Chen, Y. ping, Maltby, L., & Jin, X. lin. (2016). Highway increases concentrations of toxic metals in giant panda habitat. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(21), 21262–21272. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7221-0.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Ciclo do Mercúrio

O mercúrio (Hg) está disposto naturalmente em rochas, principalmente vulcânicas, podendo ser disponibilizado através das erupções de vulcões, intemperismo e evaporação vinda de ambientes aquáticos com depósitos naturais vindos das fontes geogênicas de Hg (Francisco, 2021; Missimer et al., 2024).

O mineral mais representativo é o cinábrio (sulfeto de mercúrio, HgS), que pode liberar o Hg na atmosfera pelos processos descritos acima, incluindo também emissões de fontes hidrotermais (Fiorentino et al., 2005; UNEP, 2019). Em oposição temos a disposição antropogênica quando o Hg é utilizado nos processos humanos para elaboração de produtos industrializados, mineração e queima de combustíveis fósseis (Bourtsalas & Themelis, 2019; De Lacerda, 1997; Korejwo et al., 2020; Morais, 2016; Morelli et al., 2024; Scalenghe & Fasciani, 2008).

O Hg é um elemento químico de alta toxicidade emitido em larga escala por atividades humanas (Shen et al., 2020). Poluentes gerados por atividades antropogênicas e lançados no meio ambiente levam a consequências negativas para os variados ecossistemas, pois ocorre uma transformação das caraterísticas naturais e cerceamento de recursos utilizados pelas espécies dos locais afetados (Golobocanin, *et al.*, 2004).

O ciclo do Hg envolve processos que abrangem tanto as emissões na atmosfera quanto a sua posterior entrada nos sistemas terrestres (vegetação, matéria orgânica e aglomerados de solo) e aquáticos (corpos hídricos em geral e sedimentos) (Brooks et al., 2014). Ocorre uma série de interações complexas entre esses compartimentos ambientais de forma regionalizada ou mais ampla que pode transcender fronteiras (McLagan et al., 2021; Yi et al., 2023).

O Hg na atmosfera pode ser transportado por longas distâncias. Esse processo de transporte é facilitado pela forma atmosférica elementar (Hg^0), que pode ser convertido para Hg^{2+} (íon de mercúrio) mais volátil, podendo percorrer grandes áreas ao longo do ponto inicial de dispersão (Pérez-Martínez et al., 2021; Song et al., 2021). Pode ser também encontrado em vapor e ser emitido diretamente para a atmosfera (Francisco, 2021).

A queima de carvão em usinas termelétricas libera grandes quantidades de Hg gasoso. Certos processos industriais e a utilização de mercúrio em dispositivos como termômetros,

lâmpadas fluorescentes e baterias também são fontes de emissões (Agnan et al., 2016; PNUMA, 2013; Silva et al., 2017).

A respeito da contribuição da mineração no ciclo de Hg, principalmente para emissões atmosféricas, considerando fundamentalmente os processos ilegais, são verificados desafios muito complexos quando tratamos de emissões de mercúrio, o que pode gerar diversos transtornos às populações humanas e riscos ambientais relacionados a contaminação de regiões importantes para a biodiversidade (Esdaile & Chalker, 2018).

O setor de mineração artesanal de ouro, com destaque para os empreendimentos informais, utiliza cerca de 2059 toneladas de mercúrio anualmente, emitindo 838 toneladas para a atmosfera. A informalidade dificulta a coleta de dados precisos sobre o uso de Hg e sua emissão, que representam 38% do total de emissões antropogênicas atmosféricas (Keane et al., 2023; UNEP, 2019).

Em sua forma gasosa o Hg pode ser transportado e depositado em corpos d'água e solo (Dórea et al., 2023), resultando em bioacumulação, que é o acúmulo de substâncias químicas nos organismos vindas da absorção direta do ambiente ou através da alimentação (Voigt et al., 2016).

Este fato é especialmente preocupante em ecossistemas aquáticos, onde o mercúrio pode ser convertido em metilmercúrio (CH^3Hg+), uma forma muito tóxica que se acumula nos organismos e nas teias tróficas (Dórea et al., 2023). O CH^3Hg+ pode ser absorvida por organismos aquáticos e potencialmente acumular-se em consumidores, como peixes, aves e humanos (Monteiro et al., 2021).

A bioacumulação de Hg em organismos aquáticos é uma das principais preocupações ambientais, pois a exposição ao mercúrio pode causar uma série de problemas de saúde, incluindo danos neurológicos, renais e cardiovasculares, com efeitos mais graves em crianças e gestantes (Bernhoft, 2012; Song et al., 2021)

Várias pesquisas (Amos et al., 2013; Barago et al., 2020; De Lacerda, 1997; De Lacerda et al., 2007; Fostier et al., 2015; Li et al., 2023; Monteiro et al., 2021) já foram realizadas para entender quais tipos de formas químicas o mercúrio adquire na atmosfera e como ele participa do ciclo global do Hg.

O Hg_{atm} é influenciado por eventos climáticos que desencadeiam a chamada depleção de mercúrio atmosférica, que acontece pela sua dissolução através da chuva ou absorção por

superfícies secas e exercem grande influência no ciclo do mercúrio (Macdonald & Loseto, 2010; Steffen et al., 2008).

O Hg participa de um ciclo que compreende fatores relacionados com processos que são bem identificados através das ações antrópicas, mas que também podem estar interligados com processos de reemissões, principalmente quando o mercúrio se associa a diferentes componentes ambientais (Steffen et al., 2015). Os oceanos exercem papel fundamental nessa ciclagem, pois são grandes depósitos de Hg, principalmente quando este assume formas solubilizadas em meio líquido salino (Sprovieri et al., 2010).

O deslocamento do Hg pode variar de acordo com cada compartimento ambiental, onde a disponibilidade desse elemento permanece na atmosfera de dias a meses, deposição em corpos d'água podem ser carreadas mais rapidamente e o Hg bioacumulado pode estar disponível de acordo com os fatores de decomposição dos organismos, tornando diversificados os fatores de emissão que podem ser pontuais, como os decorrentes das indústrias e difusos como os que ocorrem nas emissões veiculares (Pirrone et al., 2010).

As emissões de Hg antropogênico, incluindo aquelas relacionadas a queima de combustíveis fósseis (cerca de 24%), trazem mudança no ciclo biogeoquímico do Hg, forçando a entrada cada vez mais acentuada em compartimentos de acumulação já existentes no meio ambiente (Strode et al., 2010;Pacyna et al., 2016;UNEP,2019).

A contribuição de deposição antropogênica na atmosfera nas décadas de 2000 e 2010 foram acentuadas e já se equiparavam as emissões que eram oriundas dos oceanos (Pirrone et al., 2010).

2.2. Emissões globais de Hg atmosférico

Globalmente as emissões atmosféricas de Hg antropogênico são estimadas em mais de 2.200 toneladas anuais (UNEP, 2019) . As principais fontes incluem a queima de combustíveis fósseis, com cerca de 60% das emissões globais, sendo queima de carvão e outros combustíveis fósseis utilizados para energia e indústria, a mineração de ouro (principalmente na América do Sul, Ásia e África). Além disso, o desmatamento e queimadas contribuem para as emissões, pois liberam mercúrio acumulados nestes estratos (De Lacerda et al., 2007; Simone et al., 2016; UNEP, 2019). Na América Latina, a forma mais relevante é devido à mineração ilegal de ouro, especialmente na Amazônia (De Lacerda et al., 2007; Silva et al., 2017).

Os níveis de Hg (elementar, gás, iônico, metilmercúrio) encontrados globalmente dependem do tipo e da fase deste no ambiente. Existem diferenças de mobilidade em cada compartimento, onde sua escala pode ser regional ou global. Assim, a contaminação tem efeito transfronteiriço (Jung et al., 2022).

Estas características levam a necessidade de acompanhamento contínuo e periódico dos níveis de Hg_{atm}, incluindo medições a longo prazo, o que contribui para a compreensão do seu ciclo (Marrone et al., 2021; Sprovieri et al., 2010). Neste sentido, há publicações sobre o tema, a partir de meados da década de 1970 realizadas por Slemr et al. (2003).

Dados referenciados de 2013 mostravam que a participação de Hg antropogênico reemitido de acumulados da superfície era responsável por 60% da deposição atmosférica, 27% de emissões antropogênicas primárias e em menor escala 13% de fontes naturais. Apenas 17% do Hg na superfície do oceano era natural. A Ásia tinha participação como principal contribuinte para as emissões primárias, porém com apenas 17% da sua parte em deposição na superficial do oceano em comparação com 30% depositados que tinham origem norte-americana e europeia (Amos et al., 2013).

Os níveis globais de Hg_{atm} são oriundos, essencialmente, de emissões antropogênicas. Segundo Future (2013), se as emissões de Hg antropogênico tivessem cessado em 2015, os níveis de Hg_{atm} diminuiriam 30% de imediato. Porém, a redução estagnaria em 15%, demorando cerca de 85 anos para que fosse reduzida novamente.

O Hg^{o} pode ficar em suspensão por meses na atmosfera e sua emissão pode contribuir com deposições no meio ambiente de forma mais acentuada a nível regional influenciadas por fatores climáticos, onde cerca de 15 % da contribuição antropogênica para a deposição de Hg está nos Trópicos e atingindo 25% em áreas do hemisfério norte (Simone et al., 2016). O Hg_{atm} pode sofrer influências diversas em seu fluxo global, sendo que a umidade é um fator importante de influência, principalmente na sazonalidade do clima, quando acontece diminuição de concentrações em épocas de chuva (Fostier & Michelazzo, 2006).

Projeções baseadas em medições de concentrações atmosféricas mais recentes, para a contribuição antropogênica de emissões em diferentes cenários de tempo, ações e políticas adotadas quanto à essas emissões. Em 2010, as emissões antropogênicas primárias foram 1.890 Mg^{-1}, sendo principais fontes aquelas relacionadas a mineração artesanal de ouro (37%), a queima de combustíveis fósseis (25%), a produção de metais não ferrosos (10%) e também da produção de cimento (9%) (Zhang et al., 2021) (Figura 1).

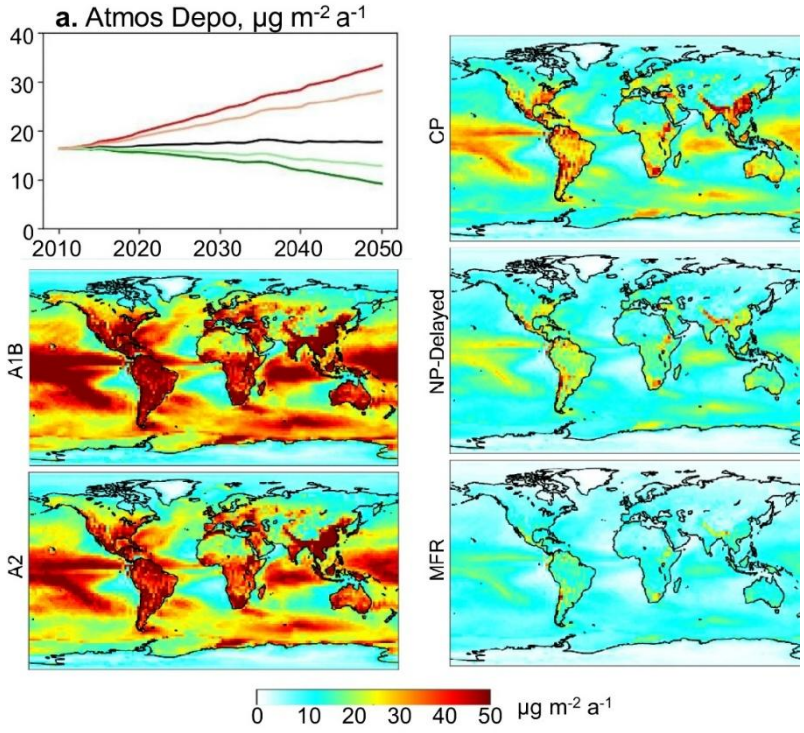


Figura 1. Níveis projetados de mercúrio no meio ambiente em 2050. O quadro superior esquerdo mostra a tendência dos valores médios globais, enquanto os outros quadros mostram a distribuição espacial para os cinco cenários (com emissão do mais alto para o mais baixo): A1B (com os níveis de emissão nos níveis atuais), A2 (cenário de mundo com aderência as reduções divididas), CP (política atual de emissões), NP-Delayed (nova política aplicada de forma atrasada) e MFR (redução máxima viável). Adaptado de Zhang et al., 2021.

Existem iniciativas que criaram agências e programas, em nível global, para busca de paridade no acompanhamento, como o GEO (Group on Earth Observations). A iniciativa estabelece um Plano de Monitoramento que apoia ações da GEOSS (Global Earth Observation System of Systems) e da UNEP (United Nations Environment Programme), que aborda o transporte de Hg em larga escala (UNECE, Conventionon Long-range Transboundary Air Pollution) (Weigelt et al., 2013).

Com base nas orientações e definições dessas agências e programas foram desenvolvidos sistemas que objetivam a realização de monitoramento global, sendo estabelecidas a CAMNet (Canadian Atmospheric Mercury Measurement Network) e a AMNet (Atmospheric Mercury Network, AMNet), em colaboração entre Estados Unidos e Canadá, além da GMOS (Global Mercury Observation System) que é uma iniciativa europeia com perspectiva global (Weigelt et al., 2013).

Globalmente existem grandes desafios para que se estabeleça um protocolo harmônico para o acompanhamento dos níveis e rotas do mercúrio atmosférico, principalmente quando

são abordados os níveis de especiação do mercúrio, onde o mesmo pode variar bastante desde quando medidos em zonas mais industrializadas como também em zoneamentos rurais mais afastados dos centros urbanos (Bieser et al., 2023; Weigelt et al., 2013).

2.3. Emissões de Hg atmosférico no Brasil

Em conjunto com a América do Sul, o Brasil é um grande emissor de Hg, com cerca de 70% de emissões totais vindas da mineração, especialmente em áreas da Amazônia, onde o uso de Hg por garimpeiros para separar o ouro é uma fonte de contaminação importante quando nos referimos às emissões atmosféricas (Lauthartte et al., 2018; UNEP, 2019). Além disso, o Brasil enfrentou problemas relacionados ao uso de Hg na produção de cloro e soda, e em outras atividades industriais. A falta de controle eficiente em determinadas regiões do Brasil agravou o problema, porém com os acordos da convenção de Minamata as ações para mitigar a contaminação vinda das atividades industriais se tornaram mais eficientes (Lima et al., 2014; UNEP, 2019).

O extenso litoral brasileiro pode influenciar nas concentrações de Hg de cidades litorâneas muito urbanizadas e industrializadas, principalmente devido aos ventos de superfície, que ocorrem em cidades como o Rio de Janeiro (Silva et al., 2024). Há diferenças sazonais nos valores mensurados, sendo 37% no outono, 28% na primavera, 24% no inverno e 11% no verão, fato que pode estar relacionado à maior ou menor intensidade de calor e radiação.

Até a década de 1970, as emissões recentes de Hg no Brasil eram de fonte industrial. O crescimento populacional acelerado em centros urbanos, o aumento no número de garimpos na Amazônia e o maior controle regulatório nas indústrias influenciaram a mudança no perfil das emissões. O setor industrial diminuiu a deposição de mercúrio nos anos 1980 e 1990, principalmente na região Sul e Sudeste do país (De Lacerda, 1997). Quando colocados em dados comparativos preliminares, a quantidade de Hg_{atm} disposta em regiões urbanizadas do Brasil pode ser equivalente às de regiões do hemisfério Norte global (Fostier & Michelazzo, 2006).

Os sistemas florestais são compartimentos naturais importantes para o acúmulo de Hg, inclusive das emissões vindas da atmosfera. Porém, o Brasil apresenta intenso desflorestamento, acrescido de altos índices de incêndios florestais. Isto representa incrementos de até 50% nas reemissões de Hg_{atm}, oriundos do solo e vegetação queimada (Carpi et al.,

2014). Há diferenças significativamente maiores em áreas abertas quando comparadas a sistemas florestais intactos (Almeida et al., 2009).

Em regiões do Brasil, principalmente naquelas localizadas próximas de centros urbanos e com consumo de peixes advindos da pesca local, destacam-se fatores como a disponibilização de Hg_{atm} para os sistemas hídricos, principalmente na região Norte do país, onde traz grande risco a saúde por contaminação de Hg biodisponível nesse alimento consumido pelas populações (Hacon et al., 1997). Esse estudo da década de 1990 trouxe que os níveis de mercúrio em peixes carnívoros consumidos localmente variaram de 0,3 a 3,6 mg/kg, variando de acordo com a espécie e época do ano em que foi feita a pesca.

No Brasil, particularmente na região amazônica, a chamada abordagem ecossistêmica já foi utilizada para detalhar correlações ambientais, agrárias, desmatamento e da saúde das populações humanas em relação a contaminação por Hg, tendo em vista que são situações complexas e que interferem nesse processo de forma diferenciada em cada estado do país (Chen & Wilcox, 2009).

A tecnologia é um recurso de maior precisão para mensurações de emissões de poluentes e como exemplo temos as varreduras de poluição global com estudos atmosféricos auxiliados por satélites, sendo importante destacar inclusive que o Brasil é integrante dessa iniciativa (Snapshots & Movement, 2008).

2.4. Emissões de Hg atmosférico no Distrito Federal (DF)

No Distrito Federal existem fontes importantes de emissões em relação ao Hg liberado por atividades industriais e transporte rodoviário. A presença de indústrias e de instalações de grande porte com atividades cimenteiras, mineradoras e usinagem de asfalto são fontes de emissão de Hg, além de possíveis riscos associados ao transporte de Hg proveniente de outras regiões do país (Echeverria, 2007; Morais, 2016; Monteiro et al., 2021; Oliveira, 2021).

Oliveira, (2021) associou a deposição vinda da atmosfera a maiores concentrações de Mercúrio Total (HgT) em macrófitas na ESEC-AE. Neste mesmo sentido, na APA Bacia do Rio Descoberto (APARD), em Brasília, foram realizadas amostragens de sedimentos de afluentes (ambiente lótico) e no reservatório (ambiente lêntico). As concentrações de Hg apresentaram diferença significativa ($p = 0,002$) entre afluentes (0,03 μg g-1 ± 0,02) e reservatório (0,08 μg g-1 ± 0,04) (Portela, 2020). Este trabalho faz paralelos com a deposição de mercúrio acumulado na atmosfera, incluindo aquela advinda da frota veicular da região.

Mensurações de particulados atmosféricos para níveis de Hg no centro de Brasília (Rodoviária do Plano Piloto e Setor Comercial Sul) com influência direta do tráfego veicular intenso e outra região industrial da área de mineração (Região da Fercal), os testes não apontaram diferenças significativas entre as regiões do estudo, porém, com base na climatologia, aponta que pode existir uma tendência do Hg na atmosfera se espalhar através de correntes de ar, principalmente na Região da Fercal (Morais, 2016).

Monteiro et al.(2021) demonstraram que a distribuição espacial do Hg total em solos e seu acúmulo em sedimentos em córregos da ESEC-AE variou de 16,12 a 96,80 $ng.g^{-1}$, com média de 41,46 ± 28,01 $ng.g^{-1}$ no sedimento, com maior taxa de acúmulo em cursos de água próximos às rodovias, impactando a U.C. Nesse contexto de impactos ambientais vindos da contaminação por Hg_{atm} destaca-se que o DF possui UCs que sofrem bastante pressão antrópica por estarem localizadas em áreas urbanas e periurbanas, em sua maioria cercada por rodovias que favorecem a disponibilização direta de Hg pela queima de combustíveis vinda dos veículos (Rodrigues et al., 2022; IBRAM/DF,2025; SEDUH/DF, 2025).

A acumulação de metais pesados nos produtos alimentícios foi verificada por Dórea e Donangelo (2006) para ampliar o entendimento da contaminação por esses elementos, incluindo o Hg, e a influência na saúde humana nas fases de desenvolvimento embrionário e aleitamento materno, onde identificaram que o fator mais crítico está relacionado a fase do desenvolvimento do embrião (Rachmayani, 2015).

2.5. Mercúrio em rodovias

As rodovias são um meio de modal de transporte terrestre que podem contribuir para as emissões de Hg em larga escala, especialmente quando consideramos que o transporte veicular de passageiros e de cargas são amplamente utilizados no Brasil e no mundo, fundamentalmente com a queima de combustíveis fósseis e com a utilização de pneus de borracha sintética (Azizian et al., 2003; Liang et al., 1996; Niemiec, 2015).

Segundo Sexauer Gustin et al., (2012) há influência direta de fontes de emissões vindas de rodovias que variam conforme a distância, mesmo quando os locais amostrais foram mais distantes. Além disso, quando consideramos a forma antropogênica de emissão do Hg^0 no ambiente, fatores regulatórios do fluxo atmosférico, como é o caso da temperatura do ambiente e a radiação solar, podem alterar seu fluxo de dispersão (Agnan *et al*., 2016, Mason, 2009).

A expansão da malha viária está relacionada ao aumento de metais pesados disponibilizados nas rodovias e ambientes que a circundam, influenciando os organismos expostos (Pettigrew et al., 2022). A intensidade do tráfego é diretamente proporcional aos níveis observados, onde quanto maior for o fluxo de veículos, maiores serão os valores emitidos na atmosfera (Singh et al., 2010).

Em regiões urbanas e periurbanas com grande concentração industrial e intenso fluxo de veículos em rodovias há tendências ao acúmulo maior e mais variável de concentrações de espécies de mercúrio do que em áreas rurais, sendo identificados Mercúrio Elementar Gasoso (GEM), Mercúrio Gasoso Reativo (RGM) e Mercúrio Particulado Hg(p) (Fang et al., 2010).

A contaminação de metais pesados nos alimentos pode ser um fator de risco importante quando consideramos especialmente o mercúrio, pois vegetais que têm seu plantio em hortas localizadas nos perímetros urbanos e com presença de rodovias estão particularmente mais propensos a acumular o Hg (Scalenghe & Fasciani, 2008).

O Hg em diferentes tipos de particulados de solo, incluindo poeira, tem participação em sua composição o Hg de emissões vindas do tráfego de veículos em rodovias. A fotorredução de particulados ou aderência de Hg ao longo do tempo são processos que devem ser considerados para o entendimento dessas trocas (Dat et al., 2023).

A expansão da malha viária, que engloba a construção, manutenção de rodovias e o tráfego veicular, é um fator que está ligada ao aumento da dispersão e deposição de Hg no meio ambiente, contribuindo com o aumento nos índices de poluição e pressão ambiental em diversos ecossistemas (Azizian et al., 2003; Baah et al., 2023; Pettigrew et al., 2022).

2.6. Métodos de determinação da concentração de Hg atmosférico

A medição Hg_{atm} é um desafio técnico, devido aos baixos níveis de concentração, porém nos últimos anos o desenvolvimento de novos métodos de mensuração têm simplificado e melhorado as formas de detecção (Lim et al., 2021).

Técnicas e aparelhos foram desenvolvidos para monitorar as emissões de Hg. Nesse aspecto destacamos o sistema Tekran® 2537X/1130/1135, utilizado para medição de Hg elementar gasoso (GEM), Hg gasoso oxidado (GOM) e o Hg gasoso total (TGM). Esse sistema possui módulos específicos para análise de cada fase do Hg atmosférico e utiliza a espectrometria de fluorescência atômica (AFS), onde a presença de uma fonte de luz excita radiotivamente os átomos que foram convertidos em gás (Gustin et al., 2015).

Aparelhos com espectometria de absorção atômica (AAS), como as unidades da Lumex RA-915/RA-915+, realizam medições da concentração de Hg_{atm}, além da utilização de células de amálgama que capturam o Hg gasoso para posterior análise e a presença de sensores de alta sensibilidade mais recentes que utilizam tecnologias avançadas para detectar mercúrio em baixas concentrações (Lim et al., 2021; Meelapsom et al., 2016; Sommar et al., 2020).

Outros métodos que podemos destacar são a espectrofotometria de absorção atômica por vapor frio (CVAAS), utilizada no analisador Gardis Hg (G7X Mercury Analyzer) que possui um sistema chamado armadilha de ouro com o objetivo de reduzir interferências de impurezas na amostra, além de variações do uso do sistema Tekran, como o University of Houston Mercury system (UHMERC) que se diferencia utilizando aquecimento de uma armadilha de ouro e filtro de GOM, o detector de espécies de Hg oxidados (DOHGS) que analisa a diferença entre duas unidades de TGM e GEM e os sistemas que fazem uso de medição GEM a laser que utilizam dados calibrados do próprio Tekran (Gustin et al., 2015).

Temos também técnicas de amostragem manual que utilizam câmara de vapor para determinar GOM através de aerossóis e sistemas manuais ativos com o uso de filtros para verificar a deposição de plumas aerossóis de Hg^0. Além destas constam os métodos que abordam os amostradores passivos, que verificam o acúmulos atmosféricos em superfícies bióticas como musgos e líquens e abióticas como a água para medição de TGM e GOM (Gustin et al., 2015; Zhang et al., 2012).

Para este estudo é importante destacar os métodos que utilizem aparelhos portáteis de medição do Hg^0 como o analisador de vapor de Hg produzido pela Lumex (Zhang et al., 2021) e as análises desenvolvidas como método de estudo que estabeleçam um o mapeamento por satélite adequado para identificação de potenciais hotspots de Hg^0 (Dat et al., 2023).

Referências

Agnan, Y.; Le Dantec, T.; Moore, C. W.; Edwards, G. C.; Obrist, D. (2016). New Constraints on Terrestrial Surface-Atmosphere Fluxes of Gaseous Elemental Mercury Using a Global Database. *Environ. Sci. Technol.* 2016, *50* (2), 507– 524, DOI: 10.1021/acs.est.5b04013.

Almeida, M. D., Marins, R. V., Paraquetti, H. H. M., Bastos, W. R., & Lacerda, L. D. (2009). Mercury degassing from forested and open field soils in Rondônia, Western Amazon, Brazil. *Chemosphere*, *77*(1), 60–66. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.05.018.

Amos, H. M., Jacob, D. J., Streets, D. G., & Sunderland, E. M. (2013). Legacy impacts of all-time anthropogenic emissions on the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, *27*(2), 410–421. https://doi.org/10.1002/gbc.20040.

Azizian, M. F., Nelson, P. O., Thayumanavan, P., & Williamson, K. J. (2003). Environmental impact of highway construction and repair materials on surface and ground waters: Case study. Crumb rubber asphalt concrete. *Waste Management*, *23*(8), 719–728. https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00024-2.

Baah, G.A.; Savin, I.Y.; Vernyuk, Y.I. (2023) Pollution from Highways Detection Using Winter UAV Data. Drones 2023, 7, 178. https://doi.org/10.3390/ drones7030178.

Barago, N., Floreani, F., Acquavita, A., Esbrí, J. M., Covelli, S., & Higueras, P. (2020). Spatial and temporal trends of gaseous elemental mercury over a highly impacted coastal environment (Northern Adriatic, Italy). *Atmosphere*, *11*(9). https://doi.org/10.3390/atmos11090935.

Bernhoft, R. A. (2012). Mercury toxicity and treatment: A review of the literature. *Journal of Environmental and Public Health*, *2012*. https://doi.org/10.1155/2012/460508.

Bieser, J., Amptmeijer, D. J., Daewel, U., Kuss, J., Soerensen, A. L., & Schrum, C. (2023). The 3D biogeochemical marine mercury cycling model MERCY v2.0 - linking atmospheric Hg to methylmercury in fish. *Geoscientific Model Development*, *16*(9), 2649–2688. https://doi.org/10.5194/gmd-16-2649-2023.

Bourtsalas, A. C. (Thanos), & Themelis, N. J. (2019). Major sources of mercury emissions to the atmosphere: The U.S. case. *Waste Management*, *85*, 90–94. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.008.

Brooks, S., Ren, X., Cohen, M., Luke, W. T., Kelley, P., Artz, R., Hynes, A., Landing, W., & Martos, B. (2014). Airborne vertical profiling of mercury speciation near Tullahoma, TN, USA. *Atmosphere*, *5*(3), 557–574. https://doi.org/10.3390/atmos5030557.

Carpi, A., Fostier, A. H., Orta, O. R., dos Santos, J. C., & Gittings, M. (2014). Gaseous mercury emissions from soil following forest loss and land use changes: Field experiments in the United

States and Brazil. *Atmospheric Environment*, *96*, 423–429. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.004.

Chen, C., Wilcox, B.A. (2009) Ecotoxicology of Methylmercury: A Transdisciplinary Challenge. *EcoHealth* **5**, 393–395, 2009. https://doi.org/10.1007/s10393-009-0214-4.

Dat, N. D., Truong, M. T., Nguyen, L. S. P., Kim Tran, A. T., Duc, N. M., Vo, T. D. H., & Sheu, G. R. (2023). Street dust mercury levels among different land-use categories in Ho Chi Minh city, Vietnam: Source apportionment and risk estimation. *Atmospheric Pollution Research*, *14*(1), 101623. https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101623.

De Lacerda, Luis, D. (1997). Contaminação por Mercúrio no Brasil: Fontes industriais vs garimpo de ouro. *Química Nova*, *20*(2), 196–199.

De Lacerda, L. D., Dos Santos, A. F., & Marins, R. V. (2007). Emissão de mercúrio para a atmosfera pela queima de gás natural no Brasil. *Quimica Nova*, *30*(2), 366–369. https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000200024.

Dórea, J. G., & Donangelo, C. M. (2006). Early (in uterus and infant) exposure to mercury and lead. *Clinical nutrition (Edinburgh, Scotland)*, *25*(3), 369–376. https://doi.org/10.1016/j.clnu.2005.10.007.

Dórea, J. G., Monteiro, L. C., Elias Bernardi, J. V., Fernandes, I. O., Barbosa Oliveira, S. F., Rudrigues de Souza, J. P., Sarmento Rodrigues, Y. O., Galli Vieira, L. C., & Rodrigues de Souza, J. (2023). Land use impact on mercury in sediments and macrophytes from a natural lake in the Brazilian savanna. *Environmental Pollution*, *337*(June). https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122414.

Echeverria, R. M. (2007). *Avaliação de impactos ambientais nos tributários do lago Paranoá, Brasília, DF*. Universidade de Brasília, Instituto de Geociências. Dissertação de Mestrado, 1–127.

Esdaile, Louisa J.; Chalker, Justin M. (2018). The Mercury Problem in Artisanal and SmallScale Gold Mining. Chemistry - A European Journal, [s.l.], 5 fev. 2018. WileyBlackwell.

Fang, G. C., Yang, I. L., & Liu, C. K. (2010). Estimation of atmospheric particulates and dry deposition particulate-bound Mercury Hg(p) in Sha-Lu, Taiwan. *Aerosol and Air Quality Research*, *10*(5), 403–413. https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.02.0013.

Fiorentino, J.C., Enzweiler, J., Figueiredo, A.M.G., Morcelli C.P.R. Mercúrio derivado do tráfego veicular em solos laterais da rodovia banderantes, sp, X Congresso Brasileiro de Geoquímica e 11 Simpósio de Geoquimica dos Países do Mercosul Porto de Galinhas.Pernambuco. Brasil. 2005.

Fostier, A. H., & Michelazzo, P. A. M. (2006). Gaseous and particulate atmospheric mercury concentrations in the Campinas Metropolitan Region (São Paulo State, Brazil). *Journal of the Brazilian Chemical Society*, *17*(5), 886–894. https://doi.org/10.1590/S0103-50532006000500011.

Fostier, A. H., Melendez-Perez, J. J., & Richter, L. (2015). Litter mercury deposition in the Amazonian rainforest. *Environmental Pollution*, *206*, 605–610. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.08.010

Francisco, A. R. C. (2021). *Química e toxicidade do mercúrio*. Trabalho Final de Mestrado Integrado em Ciências Farmacêuticas, Universidade de Lisboa, 1–48. https://repositorio.ulisboa.pt/bitstream/10451/52985/1/MICF_Ana_Rita_Francisco.pdf.

Future, P. (2013). *The Minamata*. *121*(10), 304–309.

Golobocanin, D.D., Srkbic, B.D.,Miljevik,N.R.,(2004). Principal component analysis for soil contamination with PAHs.Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems 72, 219-223.

Gustin, M. S., Coolbaugh, M. F., Engle, M., Fitzgerald, B. C., Keislar, R. E., & Lindberg, S. E. (2008). Mercury emissions from urban areas in Nevada. *Science of the Total Environment*, 402(2-3), 238-250.

Gustin, M. S., Amos, H. M., Huang, J., Miller, M. B., & Heidecorn, K. (2015). Measuring and modeling mercury in the atmosphere: A critical review. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *15*(10), 5697–5713. https://doi.org/10.5194/acp-15-5697-2015

Hacon, S., Rochedo, E. R., Campos, R., & Rosales, G. (1997). Risk assessment of mercury in Alta Floresta. Amazon Basin - Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, *97*(1–2), 91–105. https://doi.org/10.1007/BF02409648.

IBRAM - Distrito Federal, Instrução n° 49, de 17/06/09. Aprova o Plano de Manejo e o Zoneamento Ambiental da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Disponível em: < https://www.ibram.df.gov.br/plano-de-manejo>. Acesso em: 14 de Jun. 2025.

IBRAM – Distrito Federal (2025). Unidades de Conservação. Disponível em: https://www.ibram.df.gov.br/unidades-de-conservacao/. Acesso em: 14 de Jun. 2025.

Keane, S., Bernaudat, L., Davis, K. J., Stylo, M., Mutemeri, N., Singo, P., Twala, P., Mutemeri, I., Nakafeero, A., & Etui, I. D. (2023). Mercury and artisanal and small-scale gold mining: Review of global use estimates and considerations for promoting mercury-free alternatives. *Ambio*, *52*(5), 833–852. https://doi.org/10.1007/s13280-023-01843-2

Korejwo, E., Saniewska, D., & Bełdowska, M. (2020). Fractionation of mercury in aerosols of the southern Baltic coastal zone. *Atmospheric Environment*, *235*(November 2019). https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117623.

Jung, S., Kim, Y.G., Kwon, S.Y. (2022). Applications of Mercury Stable Isotopes in Environmental Forensics. J Korean Soc Environ Eng. 2022;44 (5): 175-188. Data de publicação (Web): 31 de maio de 2022 (artigo de revisão) doi: https://doi.org/10.4491/KSEE.2022.44.5.175.

Lauthartte, L. C., Gomes, D. F., Mussy, M. H., De Holanda, Í. B. B., Almeida, R., & Bastos, W. R. (2018). Potential exposure to atmospheric mercury in the occupational environment of gold shops in porto velho, rondônia. *Quimica Nova*, *41*(9), 1055–1060. https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170253.

Li, C., Jiskra, M., Nilsson, M. B., Osterwalder, S., Zhu, W., Mauquoy, D., Skyllberg, U., Enrico, M., Peng, H., Song, Y., Björn, E., & Bishop, K. (2023). Mercury deposition and redox transformation processes in peatland constrained by mercury stable isotopes. *Nature Communications*, *14*(1). https://doi.org/10.1038/s41467-023-43164-8.

Liang, L., Horvat, M., & Danilchik, P. (1996). A novel analytical method for determination of picogram levels of total mercury in gasoline and other petroleum based products. *Science of the Total Environment*, *187*(1), 57–64. https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05129-7

Lim, J. W., Kim, T. Y., & Woo, M. A. (2021). Trends in sensor development toward next-generation point-of-care testing for mercury. *Biosensors and Bioelectronics*, *183*, 113228. https://doi.org/10.1016/j.bios.2021.113228.

LIMA, A. C. G.; MOTTA, M.; SILVA, V. L.; SILVA, M. C. L.; FERREIRA, J. M. (2009). Monitoramento da qualidade e avaliação contaminação por mercúrio na água e sedimentos do rio Botafogo, PE, Brasil. Ambi-Agua, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 156-171, 2009. doi:10.4136/ambi-agua.95.

Macdonald, R. W., & Loseto, L. L. (2010). Are Arctic Ocean ecosystems exceptionally vulnerable to global emissions of mercury? A call for emphasised research on methylation and the consequences of climate change. *Environmental Chemistry*, *7*(2), 133–138. https://doi.org/10.1071/EN09127.

McLagan, D. S., Osterwalder, S., & Biester, H. (2021). Temporal and spatial assessment of gaseous elemental mercury concentrations and emissions at contaminated sites using active and passive measurements. *Environmental Research Communications*, *3*(5). https://doi.org/10.1088/2515-7620/abfe02.

Marrone, A., La Russa, D., Brunelli, E., Santovito, G., La Russa, M. F., Barca, D., & Pellegrino, D. (2021). Antarctic Fish as a Global Pollution Sensor: Metals Biomonitoring in a Twelve-Year Period. *Frontiers in Molecular Biosciences*, *8*(December), 1–8. https://doi.org/10.3389/fmolb.2021.794946.

Mason, R. P. (2009). Mercury emissions from natural processes and their importance in the global mercury cycle. In Mercury fate and transport in the global atmosphere (pp. 173-191). Springer, Boston, MA.

Meelapsom, R., Jarujamrus, P., Amatatongchai, M., Chairam, S., Kulsing, C., & Shen, W. (2016). Chromatic analysis by monitoring unmodified silver nanoparticles reduction on double

layer microfluidic paper-based analytical devices for selective and sensitive determination of mercury(II). *Talanta*, *155*, 193–201. https://doi.org/10.1016/j.talanta.2016.04.037

Missimer, T. M., MacDonald, J. H., Tsegaye, S., Thomas, S., Teaf, C. M., Covert, D., & Kassis, Z. R. (2024). Natural Background and the Anthropogenic Enrichment of Mercury in the Southern Florida Environment: A Review with a Discussion on Public Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *21*(1). https://doi.org/10.3390/ijerph21010118.

Monteiro, L. C., Fernandes, I. O., Maciel, E. S. F., Rodrigues, Y. O. S., Souza, J. P. R. de, Oliveira, S. F. B., & Bernardi, J. V. E. (2021). 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*, *12*(6), 461–471. https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.006.0038.

Morelli, G., Ciani, F., Cocozza, C., Costagliola, P., Fagotti, C., Friani, R., Lattanzi, P., Manca, R., Monnanni, A., Nannoni, A., & Rimondi, V. (2024). Riparian trees in mercury contaminated riverbanks: An important resource for sustainable remediation management. *Environmental Research*, *257*(April), 119373. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119373.

Morais, L. M. de. (2016) Determinação de mercúrio total no material particulado atmosférico do Distrito Federal, Brasil. 2016. 74 f., il. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Química e Biológica). Orientado Jurandir Rodrigues de Souza —Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

Niemiec, M. (2015). The Content of Lead, Cadmium and Mercury in Sediments from Rainwater Reservoirs Situated Along the National Road 4. *Chemistry-Didactics-Ecology-Metrology*, *20*(1–2), 75–83. https://doi.org/10.1515/cdem-2015-0008

Oliveira, S.F.B.(2021). Acumulação de mercúrio (Hg) por macrófitas aquáticas: revisão sistemática e estudo na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Distrito Federal. 2021. 65 f., il. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) — Orientador José Vicente Elias Bernardi. Universidade de Brasília, Brasília, 2021. https://repositorio.unb.br/handle/10482/41770.

Pacyna, J. M., Travnikov, O., De Simone, F., Hedgecock, I. M., Sundseth, K., Pacyna, E. G., Steenhuisen, F., Pirrone, N., Munthe, J., and Kindbom, K.(2016). Current and future levels of

mercury atmospheric pollution on a global scale, Atmos. Chem. Phys., 16, 12495–12511, https://doi.org/10.5194/acp-16-12495-2016.

Pérez-Martínez, I., Villanueva-Estrada, R.E., García-Martínez, R., Rodríguez-Díaz, A., Canet, C., 2021, Anomalías y mecanismos de transporte de mercurio en un sistema hidrotermal asociado a fallas normales en Araró, Michoacán (occidente de México): Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, v. 38, núm. 2, p. 86-99.

Pettigrew, S. M., Pan, W. K., Harrington, J., Berky, A., Rojas, E., & Feingold, B. J. (2022). Adult Exposures to Toxic Trace Elements as Measured in Nails along the Interoceanic Highway in the Peruvian Amazon. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *19*(10). https://doi.org/10.3390/ijerph19106335.

Pirrone, N., Hedgecock, I. M., Cinnirella, S., & Sprovieri, F. (2010). Overview of major processes and mechanisms affecting the mercury cycle on different spatial and temporal scales. *EPJ Web of Conferences*, *9*, 3–33. https://doi.org/10.1051/epjconf/201009002.

PNUMA (2013). Convenção de minamata sobre mercúrio. *Nações Unidas*, 64. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/report/minamata-convention-mercury>. Acesso em: 24 mai. 2026.

Portela, J.F. (2020). Avaliação de espécies químicas potencialmente tóxicas na área de proteção ambiental da bacia do Rio Descoberto, Brasília/DF – Brasil. 2020. 117 f., il. Tese (Doutorado em Química) Orientador Jurandir Rodrigues de Souza —Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

Rachmayani. (2015). Covariance structure analysis of health-related indicators in elderly people living at home, focusing on subjective health. 6. Environmental Health Perspectives, Vol. 116, Number 10.

Rodrigues, Y. O. S., Dórea, J. G., Landim, P. M. B., Bernardi, J. V. E., Monteiro, L. C., de Souza, J. P. R., Pinto, L. de C. M., Fernandes, I. O., de Souza, J. V. V., Sousa, A. R., Sousa, J. de P., Maciel, B. L. O., Delvico, F. M. dos S., & de Souza, J. R. (2022). Mercury spatiality and mobilization in roadside soils adjacent to a savannah ecological reserve. *Environmental Research*, *205*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112513.

Scalenghe, R., & Fasciani, G. (2008). Soil heavy metals patterns in the Torino olympic winter games venue (E.U.). *Soil and Sediment Contamination*, *17*(3), 205–220. https://doi.org/10.1080/15320380802006905.

SEDUH – Distrito Federal (2025). Unidades de Conservação do Distrito Federal. Disponível em: https://www.seduh.df.gov.br/unidades-de-conservacao-do-distrito-federal. Acesso em: 14 Jun. 2025.

Sexauer Gustin, M., Weiss-Penzias, P. S., Peterson, C. (2012). Investigating sources of gaseous oxidized mercury in dry deposition at three sites across Florida, USA, Atmos. Chem. Phys., 12, 9201–9219, https://doi.org/10.5194/acp-12-9201-2012, 2012.

Shen, W., Xiong, K., Gao, Y., Quan, M., Peng, H., Yang, T., He, L., & Bao, K. (2020). Distribution of potential harmful trace elements and potential ecological risk in the jiulongchi wetland of fanjing mountain, Southwest China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *17*(5), 1–16. https://doi.org/10.3390/ijerph17051731.

Silva, L. F. M. da, Felix, C. S. A., Nascimento, M. M., Andrade, J. B. de, Canela, M. C., Almeida, C. M. S. de, Silveira, C. S., Carreira, R. da S., & Gioda, A. (2024). Characterization of mercury in atmospheric particulate matter in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Science: Atmospheres*, *4*(8), 872–878. https://doi.org/10.1039/d4ea00044g.

Silva, R. R. da, Branco, J. C., Thomaz, S. M. T., & Cesar, A. (2017). Convenção de Minamata: análise dos impactos socioambientais de uma solução em longo prazo. *Saúde Em Debate*, *41*(spe2), 50–62. https://doi.org/10.1590/0103-11042017s205.

Simone, F. De, Gencarelli, C. N., Hedgecock, I. M., & Pirrone, N. (2016). A Modeling Comparison of Mercury Deposition from Current Anthropogenic Mercury Emission Inventories. *Environmental Science and Technology*, *50*(10), 5154–5162. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00691.

Slemr, F., Brunke, E. G., Ebinghaus, R., Temme, C., Munthe, J., Wängberg, I., Schroeder, W., Steffen, A., & Berg, T. (2003). Worldwide trend of atmospheric mercury since 1977. *Geophysical Research Letters*, *30*(10), 1–4. https://doi.org/10.1029/2003gl016954.

Sommar, J., Osterwalder, S., & Zhu, W. (2020). Recent advances in understanding and measurement of Hg in the environment: Surface-atmosphere exchange of gaseous elemental mercury (Hg0). *Science of the Total Environment*, *721*, 137648. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137648

Song, S., Li, Y., Liu, Q. S., Wang, H., Li, P., Shi, J., Hu, L., Zhang, H., Liu, Y., Li, K., Zhao, X., & Cai, Z. (2021). Interaction of mercury ion (Hg2+) with blood and cytotoxicity attenuation by serum albumin binding. *Journal of Hazardous Materials*, *412*(January), 125158. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125158

Sprovieri, F., Pirrone, N., Ebinghaus, R., Kock, H., & Dommergue, A. (2010). A review of worldwide atmospheric mercury measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *10*(17), 8245–8265. https://doi.org/10.5194/acp-10-8245-2010.

Steffen, A., Douglas, T., Amyot, M., Ariya, P., Aspmo, K., Berg, T., Bottenheim, J., Brooks, S., Cobbett, F., Dastoor, A., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Ferrari, C., Gardfeldt, K., Goodsite, ME, Lean, D., Poulain, AJ, Scherz, C., Skov, H., Sommar, J., e Temme, C. (2008). Uma síntese da química do evento de depleção de mercúrio atmosférico na atmosfera e na neve, Atmos. Chem. Phys., 8, 1445–1482, https://doi.org/10.5194/acp-8-1445-2008.

Steffen, A., Lehnherr, I., Cole, A., Ariya, P., Dastoor, A., Durnford, D., Kirk, J., & Pilote, M. (2015). Atmospheric mercury in the Canadian Arctic. Part I: A review of recent field measurements. *Science of the Total Environment*, *509–510*, 3–15. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.109

Singh, N., Chauhan, S., Singh, K., Saud, T., Saxena, M., Soni, D., Mandal, T. K., Bassin, J. K., & Gua, P. K. (2010). Determination of arsenic and mercury metals in suspended particulate matter by flame/flameless atomic absorption spectrometer. *Atmospheric Pollution Research*, *1*(2), 112–117. https://doi.org/10.5094/APR.2010.014.

Snapshots, S., & Movement, C. L. (2008). *Satellite Snapshots Capture Long-Distance Movement*. *8*, 338–345.

Strode, S., Jaeglé, L., & Emerson, S. (2010). Vertical transport of anthropogenic mercury in the ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, *24*(4), 1–10. https://doi.org/10.1029/2009GB003728.

UNEP (2019). Global Mercury Assessment 2018. United Nations Environment Programme, Chemicals and Health Branch, Geneva, Switzerland.

Voigt, C. L., Silva C. P., Campos S. X. (2016). Assessment of bioaccumulation of metails in Cyprinus carpio by interaction with sediment and water in a reservoir. Química Nova: Journal article. Vol. 39, No. 2, 180-188. https://doi.org/10.5935/0100-4042.20160014.

Weigelt, A., Temme, C., Bieber, E., Schwerin, A., Schuetze, M., Ebinghaus, R., & Kock, H. H. (2013). Measurements of atmospheric mercury species at a German rural background site from 2009 to 2011-methods and results. *Environmental Chemistry*, *10*(2), 102–110. https://doi.org/10.1071/EN12107.

Yi, H., Li, D., Li, J., Xu, L., Huang, Z., Xiao, H., & Tong, L. (2023). The Interrelated Pollution Characteristics of Atmospheric Speciated Mercury and Water-Soluble Inorganic Ions in Ningbo, China. *Atmosphere*, *14*(11), 1–17. https://doi.org/10.3390/atmos14111594.

Zhang, G., Zhou, X., Li, X., Wang, L., Li, X., Luo, Z., Zhang, Y., Yang, Z., Hu, R., Tang, Z., Wang, D., & Wang, Z. (2021). Gaseous elemental mercury exchange fluxes over air-soil interfaces in the degraded grasslands of northeastern china. *Biology*, *10*(9), 1–17. https://doi.org/10.3390/biology10090917.

Zhang, L., Wong, M. H., & Wong, C. S. C. (2012). Mercury contamination and bioaccumulation in fish and human hair from Hainan Island, South China Sea. *Environmental Research*, 119, 90-97.

Zhang, Y., Song, Z., Huang, S., Zhang, P., Peng, Y., Wu, P., Gu, J., Dutkiewicz, S., Zhang, H., Wu, S., Wang, F., Chen, L., Wang, S., & Li, P. (2021). Global health effects of future atmospheric mercury emissions. *Nature Communications*, *12*(1). https://doi.org/10.1038/s41467-021-23391-7.

CAPÍTULO 1. **Emissões de Hg Atmosférico proveniente da circulação de veículos nas rodovias do entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas – ESEC-AE, Brasília, DF.**

RESUMO

O mercúrio (Hg) é considerado um dos poluentes globais mais perigosos devido à sua persistência ambiental. As emissões atmosféricas de Hg⁰ provenientes da combustão de combustíveis fósseis ocorrem de forma contínua e persistente em escala global. Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo quantificar as concentrações de Hg atmosférico (Hg_{atm}) ao longo das rodovias (BR-020, DF-128, DF-205 e DF-345) marginais à Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE) em diferentes alturas e períodos do dia (manhã, início e final da tarde), bem como avaliar as variações temporais associadas às emissões atmosféricas de Hg. Para as determinações da concentração de Hg_{atm}, utilizamos o analisador de Hg portátil Lumex RA-915M. As concentrações atmosféricas de mercúrio (Hg_{atm}) medidas ao longo das rodovias que circundam a Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE) variaram entre 0 e 12,50 ng/m³, com médias entre 3,83 e 4,95 ng/m³ nos diferentes períodos do dia: manhã, início da tarde e final da tarde. Maiores valores médios foram registrados ao longo da BR-020, rodovia caracterizada por intenso fluxo de veículos leves e pesados, enquanto menores concentrações ocorreram nas rodovias DF-205 e DF-345, que possuem menor intensidade de tráfego. Observamos diferenças significativas nas concentrações de Hg_{atm} entre o início e o final da tarde, com elevada variabilidade no período da manhã, com ocorrência de concentrações extremas, possivelmente associadas à intensificação inicial do tráfego e aos processos episódicos de ressuspensão de poeira rodoviária contaminada. Em contraste, o início da tarde apresentou concentrações mais homogêneas, provavelmente devido ao aumento da mistura atmosférica e da turbulência convectiva induzida pela maior incidência de radiação solar. Durante o final da tarde, as concentrações atmosféricas aumentaram novamente em função do aumento do fluxo veicular, embora tenha sido observada redução progressiva dos valores ao longo do entardecer, associada à diminuição do tráfego e ao aumento da dispersão atmosférica. Os maiores valores observados no final da tarde coincidiram com os horários de pico do tráfego, sugerindo influência da dinâmica temporal do tráfego veicular sobre as concentrações atmosféricas de Hg, ocasionado por relação direta entre fluxo veicular e enriquecimento atmosférico de Hg. Pode haver associação entre emissões primárias associadas à combustão de combustíveis fósseis à ressuspensão mecânica de partículas previamente depositadas sobre a superfície das rodovias, importante mecanismo de enriquecimento atmosférico de Hg. As condições meteorológicas exerceram forte influência sobre os padrões observados. Maiores concentrações de Hg_{atm} ocorreram sob condições de baixa velocidade do vento, temperaturas mais amenas (menor que 30º) e elevada umidade relativa, favorecendo menor dispersão atmosférica e maior acúmulo local de Hg próximo à superfície. Em contraste, menores concentrações foram registradas sob condições de maior velocidade do vento. As medições realizadas em diferentes alturas (1 m e 10 m) não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, sugerindo que o Hg atmosférico próximo às rodovias apresenta dispersão relativamente homogênea na camada atmosférica inferior devido à intensa turbulência associada ao tráfego veicular. De forma geral, os resultados demonstram que as concentrações atmosféricas de Hg nas rodovias são fortemente controladas pela intensidade do tráfego, pelos processos de ressuspensão mecânica de partículas contaminadas e pelas condições meteorológicas locais. Esses fatores atuam conjuntamente na modulação temporal e espacial

do Hg atmosférico em ambientes rodoviários urbanos e periurbanos sob influência antrópica. Também identificamos um risco potencial de contaminação à região estudada que abrange uma importante área de conservação do Cerrado brasileiro e que nosso estudo pode ser de importância para auxiliar na elaboração de ações que possam subsidiar a tomada de decisões em políticas públicas voltadas para a consolidação de áreas de proteção ambiental, saúde pública e a mitigação da poluição por Hg.

Palavras-chave: Mercúrio atmosférico; Ciclo antropogênico; Áreas protegidas; Emissão veicular; Cerrado.

ABSTRACT

Mercury (Hg) is considered one of the most dangerous global pollutants due to its environmental persistence. Atmospheric emissions of Hg^0 from the combustion of fossil fuels occur continuously and persistently on a global scale. In this context, the present study aims to quantify atmospheric Hg concentrations (Hg_{atm}) along the highways (BR-020, DF-128, DF-205 and DF-345) bordering the Águas Emendadas Ecological Station (ESEC-AE) at different times and periods of the day (morning, early and late afternoon), as well as to evaluate the temporal variations associated with atmospheric Hg emissions. For the determination of Hg_{atm} concentration, we used the Lumex RA-915M portable Hg analyzer. Atmospheric mercury concentrations (Hg_{atm}) measured along the highways surrounding the Águas Emendadas Ecological Station (ESEC-AE) ranged from 0 to 12.50 ng/m³, with averages between 3.83 and 4.95 ng/m³ at different times of day: morning, early afternoon, and late afternoon. Higher average values were recorded along the BR-020 highway, characterized by intense light and heavy vehicle traffic, while lower concentrations occurred on the DF-205 and DF-345 highways, which have lower traffic intensity. We observed significant differences in Hg_{atm} concentrations between the early and late afternoon, with high variability in the morning, with the occurrence of extreme concentrations, possibly associated with the initial intensification of traffic and episodic processes of resuspension of contaminated road dust. In contrast, the early afternoon showed more homogeneous concentrations, probably due to increased atmospheric mixing and convective turbulence induced by higher solar radiation. During the late afternoon, atmospheric concentrations increased again due to increased vehicular traffic, although a progressive reduction in values was observed throughout the evening, associated with decreased traffic and increased atmospheric dispersion. The highest values observed in the late afternoon coincided with peak traffic hours, suggesting an influence of the temporal dynamics

of vehicular traffic on atmospheric Hg concentrations, caused by a direct relationship between vehicular traffic and atmospheric Hg enrichment. There may be an association between primary emissions associated with the combustion of fossil fuels and the mechanical resuspension of particles previously deposited on the road surface, an important mechanism for atmospheric Hg enrichment. Meteorological conditions exerted a strong influence on the observed patterns. Higher concentrations of atmospheric Hg occurred under conditions of low wind speed, milder temperatures (less than 30º) and high relative humidity, favoring less atmospheric dispersion and greater local accumulation of Hg near the surface. In contrast, lower concentrations were recorded under conditions of higher wind speed. Measurements taken at different heights (1 m and 10 m) did not show statistically significant differences, suggesting that atmospheric Hg near highways exhibits relatively homogeneous dispersion in the lower atmospheric layer due to the intense turbulence associated with vehicular traffic. Overall, the results demonstrate that atmospheric Hg concentrations on highways are strongly controlled by traffic intensity, mechanical resuspension processes of contaminated particles, and local meteorological conditions. These factors act together in the temporal and spatial modulation of atmospheric Hg in urban and peri-urban road environments under anthropogenic influence. We also identified a potential risk of contamination to the studied region, which encompasses an important conservation area of the Brazilian Cerrado, and our study may be important in assisting the development of actions that can support decision-making in public policies aimed at consolidating environmental protection areas, public health and the mitigation of Hg pollution.

Keywords: Atmospheric mercury; Anthropogenic cycle; Protected areas; Vehicle emissions; Cerrado (Brazilian savanna).

1. INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é considerado um dos poluentes globais mais perigosos devido à sua persistência ambiental, elevada toxicidade e capacidade de sofrer transporte atmosférico de longa distância, além de participar de complexos processos de transformação biogeoquímica (Driscoll et al., 2013; Selin, 2009). Após sua liberação no ambiente, o Hg pode ser convertido em metilmercúrio (MeHg), uma forma altamente neurotóxica que apresenta elevada capacidade de bioacumulação e biomagnificação ao longo das cadeias tróficas, representando riscos significativos para os ecossistemas e para a saúde humana. Essas características levaram

o Hg a ser reconhecido como poluente prioritário pelo United Nations Environment Programme (UNEP) e regulamentado internacionalmente por meio da Minamata Convention on Mercury. Convenção que o Brasil é signatário (UNEP, 2019).

Historicamente, as emissões globais de Hg têm sido atribuídas principalmente a fontes antropogênicas de grande escala, como a queima de carvão mineral, processos industriais e mineração artesanal de ouro (Pacyna et al., 2010; Streets et al., 2011). Entretanto, estudos recentes demonstram que ambientes urbanos desempenham papel ativo no ciclo biogeoquímico do Hg, funcionando simultaneamente como sumidouros e fontes secundárias por meio de processos de deposição atmosférica, ressuspensão e reemissão (Liu et al., 2018; Gworek et al., 2020).

As emissões atmosféricas de Hg^0 provenientes da combustão de combustíveis fósseis ocorrem de forma contínua e persistente em escala global. Dessa forma, o ciclo do mercúrio antropogênico (Hg_{ant}) permanece ativo, contribuindo para o aumento gradual das concentrações ambientais desse elemento (Amos et al., 2013; Slemr et al., 2003; Sprovieri et al., 2010; Strode et al., 2010; Zheng et al., 2016). Estudos recentes também apontam tendência de crescimento das emissões associadas à expansão urbana, industrialização e aumento da frota veicular em diversas regiões do mundo (An et al., 2024; Lyu & Xin, 2024).

Nesse contexto, os veículos automotores influenciam a dinâmica ambiental do Hg por múltiplas vias diretas e indiretas. A combustão de combustíveis fósseis contendo Hg em concentrações traço resulta na emissão de Hg elementar (Hg^0), espécie caracterizada por elevada volatilidade e longo tempo de residência atmosférica, favorecendo seu transporte regional e global (Friedli et al., 2007). Além disso, emissões não relacionadas ao escapamento, como desgaste de freios, pneus e pavimento, constituem importantes fontes urbanas de metais potencialmente tóxicos (Thorpe & Harrison, 2008; Grigoratos & Martini, 2015).

A poeira de rua representa um dos principais reservatórios urbanos de metais pesados, incluindo Hg, sendo fortemente influenciada pela intensidade do tráfego e pelas características do ambiente urbano (Adamiec et al., 2016; Wei & Yang, 2010; Duong & Lee, 2011). Esses materiais podem ser facilmente ressuspendidos pela ação mecânica dos veículos e pela turbulência atmosférica, promovendo a redistribuição do Hg entre diferentes compartimentos ambientais (Apeagyei et al., 2011).

Estudos recentes demonstram que as concentrações atmosféricas de Hg em áreas urbanas são fortemente influenciadas por fontes locais, condições meteorológicas e trocas bidirecionais entre superfície e atmosfera (Shi et al., 2022; Osterwalder et al., 2024). Esses

processos de troca superfície-atmosfera têm sido reconhecidos como componentes-chave da ciclagem ambiental do Hg, influenciando diretamente os fluxos de deposição e reemissão atmosférica (Gustin et al., 2024).

No compartimento terrestre, solos urbanos acumulam Hg ao longo do tempo, funcionando como reservatórios dinâmicos capazes de liberar o elemento por processos de volatilização, erosão e perturbação física (Alloway, 2013; Gworek et al., 2020). Durante eventos de precipitação, esses contaminantes podem ser mobilizados pelo escoamento superficial e transportados para sistemas aquáticos (Gunawardena et al., 2013). Em ambientes aquáticos, o Hg pode ser convertido em metilmercúrio por processos microbianos, aumentando significativamente sua toxicidade e biodisponibilidade (Ullrich et al., 2001). Esse processo representa etapa crítica para a incorporação do Hg nas cadeias tróficas e para a exposição humana.

Apesar dos avanços recentes na compreensão da ciclagem do Hg em ambientes urbanos, as contribuições associadas aos veículos automotores ainda permanecem subestimadas e pouco representadas em inventários globais de emissões, evidenciando a necessidade de abordagens integradas que considerem múltiplos compartimentos ambientais (Zhang et al., 2012).

Em regiões tropicais, como a Amazônia e o Cerrado, fatores climáticos como elevadas temperaturas, intensa radiação solar e regimes sazonais de precipitação podem intensificar processos de volatilização, transporte atmosférico e transformação biogeoquímica do Hg, aumentando sua mobilidade ambiental e potencial de redistribuição entre compartimentos terrestres e aquáticos (Driscoll et al., 2013; Obrist et al., 2017; Fostier et al., 2000). Dessa forma, os efeitos nocivos do Hg podem comprometer o funcionamento dos ecossistemas, incluindo áreas destinadas à conservação ambiental (Ma & Tsai, 2017).

No Brasil, as unidades de conservação (UCs) são definidas pela Lei nº 9.985/2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (Brasil, 2000). Muitas dessas áreas encontram-se sob influência direta ou indireta de rodovias municipais, estaduais e federais, estando potencialmente sujeitas à contaminação atmosférica por Hg proveniente do tráfego veicular. Após sua emissão para a atmosfera ou deposição em corpos hídricos, o Hg pode comprometer processos ecológicos fundamentais relacionados à manutenção da biodiversidade e ao equilíbrio dos ecossistemas protegidos (Shen et al., 2020).

Áreas de proteção ambiental geralmente apresentam elevada biodiversidade vegetal, incluindo espécies pertencentes a diferentes grupos funcionais e com distintas características morfológicas foliares. A absorção atmosférica de Hg pelas copas das árvores varia conforme a

morfologia foliar, estrutura da cutícula e características fisiológicas das espécies vegetais, influenciando diretamente os processos de deposição atmosférica e retenção do elemento em ecossistemas preservados (Pleijel et al., 2021). O acúmulo de Hg nos tecidos vegetais e sua posterior incorporação à serrapilheira desempenham papel importante na ciclagem biogeoquímica do elemento, promovendo retenção temporária e redistribuição no ambiente terrestre (Olson et al., 2019).

Esses fatores tornam as UCs localizadas próximas a áreas urbanizadas e rodovias particularmente sensíveis à contaminação atmosférica, comprometendo potencialmente seus serviços ecossistêmicos e seu papel na conservação ambiental (Echeverria, 2007; Feinberg et al., 2023; Marrone et al., 2021; Monteiro et al., 2021; Rodrigues et al., 2022; Wang et al., 2020).

Sob essa perspectiva, pesquisas relacionadas ao comportamento do Hg atmosférico (Hg_{atm}) são fundamentais para compreender como atividades antrópicas influenciam a ciclagem biogeoquímica desse elemento, subsidiando ações mitigadoras e políticas públicas voltadas ao manejo ambiental do Hg em áreas urbanas, periurbanas, rurais e em ecossistemas protegidos sob influência de rodovias (Zheng et al., 2016). Além disso, a criação e manutenção de sistemas de informação espacial são essenciais para o mapeamento de riscos potenciais, permitindo identificar áreas prioritárias para conservação ambiental e proteção da saúde humana, subsidiando processos de tomada de decisão e gestão ambiental (Filho, 2022).

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo quantificar as concentrações de Hg atmosférico (Hg_{atm}) ao longo das rodovias marginais da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE), importante unidade de conservação localizada na região central do Brasil e considerada área núcleo do bioma Cerrado. A ESEC-AE encontra-se inserida em região estratégica do ponto de vista logístico e rodoviário, caracterizada por intenso fluxo veicular. Especificamente, este trabalho pretende mensurar as concentrações de Hg_{atm} em diferentes perfis verticais e períodos do dia (manhã, início da tarde e final da tarde), bem como avaliar as variações temporais associadas às emissões atmosféricas de Hg.

2. METODOLOGIA

2.1. Caracterização da área

O estudo foi realizado nas rodovias que margeiam a Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE), que está localizada no Distrito Federal, Brasil – (15°31′ a 15°36′S e 47°31′ a 47°42′O, 924 - 1177 m de altitude) - (Figura 1) (Rodrigues et al., 2022).



Figura 1. Localização da área de estudo.

A ESEC-AE é uma Unidade de Conservação (UC) que está inserida na região administrativa de Planaltina/DF, sendo totalmente margeada em sua Zona de Amortecimento (ZA) pela Zona Urbana (ZU) da cidade, além de uma rodovia Federal (BR-020 (S)), e rodovias Distritais DF-128 (L), DF-205 (N), DF-345 (O)), fazendas e setores de chácaras. O bioma característico é Cerrado (IBRAM/DF, 2009).

Quanto as condições climáticas da região de estudo a predominância do vento varia entre NE e SW (INMET, 2025), a classificação climatológica de Koppen mostra uma consistência para Aw (clima tropical para estação seca no inverno) e Cwa ou Cwb (clima temperado úmido com inverno seco e verão quente ou temperado), com precipitações anuais que variam entre 1200 e 1750 mm. Cerca de 90% do volume de chuvas anuais tem ocorrência entre outubro e março. Os meses de inverno ocorrem entre maio e agosto, são extremamente

secos, com registros aproximados de 9 mm mensais. O período mais quente ocorre entre setembro e outubro, com média histórica das temperaturas mais altas chegando a 30 °C. O período mais frio ocorre entre junho e julho, com temperaturas mais baixas que chegam a 13 °C. Durante a estação seca, a umidade relativa do ar atinge níveis críticos, frequentemente abaixo de 30% (IPE/DF, 2025; Rodrigues et al., 2022).

2.2. Delineamento amostral

A amostragem (Figura 2) foi desenvolvida para representar o perímetro da ESEC-AE na margem das rodovias com distância menor que 2 m e ao menos nove pontos de coleta por rodovia (Pontos da Rodovia – PR). As coletas foram realizadas no verão, entre outubro de 2024 e fevereiro de 2025 (n = 129 coletas). Para verificação de possíveis diferenças quanto a densidade de tráfego (fluxo leve, moderado e intenso) e níveis de exposição à radiação (intensidade alta e baixa), foram realizadas coletas em diferentes horários (8:00–10:00 - manhã; 12:00–14:00 (início da tarde); e 16:00–18:00 (fim da tarde). Para fins de comparação em relação a altitude, também realizamos uma coleta em passarela de pedestres localizada na BR-020, que consideramos um ponto elevado em relação a rodovia (PR04), apresentado no registro fotográfico do Material Suplementar (Imagem S0).

Para obtermos amostras controle (PCR) e para verificarmos a dispersão do Hg_{atm}, foram realizadas 14 coletas (n = 14) nas dependências da Universidade de Brasília, Faculdade UnB Planaltina (Figura 2), distante 710 e 780 metros da rodovia BR-020 e da borda da ESEC-AE respectivamente, com as mesmas condições climáticas e horários das coletas realizadas em PR, porém sem fluxo de tráfego de veículos.

Não foi realizado monitoramento meteorológico contínuo nos pontos de coleta durante a duração do estudo.

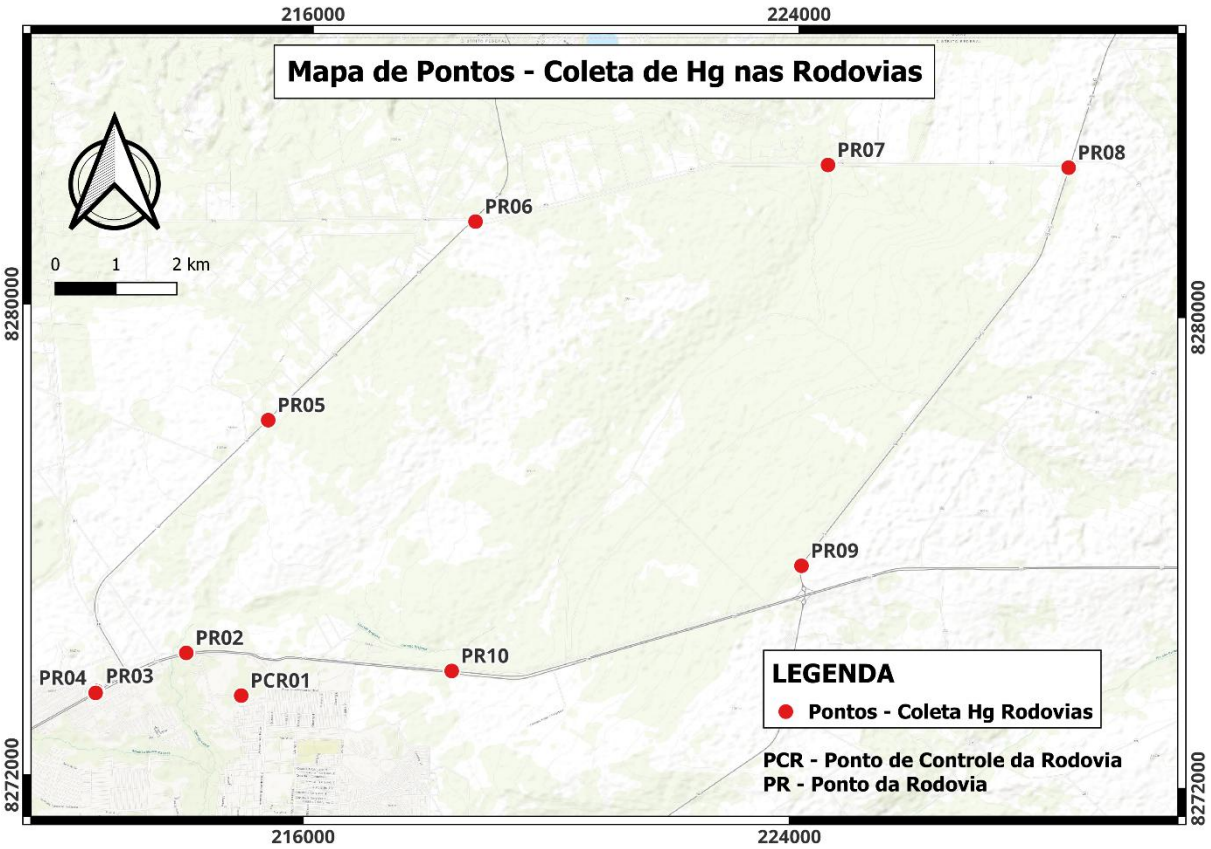


Figura 2. Pontos de coleta de Hg_{atm} nas rodovias (PR) e pontos de controle da rodovia (PCR) de Hg_{atm} na Universidade de Brasília, Faculdade UnB Planaltina, Planaltina, DF.

2.3. Determinação da concentração de Hg_{atm}

Para as determinações da concentração de Hg_{atm}, utilizamos o analisador de mercúrio portátil Lumex RA-915M capaz de determinar, em tempo real, a concentração de vapor de Hg contido no ar. O aparelho realiza determinação direta e contínua, em intervalos de um segundo, ou intervalo de tempo escolhido pelo operador e com correção de fundo Zeeman, o que elimina interferências de outras substâncias (Martino et al., 2022).

As coletas relacionadas aos pontos da rodovia e ponto de controle das rodovias (PR e PCR01) foram realizadas em altura de 01 metro de altura (h = 1m), com exceção do PR04, onde a coleta foi realizada em altura de 10 metros (h = 10m). Em cada ponto realizamos a amostragem, onde foram anotados os valores a cada intervalo de 10s de medição do aparelho após sua calibragem (±20s), totalizando um minuto de coleta e 4 amostras registradas no decorrer dos 40s restantes. Para cada amostra coletamos em ordem numérica, tendo como unidade de medida a nanograma de Hg por metro cúbico (Hg ng/m³). Não foram realizadas

análises de especiação química do Hg atmosférico, impossibilitando distinção entre Hg elementar gasoso (Hg^0), Hg reativo gasoso (RGM) e Hg particulado (HgP).

2.4 Análise dos dados

Os dados numéricos obtidos das coletas para cada amostra foram somados para obtermos a média aritmética. Analisamos as médias utilizando métodos estatísticos descritivos e comparativos (Teste kruskal-Wallis) para identificar correlações das coletas em PR entre densidade de tráfego (leve, moderado e intenso), período (manhã, início da tarde e fim da tarde) e concentrações de mercúrio. As variáveis meteorológicas (velocidade do vento, direção do vento, temperatura, umidade, radiação solar e índice ultravioleta – UV), consultadas na base de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), foram utilizadas como base de parâmetros para discussão. Também foi realizado método estatístico comparativo para verificação do conjunto dos diferentes grupos coletados e estimar possíveis semelhanças, diferenças e padrões entre as medidas de Hg e o período de coleta (manhã, início da tarde, fim da tarde). Os conjuntos das análises foram realizados no programa Statistica 12.0 (Dat et al., 2023; Rodrigues et al., 2022, INMET, 2025; INPE,2025). O PCR01 não foi incluído nas análises, porém os valores medidos foram mantidos no trabalho para conhecimento de todos os dados coletados.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste estudo são consistentes com trabalhos anteriores desenvolvidos na ESEC-AE (Monteiro et al., 2021; Rodrigues et al., 2022; Dórea et al., 2023; Farias et al., 2026), que identificaram contaminação por Hg em sedimentos, solos, macrófitas aquáticas e serrapilheira, sugerindo contribuição contínua de fontes antrópicas para o ciclo biogeoquímico do Hg na região.

A concentração Hg_{atm} variou entre 0,1/0,5 e 12,50 ng/m³ (média = 4,65 ng/m³ e DP = ±1) com variação das médias entre 3,83 e 4,95 ng/m³ nos diferentes períodos do dia, manhã (M), início (T) e fim da tarde (FT) (Tabela 1). As concentrações de Hg_{atm} para o último valor e a média para todos os valores registrados estão disponíveis no Material Suplementar (Tabela S0). Nossos resultados evidenciaram necessidade de programas de monitoramento atmosférico de longo prazo em unidades de conservação localizadas próximas a rodovias e áreas urbanizadas.

Tabela 1. Comparação entre diferentes concentrações de Hg atm (ng/m^3) em cada período do dia (Manhã – M; Início da Tarde – T; Fim da Tarde - FT), pelo Teste kruskal-Wallis.

Hg (ng/m³) Período	n	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
M	53	4.40	4.00	2.00	12.50	1.98
T	60	3.83	4.00	2.00	6.25	0.93
FT	30	4.95	5.50	0.00	8.25	1.94

Teste de Kruskal-Wallis: H (2, N= 143) =8,733406; (p =0,012).

As maiores concentrações médias foram registradas em pontos na BR-020 (PR02, PR03 e PR04), com médias de 5,15, 4,90 e 4,78 ng/m³, respectivamente. Esses pontos apresentaram fluxo veicular predominantemente moderado a intenso durante as campanhas de monitoramento. Em contraste, menores valores médios foram observados nas rodovias distritais (DF-205, DF-345) nos pontos PR07, PR08 e PR10, e em um trecho da BR-020, com médias variando entre 3,75 e 3,85 ng/m³, associados principalmente a condições de tráfego leve a moderado.

O teste de Kruskal–Wallis indicou diferenças estatisticamente significativas entre os períodos analisados (H = 8,73; p = 0,012), sendo a principal diferença observada entre os períodos T e FT (p = 0,009) (Tabela 2). Esses resultados sugerem influência direta da dinâmica temporal do tráfego veicular sobre as concentrações atmosféricas de Hg nas rodovias monitoradas.

Tabela 2. Valores de p em comparações múltiplas (bicaudal); Hg (ng/m³); Variável independente (agrupamento): Período. Teste de Kruskal-Wallis: H (2, N= 143) =8,733406; p =0,0127.

Dependente: **Hg (ng/m³)**	M r = 71,31	T r = 63,33	FT r = 90,55
M	-	0.920	0.126
T	0.920	-	0.009
FT	0.126	0.009	-

As maiores concentrações observadas durante o final da tarde coincidem com os horários de pico do tráfego nas rodovias BR-020 e DF-128, caracterizados por intenso fluxo de veículos leves e pesados. Estudos anteriores (Thorpe & Harrison, 2008; Brown et al., 2020; Rienda & Alves, 2021; Rienda et al., 2023) demonstram que ambientes rodoviários submetidos a elevada intensidade de tráfego apresentam aumento significativo da ressuspensão de material particulado contaminado, contribuindo para o enriquecimento atmosférico de Hg em áreas urbanas e periurbanas. No entanto, a distribuição das concentrações de Hg atm foi amplamente variável (Figura 3).

Além das emissões primárias associadas à combustão veicular, o aumento das concentrações de Hg_{atm} pode estar relacionado aos processos de ressuspensão mecânica de partículas previamente depositadas sobre a superfície das rodovias. A turbulência gerada pelo deslocamento dos veículos favorece a remobilização de partículas contendo Hg particulado (HgP), promovendo aumento temporário das concentrações atmosféricas próximas ao solo (Pacyna et al., 2006; Brown et al., 2020; Silva et al., 2024). Estudos desenvolvidos em ambientes urbanos indicam que a poeira de estrada atua como importante reservatório secundário de metais pesados e Hg, podendo ser continuamente remobilizada pelo tráfego intenso (Adamiec et al., 2016; Apeagyei et al., 2011; Wei & Yang, 2010). Fatores climáticos como a temperatura no intervalo de 24h podem exercer influência nas concentrações encontradas, tendo em vista que é um fator importante para a deposição do Hg_{atm} e sua consequente ressuspensão pelos processos vindos da ação do tráfego veicular. Em uma área de Cerrado, como é o caso desse estudo, as temperaturas variaram para o período amostrado entre mínimas de ±20ºC a noite e máximas de ±30ºC para o dia (Brown et al., 2020; INMET, 2025).

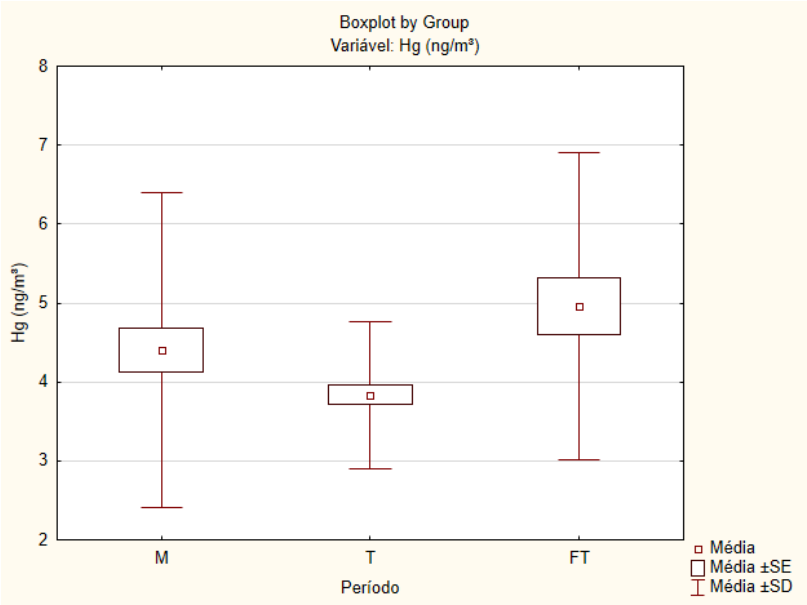


Figura 3. Box Plot com as concentrações médias de Hg_{atm} para cada período do dia em todos os PR.

O período da manhã (M) apresentou maior amplitude de valores e maior ocorrência de concentrações extremas, atingindo valores próximos a 12 ng/m³. A distribuição assimétrica observada nesse período sugere elevada variabilidade das concentrações atmosféricas, possivelmente associada à intensificação inicial do tráfego e aos processos episódicos de ressuspensão de poeira de estrada (Yamamoto & Landim, 2013).

A elevada variabilidade observada pela manhã pode indicar que os processos de ressuspensão exercem papel importante na dinâmica atmosférica do Hg em ambientes rodoviários. Poeira de estrada urbana frequentemente contém partículas enriquecidas com Hg previamente depositado, que podem ser remobilizadas pela ação mecânica do tráfego veicular, tornando-se novamente disponíveis na atmosfera (Thorpe & Harrison, 2008; Brown et al., 2020; Rienda & Alves, 2021). Estudos sobre emissões não relacionadas ao escapamento também demonstram que desgaste de pneus, freios e pavimento contribuem significativamente para o enriquecimento metálico da poeira rodoviária (Grigoratos & Martini, 2015).

No início da tarde (T), o Box Plot apresentou menor dispersão dos dados e intervalo interquartil mais compacto, indicando maior homogeneidade das concentrações atmosféricas. Esse comportamento pode estar associado ao aumento da turbulência convectiva e da mistura atmosférica nas camadas inferiores da atmosfera devido à maior incidência de radiação solar durante esse período do dia (Tong, 2009; Seinfeld & Pandis, 2016). Embora a emissão veicular

permaneça contínua, o aumento da dispersão atmosférica tende a reduzir a ocorrência de picos extremos observados no período da manhã.

No final da tarde (FT), as concentrações apresentaram aumento associado aos horários de maior fluxo veicular entre 17:00 e 19:00 h. Entretanto, observou-se tendência de redução progressiva das concentrações ao longo do entardecer, especialmente nas medições realizadas mais próximas do período noturno. Esse comportamento pode estar relacionado tanto à redução gradual do fluxo de veículos quanto à diminuição da ressuspensão mecânica associada ao tráfego (Rienda et al., 2023).

Processos atmosféricos relacionados à química oxidativa do Hg também podem contribuir secundariamente para a redução das concentrações atmosféricas no período noturno. O radical nitrato (NO_3), mais abundante em condições noturnas, pode atuar na oxidação do Hg elementar gasoso (Hg^0), favorecendo sua conversão em formas particuladas ou reativas de maior deposição atmosférica (Peleg et al., 2015; Selin, 2009). Contudo, no presente estudo, a influência predominante parece estar associada principalmente à dinâmica do tráfego intenso observado e aos processos físicos de dispersão e ressuspensão.

As condições meteorológicas também demonstraram influência importante sobre as concentrações observadas. O maior valor registrado (12,5 ng/m³) ocorreu sob condições de menor velocidade do vento (0,5 m/s), temperaturas mais baixas (20,5º) e elevada umidade relativa (90%), fatores que podem favorecer menor dispersão atmosférica e maior acúmulo local de Hg próximo à superfície. Em contraste, o menor valor observado (0 ng/m³), registrado no ponto PR04, ocorreu sob condições de maior velocidade do vento, sugerindo aumento da dispersão atmosférica do Hg. Outros estudos demonstram que parâmetros meteorológicos, especialmente velocidade do vento, precipitação, estabilidade atmosférica e radiação solar, exercem forte controle sobre a dinâmica do Hg_{atm}, o que pode corroborar com os nossos resultados (Sprovieri et al., 2010; Gustin et al., 2015; Missimer et al., 2024; Nie et al., 2023; Niemiec, 2015; INMET, 2025).

Para avaliação da distribuição vertical das concentrações atmosféricas, foram realizadas medições em diferentes alturas (1 m e 10 m) nos pontos PR03 e PR04. O teste multivariado de significância (Teste de Wilks) não identificou diferenças estatisticamente significativas entre as alturas avaliadas ($p = 0,58$) nem entre os períodos do dia ($p = 0,09$), fator que demonstra que esta diferença de altitude não é suficiente para demonstrar a amplitude das concentrações (Tabela 3).

Tabela 3. Teste Multivariado de Significância para verificação dos dados coletados em diferentes alturas (PR03 e PR04).

Efeito	**Teste**	**Valor**	**F**	**Efeito df**	**Erro df**	p valor
Altura	Wilks	0.95	0.54	2	25	**0.58**
Período	**Wilks**	**0.73**	**2.08**	**4**	**50**	**0.09**

A ausência de diferenças verticais significativas sugere que, nas condições avaliadas, a dispersão do Hg atmosférico próximo às rodovias ocorre de forma relativamente homogênea na camada atmosférica inferior. Diferentemente de estudos desenvolvidos em áreas contaminadas por fontes estacionárias de Hg, nos quais gradientes verticais mais pronunciados foram observados entre 0,5 a 10m de altura (McLagan et al., 2021) e 0,06 a 2m (Quant et al., 2021), as emissões associadas ao tráfego veicular apresentam caráter mais dinâmico e turbulento, favorecendo mistura atmosférica mais eficiente em pequenas escalas verticais (Driscoll et al., 2013; Osterwalder et al., 2024).

De forma geral, os resultados indicam que as concentrações atmosféricas de Hg nas rodovias monitoradas são fortemente influenciadas pela intensidade do tráfego veicular, pelos processos de ressuspensão mecânica de partículas contaminadas e pelas condições meteorológicas locais. Esses fatores atuam conjuntamente na modulação temporal e espacial do Hg_{atm} em ambientes rodoviários sob influência urbana e periurbana.

Com base nesses resultados e considerando que Hg é um elemento químico de alta toxicidade emitido em larga escala por atividades humanas (Shen et al., 2020), as emissões veiculares de Hg_{atm} geram risco de poluição à ESEC-AE, importante UC margeada pelas rodovias que integraram nossa pesquisa (Golobocanin, *et al.*, 2004). A contaminação direta causada pelo incremento atmosférico de Hg em uma UC e o consequente acumulo em diversos compartimentos ambientais (solo, matéria orgânica e água) originados da pressão antrópica exercida pelas atividades urbanas e periurbanas pode estabelecer mudanças ecológicas significativas (Strode et al., 2010;Pacyna et al., 2016;UNEP,2019;Outridge et al., 2018).

Pesquisas relacionadas ao comportamento do Hg_{atm} são importantes para compreendermos como as ações antrópicas influenciam o ciclo biogeoquímico deste elemento, com foco em subsidiar ações mitigadoras e o desenvolvimento de políticas públicas relativas ao manejo do Hg em áreas urbanas, periurbanas, rurais e em ecossistemas protegidos, como as UC (Zheng et al., 2016).

Nesse contexto, considerando os dados apresentados sobre as concentrações de Hg_{atm} em nosso estudo e a inexistência de parâmetros numéricos estabelecidos por legislação para comparação, não verificamos regulamentação brasileira que aborde de forma específica sobre o controle de emissões de Hg_{atm} emitido por veículos automotores em rodovias. Esse arcabouço regulatório também não foi encontrado para o monitoramento ambiental ou consolidação de Unidades de Conservação no Brasil (BRASIL, 2026; CLDF,2026; CONAMA, 2026) (Tabela 4).

Tabela 4. Resumo da estrutura regulatória sobre emissões de Hg_{atm}.

ABRANGÊNCIA	INSTRUMENTO REGULATÓRIO	SITUAÇÃO PARA O HG ATMOSFÉRICO
Internacional / Federal[1]	Convenção de Minamata/ Decreto Brasileiro (9.470/2018)[2]	Obriga a redução de emissões globais, sem fixar limites de concentração para o ar ambiente.
Federal[1] (Qualidade do Ar)	Resolução CONAMA (nº 491/2018 e 18/1986)[3]	**Omissa.** Não lista o mercúrio como poluente padrão para monitoramento de rotina na qualidade do ar.
Federal[1] (Fontes Pontuais - Fixas)	Resoluções CONAMA (nº 316/2022 e 436/2011)[4]	Regula e limita as emissões na saída de chaminés industriais e processos de incineração.
Federal[1]/Distrito Federal[5]/Unidades de Conservação	SNUC (Lei 9.985/2000)[6], SDUC (Lei Complementar nº 827/2010)[7] e Lei de Crimes Ambientais[8]	Protege as Unidades de Conservação por meio do controle restrito na Zona de Amortecimento e criminaliza a poluição que ameace a biota, independentemente de limites numéricos.

1 – Governo Federal da República Federativa do Brail; **2** – Decreto nº 9.470, de 14 de agosto de 2018 (Promulga a Convenção de Minamata sobre Mercúrio, firmada pela República Federativa do Brasil, em Kumamoto, em 10 de outubro de 2013); **3** – Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 491, de 19 de novembro de 2018 (Dispõe sobre padrões de qualidade do ar) e Resolução Conama nº 18, de 6 de maio de 1986 (Programa de controle da poluição do ar por veículos automotores - Proconve); **4** – Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 316, de 29 de outubro de 2022 (Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos) e nº 436, de 22 de dezembro de 2011 (Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas); **5** – GDF (Governo do Distrito Federal/Brasil); **6** – Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza); **7** - Lei Complementar nº 827, de 22 de julho de 2010 (Institui o Sistema Distrital de Unidades de Conservação da Natureza); **8** – Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 (Dispõe sobre

as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente). **Fonte**: BRASIL, 2026; CLDF, 2026; CONAMA, 2026.

De forma complementar ao monitoramento ambiental e ações relacionadas ao desenvolvimento de políticas públicas, considerando o acúmulo do Hg relacionado a fontes atmosféricas, principalmente quando depositados em diferentes ecossistemas, é vital considerar a possibilidade da aplicação de técnicas de mitigação da contaminação por este metal pesado, principalmente nos casos de fontes veiculares próximas a UC's. Algumas estratégias utilizadas para esse fim envolvem processos de biorremediação, podendo ser aplicados individualmente ou combinadas são a volatilização do contaminante (redução do Hg por bactérias), a biossorção (captura de metais por organismos), a fitoextração (remoção de metais por plantas) e a fitorremediação ou fitorrizorremediação (utilização da interação planta/microrganismo) (González-Reguero et al., 2023).

Considerando a fitorremediação, podemos destacar espécies vegetais que são de certa forma especializadas em acumular e transformar o mercúrio por processos de oxidação estimulados por ações vindas da exposição e ausência de luz (Li et al., 2023). Em contradição à esse fato existem plantas que acumulam Hg, mas podem ser fontes de reemissões de mercúrio para atmosfera pela prática de queimadas de resíduos de plantações, a exemplo do milho (Wang et al., 2024).

Além das técnicas listadas acima, também podemos citar outras, como a adsorção, extração por solvente, precipitação química, filtração por membrana, extração por solvente e troca iônica, usualmente utilizadas para remover mercúrio de água e da atmosfera, que atuam principalmente na remoção ou conversação para formas menos tóxicas do elemento (Goci et al., 2023).

Nas ações para redução da disponibilidade do mercúrio é importante compreender que o processo de sua oxidação é a medida mais econômica para controle de emissões de Hg^0 em óxidos de mercúrio, que são removidos usando dessulfurização de gás de combustão úmido (remoção de enxofre ou seus compostos) (Zheng & Yuan, 2024).

Dentro dos processos que visam remediar o acúmulo de Hg, podemos também destacar de forma bastante relevante o combate ao desmatamento, que no caso, quando ocorrem, retiram drasticamente a vegetação que contribuem como barreira natural, principalmente relacionados às copas de árvores e matéria orgânica do solo formada através da deposição de suas folhas.

Emissões potencialmente ligadas ao desmatamento devem entrar em inventários relacionados a poluição (Feinberg et al., 2023).

Estruturas com Biochar compostos por material de estrutura metal-orgânica (MOF) são alternativas importantes e mais baratas para reduzir a emissão de mercúrio com perspectivas de aplicação em amplo espectro (Yu et al., 2023).

Dentro do foco de estudo deste projeto é importante destacar que as ações para redução do mercúrio atmosférico tem sido mais voltadas para métodos que proporcionem a oxidação do Hg^{o}, sendo que comumente é oxidado para cátion de mercúrio (Hg^{2+}) , que facilita a captura por um precipitador eletrostático (ESP) e/ou depuradores de dessulfurização de gases de combustão úmidas (WFGD) (Wang et al., 2020).

De forma mais geral a remediação do mercúrio no ar, na água e no solo tem sido relacionado a pesquisas abrangentes que podem envolver diversos tipos de nanomateriais, como nanotubos de carbono (CNTs), nano compósitos de composição magnética e nano folhas, que permitem a retirada de Hg. Também podem ser destacados outros materiais promissores para desenvolvimento de técnicas de remediação, como é o caso do grafeno, estruturas orgânicas covalentes (COFs), hidróxidos duplos em camadas (LDHs) e até mesmo materiais a base de minerais de argila e óxidos de manganês (Wang et al., 2020).

O acompanhamento das emissões de mercúrio a longo prazo é uma ação que favorece a formação de dados de uma região, principalmente a caracterização dos tipos de elementos de Hg e variações das taxas ao longo dos gradientes ambientais, podendo auxiliar nos processos de mitigação da contaminação, contribuindo para acompanhar as técnicas aplicadas para reduzir os lançamentos antropogênicos (Tate et al., 2023; Wu et al., 2023). Ações que possibilitem a identificação dos tipos de combustível que mais emitem Hg, o controle veicular para medir os tipos de veículos mais poluidores e barreiras de proteção com espécies nativas de rápido crescimento no entorno das UC's podem ser ações complementares bastante relevantes.

É importante ressaltar que nosso estudo realizou coletas para monitoramento em curto período anual, impossibilitando avaliação sazonal das concentrações atmosféricas de Hg em diferentes estações. Somado a isso, verificamos que também não há séries históricas regionais de concentrações de Hg_{atm} para comparação direta dos valores obtidos.

O estudo fornece dados inéditos sobre a influência do Hg_{atm} em uma região que é integrante de um bioma extremamente importante para o país. Considerando a ausência de um marco regulatório sobre o controle de emissões do Hg_{atm} em rodovias e sua influência nas UC,

nossos resultados podem ser importantes para comparação com áreas semelhantes em variadas regiões do Brasil ou do mundo e podem contribuir para a compreensão dos riscos ecológicos gerados pela influência antrópica no bioma Cerrado, bem como subsidiar a tomada de decisões em políticas públicas voltadas para a consolidação de áreas de proteção ambiental, saúde pública e o controle da poluição por Hg (Moraes et al., 2023).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo forneceu dados quantitativos sobre a contribuição dos veículos automotores para as emissões de Hg_{atm} em rodovias do DF, particularmente em áreas de tráfego intenso. Estes dados podem ser utilizados para tomada de medidas destinadas a reduzir a liberação desse elemento pelo transporte, especialmente em áreas protegidas ambientalmente, como regulamentações mais assertivas e baseadas em dados locais, sobre a qualidade dos combustíveis ou avanços em tecnologias de controle de emissões de Hg_{atm} veiculares.

Foi indicado que a concentração de Hg_{atm} nas rodovias está diretamente ligado a fatores relacionados a intensidade do tráfego veicular. Quanto mais intenso estiver esse fluxo, poderá aumentar a quantidade de emissões diretas pela combustão veicular e o atrito dos pneus em rolamento promovem a ressuspensão das partículas depositadas na rodovia.

As medições na rodovia BR-020 em diferentes altitudes não mostraram diferenças significativas, podendo indicar que para mensurações em ambientes rodoviários as emissões primárias vindas dos veículos são transitórias e necessitem de um estudo mais prolongado objetivando um conjunto maior de mensurações para uma análise mais aprofundada.

Os resultados obtidos neste estudo complementam trabalhos anteriores desenvolvidos na ESEC-AE, que identificaram contaminação por Hg em sedimentos, solos, macrófitas aquáticas e serrapilheira, sugerindo contribuição contínua de fontes antrópicas para o ciclo biogeoquímico do Hg na região.

As campanhas de amostragem foram realizadas em períodos específicos do ano, impossibilitando avaliação sazonal completa das concentrações atmosféricas de Hg em diferentes condições climáticas, o que demonstra a limitação do estudo. Apesar deste fator limitante, o conjunto de dados obtido fornece importante panorama inicial sobre a influência do tráfego rodoviário na dinâmica atmosférica do Hg em áreas protegidas do Cerrado brasileiro.

Os resultados apresentados em nosso estudo também podem ser utilizados no auxílio de ações que possam vir a subsidiar a tomada de decisões em políticas públicas voltadas para a consolidação de áreas de proteção ambiental, saúde pública e o controle da poluição por Hg. Além disso é importante complementar essas ações com técnicas que permitem a remediação do $Hg_{atm,}$ como a utilização de bioredutores, materiais filtradores e monitoramento das emissões.

Para ampliar o estudo sobre o tema, evidencia-se a necessidade de análises de especiação química do Hg_{atm} para verificar distinções entre Hg elementar gasoso (Hg^0), Hg reativo gasoso (RGM) e Hg particulado (HgP). Outro elemento que pode ser abordado é monitoramento meteorológico contínuo diretamente associado aos pontos de coleta, o que pode contribuir para análises mais robustas da influência de variáveis atmosféricas sobre os padrões observados.

Referências

Adamiec, E.; Jarosz-Krzemińska, E.; Wieszała, R. Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. *Environmental Monitoring and Assessment* 2016, 188, 369. https://doi.org/10.1007/s10661-016-5377-1

Alloway, B. J. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*; Springer: Dordrecht, 2013. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7

Amos, H. M.; Jacob, D. J.; Streets, D. G.; Sunderland, E. M. Legacy impacts of all-time anthropogenic emissions on the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycles* 2013, 27, 410–421. https://doi.org/10.1002/gbc.20040

An, X.; Zhang, Y.; Li, Z.; Chen, J. Global atmospheric mercury emissions and urbanization impacts: Recent trends and future perspectives. *Science of the Total Environment* 2024, 912, 169234. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169234

Apeagyei, E.; Bank, M. S.; Spengler, J. D. Distribution of heavy metals in road dust along an urban–rural gradient. *Atmospheric Environment* 2011, 45, 2310–2323. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015

Brasil. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 jul. 2000.

Brown, R. J. C.; Pirrone, N.; van Hoek, C.; et al. Road dust and resuspension as sources of atmospheric mercury in urban environments. *Science of the Total Environment* 2020, 724, 138153. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138153

BRASIL. Presidência da República – Governo Federal. Legislação Federal Brasileira. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 23 mai. 2026.

CLDF. Câmara Legislativa do Distrito Federal – Brasil. Leis e outras normas. Disponível em: < https://ple.cl.df.gov.br/#/norma/buscar>. Acesso em: 23 mai. 2026.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente/Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima – Brasil. Atos Normativos. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/atos-normativos-sistema>. Acesso em: 23 mai. 2026.

Dat, N. D., Truong, M. T., Nguyen, L. S. P., Kim Tran, A. T., Duc, N. M., Vo, T. D. H., & Sheu, G. R. Street dust mercury levels among different land-use categories in Ho Chi Minh city, Vietnam: Source apportionment and risk estimation. *Atmospheric Pollution Research*, 2023, *14*(1), 101623. https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101623.

Driscoll, C. T.; Mason, R. P.; Chan, H. M.; Jacob, D. J.; Pirrone, N. Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology* 2013, 47, 4967–4983. https://doi.org/10.1021/es305071v.

Dórea, J. G.; Barbosa, A. C.; et al. Mercury accumulation in sediments and aquatic macrophytes in Cerrado wetlands under anthropogenic influence. *Science of the Total Environment* 2023, 872, 162125. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162125

Duong, T. T.; Lee, B. K. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management* 2011, 92, 554–562. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.010

Echeverria, R. D. M. Serviços ecossistêmicos e conservação ambiental em unidades de conservação urbanas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* 2007, 5, 45–58.

Farias, R., Britto, C. De, Lucas, P., Monteiro, C., & Rodrigues, E. V. Spatial Distribution of Mercury in Vegetation and Soil in a Conservation Unit Near Highways. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2026, 1–14. https://doi.org/10.1007/s11270-025-08797-z.

Feinberg, A., Jiskra, M., Borrelli, P., Biswakarma, J., & Selin, N. E. (2023). Deforestation as an Anthropogenic Driver of Mercury Pollution. *Environmental Science and Technology*. https://doi.org/10.1021/acs.est.3c07851

Feinberg, A.; Maxwell, S.; Duporge, I.; et al. (2023) The growing importance of protected areas under climate and anthropogenic pressures. *Nature Reviews Biodiversity* 2023, 1, 45–60. https://doi.org/10.1038/s44185-023-00010-5

Filho, S., Rovere, L., & Schneider, R. *Processo analítico hierárquico para priorizar a avaliação de riscos ecológicos em áreas contaminadas por petróleo e derivados*. Eng. Sanit. Ambient. Sep-Oct 2022, 939–946. https://doi.org/10.1590/S1413-415220210250.

Fostier, A.-H.; Forti, M. C.; Guimarães, J. R. D.; Melfi, A. J.; Boulet, R.; Espirito Santo, C. M.; Krug, F. J. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapá State, Brazil). *Science of the Total Environment* 2000, 260, 201–211. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00556-8

Friedli, H. R.; Radke, L. F.; Lu, J. Y. Mercury in smoke from biomass fires. *Geophysical Research Letters* 2007, 34, L04809. https://doi.org/10.1029/2006GL028637.

Goci, M. C., Leudjo Taka, A., Martin, L., & Klink, M. J. (2023). Chitosan-Based Polymer Nanocomposites for Environmental Remediation of Mercury Pollution. *Polymers*, *15*(3). https://doi.org/10.3390/polym15030482.

Golobocanin, D.D., Srkbic, B.D.,Miljevik,N.R. Principal component analysis for soil contamination with PAHs.Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems 2004, 72, 219-223.

González-Reguero, D., Robas-Mora, M., Probanza Lobo, A., & Jiménez Gómez, P. A. (2023). Bioremediation of environments contaminated with mercury. Present and perspectives. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, *39*(9). https://doi.org/10.1007/s11274-023-03686-1.

Grigoratos, T.; Martini, G. Brake. Wear particle emissions: A review. *Environmental Science and Pollution Research* 2015, 22, 2491–2504. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3696-8

Gunawardena, J.; Egodawatta, P.; Ayoko, G. A.; Goonetilleke, A. Atmospheric deposition as a source of heavy metals in urban stormwater. *Atmospheric Environment* 2013, 68, 235–242. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.062

Gustin, M. S.; Amos, H. M.; Huang, J.; Miller, M. B.; Heidecorn, K. Measuring and modeling mercury in the atmosphere: A critical review. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2024, 24, 1023–1065. https://doi.org/10.5194/acp-24-1023-2024

Gustin, M. S.; Amos, H. M.; Huang, J.; Miller, M. B.; Heidecorn, K. Measuring and modeling mercury in the atmosphere: A critical review. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2015, 15, 5697–5713. https://doi.org/10.5194/acp-15-5697-2015.

Gworek, B.; Dmuchowski, W.; Baczewska-Dąbrowska, A. H. Mercury in the terrestrial environment: A review. *Environmental Sciences Europe* 2020, 32, 128. https://doi.org/10.1186/s12302-020-00401-x

IBRAM - Distrito Federal, Instrução n° 49, de 17/06/09. Aprova o Plano de Manejo e o Zoneamento Ambiental da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Disponível em: < https://www.ibram.df.gov.br/plano-de-manejo>. Acesso em: 14 de Jun. 2025.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia (2025). Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa – Dados históricos anuais. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos. Acesso em: 5 de Jun. 2025.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2025). Centro de previsões do tempo e estudos climáticos – Índice de dados ultravioetas. Disponível em: https://satelite.cptec.inpe.br/uv/. Acesso em: 20 de Jul. 2025.

Li, C., Jiskra, M., Nilsson, M. B., Osterwalder, S., Zhu, W., Mauquoy, D., Skyllberg, U., Enrico, M., Peng, H., Song, Y., Björn, E., & Bishop, K. (2023). Mercury deposition and redox transformation processes in peatland constrained by mercury stable isotopes. *Nature Communications*, *14*(1). https://doi.org/10.1038/s41467-023-43164-8

Liu, M.; Beasley, G.; Wang, Z. Urban mercury cycling and anthropogenic impacts: A review. *Environmental Pollution* 2018, 243, 117–130. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.089

Lyu, Y.; Xin, M. Urbanization-driven atmospheric mercury emissions in emerging economies. *Journal of Hazardous Materials* 2024, 462, 132502. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132502

Ma, W. L.; Tsai, C. L. Mercury contamination and ecological risks in protected ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2017, 145, 325–334. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.041

Marrone, S.; Mercogliano, P.; et al. Urbanization and protected areas under environmental pressure. *Environmental Research Letters* 2021, 16, 094018. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1f54

Martino, M., Tassone, A., Angiuli, L., Naccarato, A., Dambruoso, P. R., Mazzone, F., Trizio, L., Leonardi, C., Petracchini, F., Sprovieri, F., Pirrone, N., D'Amore, F., & Bencardino, M. First atmospheric mercury measurements at a coastal site in the Apulia region: seasonal variability and source analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 68460–68475. https://doi.org/10.1007/s11356-022-20505-6.

McLagan, D. S.; Monaci, F.; Huang, H.; Lei, Y. D.; Mitchell, C. P. J.; Wania, F. Characterization and quantification of atmospheric mercury sources using passive air samplers. *Environmental Science & Technology* 2021, 55, 1234–1245. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06667

Missimer, T. M.; Teaf, C. M.; Beeson, W. T. Meteorological influences on atmospheric mercury transport and deposition. *Atmospheric Environment* 2024, 316, 120256. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120256.

Monteiro, J. A. F.; Ferreira, L. V.; Silva, T. S. F. Roads and environmental vulnerability in Brazilian protected areas. *Land Use Policy* 2021, 108, 105562. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105562

Moraes, L.; Bernardi, J.V.E.; de Souza, J.P.R.; Portela, J.F.; Vieira, L.C.G.; Sousa Passos, C.J.; de Souza, J.R.; Bastos,W.R.; Monteiro, L.C.; Rodrigues, Y.O.S.; et al. Sediment Mercury, Geomorphology and Land Use in the Middle Araguaia River Floodplain (Savanna Biome, Brazil). Soil Syst. 2023, 7, 97. https://doi.org/10.3390/soilsystems7040097

Nie, X.; Wang, H.; Zhang, Q.; et al. Meteorological controls on atmospheric mercury concentrations in urban environments. *Science of the Total Environment* 2023, 858, 159998. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159998.

Niemiec, M. The influence of meteorological conditions on atmospheric heavy metal concentrations in urban areas. *Ecological Chemistry and Engineering S* 2015, 22, 41–52. https://doi.org/10.1515/eces-2015-0003.

Obrist, D.; Agnan, Y.; Jiskra, M.; Olson, C. L.; Colegrove, D. P.; Hueber, J.; Moore, C. W.; Sonke, J. E.; Helmig, D. Tundra uptake of atmospheric elemental mercury drives Arctic mercury pollution. *Nature* 2017, 547, 201–204. https://doi.org/10.1038/nature22997

Olson, C. L., Jiskra, M., Sonke, J. E., & Obrist, D. (2019). Mercury in tundra vegetation of Alaska: Spatial and temporal dynamics and stable isotope patterns. *Science of the Total Environment*, *660*, 1502–1512. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.058

Osterwalder, S.; Agnan, Y.; et al. Surface–atmosphere mercury exchange processes in urban and vegetated environments. *Atmospheric Environment* 2024, 315, 120145. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.120145.

Outridge, P. M., Mason, R. P., Wang, F., & Guerrero, S. (2018). *Nations Global Mercury Assessment 2018*. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01246.

Pacyna, E. G.; Pacyna, J. M.; Steenhuisen, F.; Wilson, S. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment* 2006, 40, 4048–4063. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.041.

Pacyna, E. G.; Pacyna, J. M.; Sundseth, K.; et al. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. *Atmospheric Environment* 2010, 44, 2487–2499. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.009

Pacyna, J. M., Travnikov, O., De Simone, F., Hedgecock, I. M., Sundseth, K., Pacyna, E. G., Steenhuisen, F., Pirrone, N., Munthe, J., and Kindbom, K.(2016). Current and future levels of mercury atmospheric pollution on a global scale, Atmos. Chem. Phys., 16, 12495–12511, https://doi.org/10.5194/acp-16-12495-2016.

Peleg, M.; Tas, E.; Obrist, D.; Matveev, V.; Faïn, X.; Luria, M. Observational evidence for involvement of nitrate radicals in nighttime oxidation of mercury. *Environmental Science & Technology* 2015, 49, 14017–14024. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04023.

Pleijel, H., Klingberg, J., Nerentorp, M., Broberg, M. C., Nyirambangutse, B., Munthe, J., & Wallin, G. (2021). Mercury accumulation in leaves of different plant types-the significance of tissue age and specific leaf area. *Biogeosciences*, *18*(23), 6313–6328. https://doi.org/10.5194/bg-18-6313-2021

Quant, J. D.; Sommar, J.; Zhu, W.; Lin, C.-J. Vertical distribution and exchange dynamics of atmospheric mercury above contaminated surfaces. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2021, 21, 15789–15805. https://doi.org/10.5194/acp-21-15789-2021.

Rienda, I. C.; Alves, C. A. Resuspension of road dust as a source of atmospheric mercury in urban environments. *Environmental Pollution* 2021, 286, 117540. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117540.

Rienda, I. C.; Silva, L. F. O.; Alves, C. A. Traffic-related particulate resuspension and atmospheric mercury enrichment in urban roads. *Science of the Total Environment* 2023, 857, 159456. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159456.

Rodrigues, Y. O. S., Dórea, J. G., Landim, P. M. B., Bernardi, J. V. E., Monteiro, L. C., de Souza, J. P. R., Pinto, L. de C. M., Fernandes, I. O., de Souza, J. V. V., Sousa, A. R., Sousa, J. de P., Maciel, B. L. O., Delvico, F. M. dos S., & de Souza, J. R. Mercury spatiality and mobilization in roadside soils adjacent to a savannah ecological reserve. *Environmental Research*, 2022, *205*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112513.

Rodrigues, A. S. L.; Cazalis, V.; et al. Roads and infrastructure impacts on biodiversity conservation. *Science* 2022, 375, eabm2153. https://doi.org/10.1126/science.abm2153

Seinfeld, J. H.; Pandis, S. N. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, 3rd ed.; Wiley: Hoboken, NJ, USA, 2016.

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

Shen, W., Xiong, K., Gao, Y., Quan, M., Peng, H., Yang, T., He, L., & Bao, K. Distribution of potential harmful trace elements and potential ecological risk in the jiulongchi wetland of fanjing mountain, Southwest China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, *17*(5), 1–16. https://doi.org/10.3390/ijerph17051731.

Shen, H.; Yuan, M.; et al. Atmospheric mercury deposition in protected ecosystems near urbanized areas. *Science of the Total Environment* 2020, 715, 136944. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136944

Shi, D. R.; Zhang, Y.; et al. Urban atmospheric mercury dynamics and meteorological influences. *Atmospheric Research* 2022, 278, 106327. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106327

Silva, L. F. O.; Oliveira, M. L. S.; Pinto, D.; et al. Urban road dust resuspension and heavy metal remobilization associated with vehicular traffic. *Environmental Geochemistry and Health* 2024, 46, 112. https://doi.org/10.1007/s10653-023-01765-4

Slemr, F.; Schuster, G.; Seiler, W. Distribution, speciation, and budget of atmospheric mercury. *Atmospheric Environment* 2003, 37, S163–S173. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00239-5

Sprovieri, F.; Pirrone, N.; Ebinghaus, R.; et al. A review of worldwide atmospheric mercury measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2010, 10, 8245–8265. https://doi.org/10.5194/acp-10-8245-2010.

Streets, D. G.; Devane, M. K.; Lu, Z.; Bond, T. C.; Sunderland, E. M.; Jacob, D. J. All-time releases of mercury to the atmosphere from human activities. *Environmental Science & Technology* 2011, 45, 10485–10491. https://doi.org/10.1021/es202765m

Strode, S., Jaeglé, L., & Emerson, S. Vertical transport of anthropogenic mercury in the ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, *24*(4), 1–10. https://doi.org/10.1029/2009GB003728.

Strode, S. A.; Jaeglé, L.; Selin, N. E.; et al. Chemical and physical processes influencing global mercury simulations. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2010, 10, 4657–4673. https://doi.org/10.5194/acp-10-4657-2010.

Tate, M. T., Janssen, S. E., Lepak, R. F., Flucke, L., & Krabbenhoft, D. P. (2023). National-Scale Assessment of Total Gaseous Mercury Isotopes Across the United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *128*(8), 1–15. https://doi.org/10.1029/2022JD038276.

Thorpe, A.; Harrison, R. M. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment* 2008, 400, 270–282. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007.

Tong, Y. D.; Zhang, W.; Hu, D.; Ou, L. Atmospheric mercury chemistry and its relationship with urban pollutants. *Atmospheric Environment* 2009, 43, 354–362. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.068.

Ullrich, S. M.; Tanton, T. W.; Abdrashitova, S. A. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 2001, 31, 241–293. https://doi.org/10.1080/20016491089226

UNEP. *Global Mercury Assessment 2018*; United Nations Environment Programme: Geneva, Switzerland, 2019.

Wang, L., Hou, D., Cao, Y., Ok, Y. S., Tack, F. M. G., Rinklebe, J., & O'Connor, D. (2020). Remediation of mercury contaminated soil, water, and air: A review of emerging materials and innovative technologies. *Environment International*, *134*(October 2019), 105281. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105281

Wang, D., Li, Z., & Wang, Q. (2024). Ecological restoration reduces mercury in corn kernel and the distinction of mercury in corn plants in rural China – A case in Wuchuan mercury mining area. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *271*(January). https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.115964.

Wang, X.; Luo, Y.; et al. (2020) Road proximity and ecological risks in protected areas. *Environmental Pollution* 2020, 265, 114914. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114914

Wei, B.; Yang, L.(2010) A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal* 2010, 94, 99–107. https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014.

Yamamoto, J. K.; Landim, P. M. B. *Geoestatística: Conceitos e Aplicações*; Oficina de Textos: São Paulo, Brasil, 2013.

Wu, X., Fu, X., Zhang, H., Tang, K., Wang, X., Zhang, H., Deng, Q., Zhang, L., Liu, K., Wu, Q., Wang, S., & Feng, X. (2023). Changes in Atmospheric Gaseous Elemental Mercury Concentrations and Isotopic Compositions at Mt. Changbai During 2015–2021 and Mt. Ailao During 2017–2021 in China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *128*(10), 1–16. https://doi.org/10.1029/2022JD037749.

Yu, Y., Li, J., Cheng, P., Nie, H., He, L., Yan, Q., Zheng, Y., Wu, Y., & Jia, L. (2023). Preparation and Mercury Removal Performance of Mg-MOF-74 Composites. *Atmosphere*, *14*(10), 1–17. https://doi.org/10.3390/atmos14101551.

Zhang, L., Wong, M. H., & Wong, C. S. C. (2012). Mercury contamination and bioaccumulation in fish and human hair from Hainan Island, South China Sea. *Environmental Research*, 119, 90-97.

Zheng, J. R., & Yuan, C. S. (2024). Comparing the Photocatalytic Oxidation Efficiencies of Elemental Mercury Using Metal-Oxide-Modified Titanium Dioxide under the Irradiation of Ultra-Violet Light. *Catalysts*, *14*(3). https://doi.org/10.3390/catal14030209.

Zheng, Y. juan, Chen, Y. ping, Maltby, L., & Jin, X. lin. (2016) Highway increases concentrations of toxic metals in giant panda habitat. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, *23*(21), 21262–21272. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7221-0.

Zheng, W.; Obrist, D.; Weis, D.; Bergquist, B. A. Mercury isotope compositions across North American forests. *Global Biogeochemical Cycles* 2016, 30, 1475–1492. https://doi.org/10.1002/2015GB005323.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S0. Concentrações de Hg_{atm} para o último valor e a média dos valores registrados para 1 minuto de coleta nas rodovias. Os dados espaciais estão em Sirgas 2000.

Ponto	Data	Horário	Latitude	Longitude	Hg (ng/m³) último valor (1min)	Hg (ng/m³) média
PRC01	22/10/2024	08:00	8273390.894	214955.1301	8	**7.75**
PRC01	31/10/2024	08:00	8273390.894	214955.1301	4	**4**
PRC01	01/11/2024	08:00	8273390.894	214955.1301	4	**3.5**
PRC01	08/11/2024	08:00	8273390.894	214955.1301	3	**3**
PRC01	14/11/2024	08:00	8273390.894	214955.1301	2	**2.5**
PRC01	19/11/2024	12:00	8273390.894	214955.1301	3	**3.5**
PRC01	26/11/2024	12:00	8273390.894	214955.1301	5	**4.5**
PRC01	28/11/2024	12:00	8273390.894	214955.1301	4	**3.25**
PRC01	29/11/2024	12:00	8273390.894	214955.1301	5	**4.25**
PRC01	03/12/2024	12:00	8273390.894	214955.1301	5	**4.5**
PRC01	05/12/2024	12:00	8273390.894	214955.1301	5	**4**
PRC01	29/10/2024	14:00	8273390.894	214955.1301	8	**6.5**
PRC01	28/01/2025	17:00	8273390.894	214955.1301	5	**4**
PRC01	06/02/2025	17:00	8273390.894	214955.1301	4	**4**
PR02	08/10/2024	08:10	8274105.07	214042.0346	14	**12.5**
PR02	31/10/2024	08:10	8274105.07	214042.0346	5	**5**
PR02	01/11/2024	08:10	8274105.07	214042.0346	5	**4.75**
PR02	08/11/2024	08:10	8274105.07	214042.0346	3	**2.75**
PR02	12/11/2024	08:10	8274105.07	214042.0346	5	**4.5**
PR02	14/11/2024	08:10	8274105.07	214042.0346	5	**3.75**
PR02	19/11/2024	12:10	8274105.07	214042.0346	5	**4.75**
PR02	26/11/2024	12:10	8274105.07	214042.0346	6	**5**
PR02	28/11/2024	12:10	8274105.07	214042.0346	5	**4**
PR02	29/11/2024	12:10	8274105.07	214042.0346	4	**3.75**
PR02	03/12/2024	12:10	8274105.07	214042.0346	6	**5.25**
PR02	05/12/2024	12:10	8274105.07	214042.0346	6	**5**
PR02	29/10/2024	14:10	8274105.07	214042.0346	7	**6**
PR02	28/01/2025	17:10	8274105.07	214042.0346	5	**4**
PR02	06/02/2025	17:10	8274105.07	214042.0346	7	**6.25**
PR03	08/10/2024	08:20	8273437.289	*212571.4821*	13	**11.5**
PR03	31/10/2024	08:20	8273437.289	*212571.4821*	4	**4**
PR03	01/11/2024	08:20	8273437.289	*212571.4821*	5	**4.5**
PR03	08/11/2024	08:20	8273437.289	*212571.4821*	3	**3**
PR03	12/11/2024	08:20	8273437.289	*212571.4821*	4	**4**
PR03	14/11/2024	08:20	8273437.289	*212571.4821*	5	**4.25**

PR03	19/11/2024	12:20	8273437.289	*212571.4821*	6	**5.25**
PR03	26/11/2024	12:20	8273437.289	*212571.4821*	5	**3.75**
PR03	28/11/2024	12:20	8273437.289	*212571.4821*	5	**4**
PR03	29/11/2024	12:20	8273437.289	*212571.4821*	5	**4.5**
PR03	03/12/2024	12:20	8273437.289	*212571.4821*	6	**5**
PR03	05/12/2024	12:20	8273437.289	*212571.4821*	6	**4.75**
PR03	29/10/2024	14:20	8273437.289	*212571.4821*	7	**6.5**
PR03	28/01/2025	17:20	8273437.289	*212571.4821*	3	**2.5**
PR03	06/02/2025	17:20	8273437.289	*212571.4821*	7	**6**
PR04	08/10/2024	08:20	*8273406.685*	*212559.3468*	11	**9.75**
PR04	31/10/2024	08:20	*8273406.685*	*212559.3468*	5	**4.75**
PR04	01/11/2024	08:20	*8273406.685*	*212559.3468*	4	**4**
PR04	08/11/2024	08:20	*8273406.685*	*212559.3468*	3	**2.5**
PR04	12/11/2024	08:20	*8273406.685*	*212559.3468*	6	**5.75**
PR04	14/11/2024	08:20	*8273406.685*	*212559.3468*	6	**5**
PR04	19/11/2024	12:20	*8273406.685*	*212559.3468*	7	**6.25**
PR04	26/11/2024	12:20	*8273406.685*	*212559.3468*	5	**4**
PR04	28/11/2024	12:20	*8273406.685*	*212559.3468*	5	**4.75**
PR04	29/11/2024	12:20	*8273406.685*	*212559.3468*	5	**4.25**
PR04	03/12/2024	12:20	*8273406.685*	*212559.3468*	6	**5**
PR04	05/12/2024	12:20	*8273406.685*	*212559.3468*	6	**5.25**
PR04	29/10/2024	14:20	*8273406.685*	*212559.3468*	7	**6.75**
PR04	28/01/2025	17:20	*8273406.685*	*212559.3468*	4	**3.75**
PR04	06/02/2025	17:20	*8273406.685*	*212559.3468*	0	**0**
PR05	31/10/2024	08:30	*8278074.655*	*215341.2877*	5	**4.5**
PR05	01/11/2024	08:30	*8278074.655*	*215341.2877*	5	**5**
PR05	08/11/2024	08:30	*8278074.655*	*215341.2877*	2	**2**
PR05	12/11/2024	08:30	*8278074.655*	*215341.2877*	4	**4**
PR05	14/11/2024	08:30	*8278074.655*	*215341.2877*	4	**3.5**
PR05	19/11/2024	12:30	*8278074.655*	*215341.2877*	5	**4.25**
PR05	26/11/2024	12:30	*8278074.655*	*215341.2877*	4	**3.5**
PR05	28/11/2024	12:30	*8278074.655*	*215341.2877*	5	**4.5**
PR05	29/11/2024	12:30	*8278074.655*	*215341.2877*	3	**3**
PR05	03/12/2024	12:30	*8278074.655*	*215341.2877*	4	**3.5**
PR05	05/12/2024	12:30	*8278074.655*	*215341.2877*	4	**3.25**
PR05	29/10/2024	14:30	*8278074.655*	*215341.2877*	7	**6.75**
PR05	28/01/2025	17:30	*8278074.655*	*215341.2877*	4	**3.25**
PR05	06/02/2025	17:30	*8278074.655*	*215341.2877*	8	**7.25**
PR06	31/10/2024	08:40	*8281488.865*	*218712.4163*	4	**4**
PR06	01/11/2024	08:40	*8281488.865*	*218712.4163*	5	**5**
PR06	08/11/2024	08:40	*8281488.865*	*218712.4163*	2	**2**
PR06	12/11/2024	08:40	*8281488.865*	*218712.4163*	5	**4**
PR06	14/11/2024	08:40	*8281488.865*	*218712.4163*	4	**3.5**
PR06	19/11/2024	12:40	*8281488.865*	*218712.4163*	4	**4**

PR06	26/11/2024	12:40	*8281488.865*	*218712.4163*	4	**3.5**
PR06	28/11/2024	12:40	*8281488.865*	*218712.4163*	4	**3.75**
PR06	29/11/2024	12:40	*8281488.865*	*218712.4163*	3	**2.25**
PR06	03/12/2024	12:40	*8281488.865*	*218712.4163*	3	**3**
PR06	05/12/2024	12:40	*8281488.865*	*218712.4163*	5	**4.25**
PR06	29/10/2024	14:40	*8281488.865*	*218712.4163*	5	**5.25**
PR06	28/01/2025	17:40	*8281488.865*	*218712.4163*	4	**3.5**
PR06	06/02/2025	17:40	*8281488.865*	*218712.4163*	9	**8.25**
PR07	31/10/2024	08:50	*8282519.948*	*224502.8708*	4	**4**
PR07	01/11/2024	08:50	*8282519.948*	*224502.8708*	5	**4.5**
PR07	08/11/2024	08:50	*8282519.948*	*224502.8708*	4	**3.25**
PR07	12/11/2024	08:50	*8282519.948*	*224502.8708*	5	**4.25**
PR07	14/11/2024	08:50	*8282519.948*	*224502.8708*	3	**3**
PR07	19/11/2024	12:50	*8282519.948*	*224502.8708*	5	**4**
PR07	26/11/2024	12:50	*8282519.948*	*224502.8708*	3	**3**
PR07	28/11/2024	12:50	*8282519.948*	*224502.8708*	4	**3.5**
PR07	29/11/2024	12:50	*8282519.948*	*224502.8708*	2	**2**
PR07	03/12/2024	12:50	*8282519.948*	*224502.8708*	5	**4**
PR07	05/12/2024	12:50	*8282519.948*	*224502.8708*	3	**3**
PR07	29/10/2024	14:50	*8282519.948*	*224502.8708*	6	**5.75**
PR07	28/01/2025	17:50	*8282519.948*	*224502.8708*	6	**3.25**
PR07	06/02/2025	17:50	*8282519.948*	*224502.8708*	6	**6.5**
PR08	31/10/2024	09:00	*8282522.247*	228464.3609	4	**4**
PR08	01/11/2024	09:00	*8282522.247*	228464.3609	4	**4.25**
PR08	08/11/2024	09:00	*8282522.247*	228464.3609	4	**3.25**
PR08	12/11/2024	09:00	*8282522.247*	228464.3609	6	**5.75**
PR08	14/11/2024	09:00	*8282522.247*	228464.3609	3	**3**
PR08	19/11/2024	13:00	*8282522.247*	228464.3609	4	**4**
PR08	26/11/2024	13:00	*8282522.247*	228464.3609	3	**2.5**
PR08	28/11/2024	13:00	*8282522.247*	228464.3609	3	**3**
PR08	29/11/2024	13:00	*8282522.247*	228464.3609	2	**2**
PR08	03/12/2024	13:00	*8282522.247*	228464.3609	4	**4**
PR08	05/12/2024	13:00	*8282522.247*	228464.3609	3	**3**
PR08	29/10/2024	15:00	*8282522.247*	228464.3609	7	**6.75**
PR08	28/01/2025	18:00	*8282522.247*	228464.3609	2	**2**
PR08	06/02/2025	18:00	*8282522.247*	228464.3609	5	**5**
PR09	31/10/2024	09:10	*8275708.441*	*224148.6404*	4	**4**
PR09	01/11/2024	09:10	*8275708.441*	*224148.6404*	5	**4.5**
PR09	08/11/2024	09:10	*8275708.441*	*224148.6404*	4	**4**
PR09	12/11/2024	09:10	*8275708.441*	*224148.6404*	6	**6**
PR09	14/11/2024	09:10	*8275708.441*	*224148.6404*	3	**3**
PR09	19/11/2024	13:10	*8275708.441*	*224148.6404*	5	**4.75**
PR09	26/11/2024	13:10	*8275708.441*	*224148.6404*	3	**3**
PR09	28/11/2024	13:10	*8275708.441*	*224148.6404*	3	**3**

PR09	29/11/2024	13:10	*8275708.441*	*224148.6404*	3	**2.25**
PR09	03/12/2024	13:10	*8275708.441*	*224148.6404*	4	**3.5**
PR09	05/12/2024	13:10	*8275708.441*	*224148.6404*	3	**3**
PR09	29/10/2024	15:10	*8275708.441*	*224148.6404*	7	**6.5**
PR09	28/01/2025	18:10	*8275708.441*	*224148.6404*	2	**2**
PR09	06/02/2025	18:10	*8275708.441*	*224148.6404*	7	**7**
PR10	31/10/2024	09:20	*8273852.126*	*218414.2519*	4	**4**
PR10	01/11/2024	09:20	*8273852.126*	*218414.2519*	4	**3.75**
PR10	08/11/2024	09:20	*8273852.126*	*218414.2519*	4	**4**
PR10	12/11/2024	09:20	*8273852.126*	*218414.2519*	3	**3.5**
PR10	14/11/2024	09:20	*8273852.126*	*218414.2519*	3	**3**
PR10	19/11/2024	13:20	*8273852.126*	*218414.2519*	5	**4.5**
PR10	26/11/2024	13:20	*8273852.126*	*218414.2519*	2	**2.25**
PR10	28/11/2024	13:20	*8273852.126*	*218414.2519*	5	**4.75**
PR10	29/11/2024	13:20	*8273852.126*	*218414.2519*	2	**2.5**
PR10	03/12/2024	13:20	*8273852.126*	*218414.2519*	5	**4.5**
PR10	05/12/2024	13:20	*8273852.126*	*218414.2519*	3	**3**
PR10	29/10/2024	15:20	*8273852.126*	*218414.2519*	6	**6.25**
PR10	28/01/2025	18:20	*8273852.126*	*218414.2519*	3	**3**
PR10	06/02/2025	18:20	*8273852.126*	*218414.2519*	5	**4.25**

Registro Fotográfico

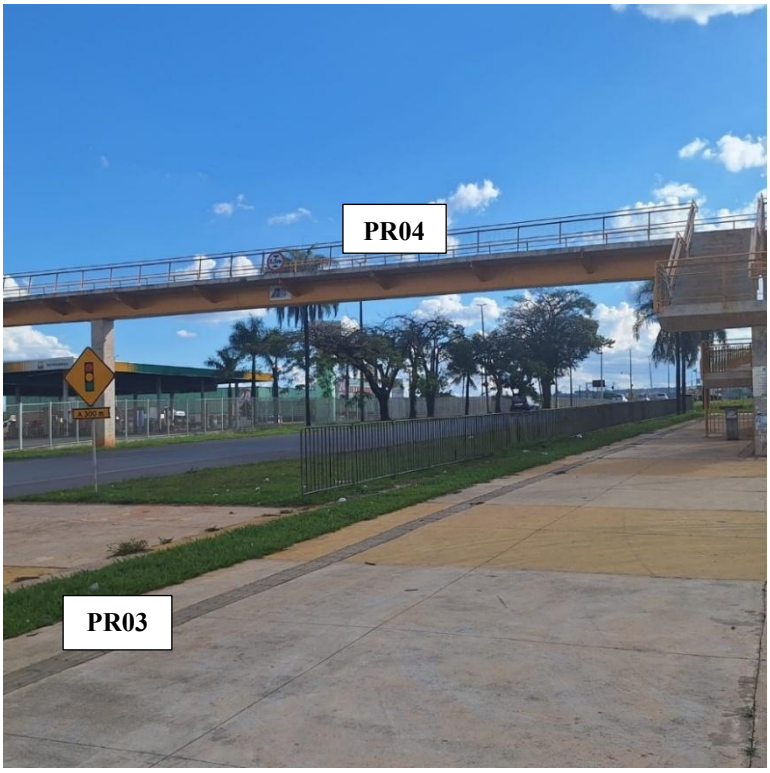


Imagem S0. Passarela na BR-20. Local de coleta dos pontos a 1 metro (PR03) e 10 metros (PR04) usados nas mensurações para comparação em diferentes altitudes.

CAPÍTULO 2. Concentração e distribuição espacial do Hg atmosférico emitido por veículos na região da Estação Ecológica de Águas Emendadas - ESEC-AE

RESUMO

Este estudo avaliou a distribuição espacial e a dinâmica atmosférica do mercúrio (Hg_{atm}) no interior da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE), importante unidade de conservação do bioma Cerrado, localizada na região central do Brasil. Para as determinações da concentração de Hg_{atm}, utilizamos o analisador de mercúrio portátil Lumex RA-915M. As coletas foram realizadas no interior da ESEC-AE onde fizemos medições em Pontos Internos, Pontos em altitude, ambos com período de coleta de 1 minuto e o monitoramento em áreas de Cerrado com períodos de coleta de 15 minutos para cada ponto. As concentrações atmosféricas de Hg apresentaram média geral de 4,26 ng/m³, variando entre 2,0 e 7,0 ng/m³, evidenciando significativa variabilidade espacial entre os pontos internos da unidade de conservação. A análise geoestatística, baseada em semivariogramas teóricos e interpolação por Krigagem Ordinária, demonstrou forte dependência espacial das concentrações atmosféricas de Hg. O modelo Stable apresentou melhor ajuste aos dados experimentais, com baixo efeito pepita, indicando elevada continuidade espacial em curtas distâncias e reduzida variabilidade aleatória. O modelo geoestatístico também revelou anisotropia espacial predominante orientada a 45°, sugerindo influência da direção preferencial dos ventos, da topografia local e da disposição das rodovias circundantes sobre os padrões de dispersão atmosférica. Os mapas interpolados evidenciaram gradiente espacial das concentrações de Hg_{atm}, com redução progressiva dos valores em direção ao interior da ESEC-AE à medida que aumenta a distância das rodovias BR-020 e DF-128. Maiores concentrações foram registradas nas áreas mais próximas às rodovias de maior fluxo veicular, indicando forte influência das emissões associadas ao tráfego rodoviário sobre a dinâmica atmosférica do Hg na unidade de conservação. Os resultados sugerem que processos de transporte atmosférico, deposição, ressuspensão mecânica de partículas contaminadas e circulação local das massas de ar atuam conjuntamente na dispersão do Hg_{atm} no interior da ESEC-AE. Além disso, a configuração topográfica da área parece favorecer a formação de zonas de acúmulo atmosférico em áreas mais baixas da unidade de conservação. As análises realizadas no perfil vertical da torre de observação indicaram tendência geral de redução das concentrações de Hg com o aumento da altura, embora tenha sido observado um pico de concentração aos 15 m, sugerindo influência adicional de fatores meteorológicos locais, turbulência atmosférica e circulação do ar. O monitoramento contínuo realizado em diferentes fitofisionomias do Cerrado demonstrou elevada variabilidade temporal e espacial das concentrações atmosféricas. As maiores concentrações ocorreram em áreas de mata de galeria, indicando que ambientes florestais densos podem favorecer retenção atmosférica temporária de Hg devido à menor circulação do ar no interior do dossel vegetal. Em contraste, áreas savânicas de cerrado sentido restrito mais abertas apresentaram menores concentrações de Hg_{atm}. Os resultados indicam que fatores como cobertura vegetal, topografia, proximidade das rodovias e condições meteorológicas exercem influência integrada sobre a dinâmica espacial do Hg atmosférico na ESEC-AE. O estudo demonstra que rodovias localizadas próximas a áreas protegidas podem atuar como importantes fontes difusas de Hg atmosférico para ecossistemas do Cerrado brasileiro, reforçando a necessidade de programas de monitoramento ambiental de longo prazo integrando análises atmosféricas, meteorológicas, geoestatísticas e biogeoquímicas.

Palavras-chave: Mercúrio atmosférico; Ciclo antropogênico; Áreas protegidas; Emissão veicular; Cerrado; Geoestatística.

ABSTRACT

This study evaluated the spatial distribution and atmospheric dynamics of mercury (Hg_{atm}) within the Águas Emendadas Ecological Station (ESEC-AE), an important protected area of the Brazilian Cerrado biome located in central Brazil. For the determination of Hg_{atm} concentration, we used the Lumex RA-915M portable mercury analyzer. Samples were collected inside the ESEC-AE, where we took measurements at internal points and points at altitude, both with a collection period of 1 minute, and monitoring in Cerrado areas with collection periods of 15 minutes for each point. Atmospheric Hg concentrations presented an overall mean of 4.26 ng/m³, ranging from 2.0 to 7.0 ng/m³, indicating significant spatial variability among the internal sampling points within the conservation unit. The geostatistical analysis, based on theoretical semivariograms and Ordinary Kriging interpolation, demonstrated strong spatial dependence of atmospheric Hg concentrations. The Stable model provided the best fit to the experimental data, exhibiting a low nugget effect, which indicates high spatial continuity over short distances and reduced random variability. The geostatistical model also revealed predominant spatial anisotropy oriented at 45°, suggesting the influence of prevailing wind direction, local topography, and the spatial arrangement of surrounding highways on atmospheric dispersion patterns. The interpolated maps revealed a clear spatial gradient of Hg_{atm} concentrations, with progressive reductions in Hg levels toward the interior of the ESEC-AE as the distance from the BR-020 and DF-128 highways increased. The highest concentrations were recorded in areas closest to highways characterized by intense vehicular traffic, indicating a strong influence of traffic-related emissions on atmospheric Hg dynamics within the protected area. The results suggest that atmospheric transport, deposition, mechanical resuspension of contaminated particles, and local air mass circulation jointly influence the dispersion of atmospheric Hg within the ESEC-AE. In addition, the local topographic configuration appears to favor the formation of atmospheric accumulation zones in lower-elevation areas of the conservation unit. Analyses conducted along the vertical profile of the observation tower indicated an overall decrease in Hg concentrations with increasing height, although a concentration peak was observed at 15 m, suggesting additional influence from local meteorological factors, atmospheric turbulence, and air circulation dynamics. Continuous monitoring conducted across different Cerrado phytophysiognomies demonstrated high temporal and spatial variability in atmospheric Hg concentrations. The highest concentrations occurred within gallery forest areas, indicating that dense forest environments may favor temporary atmospheric Hg retention due to reduced air circulation within the forest canopy. In contrast, open Cerrado areas exhibited lower atmospheric Hg concentrations. The results indicate that factors such as vegetation cover, topography, proximity to highways, and meteorological conditions exert integrated influences on the spatial dynamics of atmospheric Hg within the ESEC-AE. This study demonstrates that highways located near protected areas may act as important diffuse sources of atmospheric Hg to Cerrado ecosystems, reinforcing the need for long-term environmental monitoring programs integrating atmospheric, meteorological, geostatistical, and biogeochemical analyses.

Keywords: Atmospheric mercury; Anthropogenic cycle; Protected areas; Vehicle emissions; Cerrado; Geostatistics.

1. INTRODUÇÃO

O mercúrio atmosférico (Hg) é reconhecido como um dos poluentes globais mais perigosos devido à sua persistência ambiental, capacidade de transporte atmosférico de longa distância e elevada toxicidade para ecossistemas e populações humanas (Driscoll et al., 2013; Selin, 2009). Após sua liberação para a atmosfera, o mercúrio pode sofrer complexas transformações físicas e químicas, interagindo dinamicamente com condições climáticas, cobertura vegetal, topografia e padrões de uso do solo (Obrist, 2017; Obrist et al., 2018). Em ambientes terrestres, o Hg atmosférico pode ser depositado sobre solos, vegetação e sistemas aquáticos, onde posteriormente pode entrar nos ciclos biogeoquímicos e nas cadeias tróficas por meio de processos de metilação (Jiskra et al., 2018; Olson et al., 2019).

Nas últimas décadas, crescente atenção tem sido direcionada ao papel de ambientes urbanos e periurbanos como importantes fontes de emissões atmosféricas de Hg. O tráfego veicular, atividades industriais, queimadas e a ressuspensão de poeira urbana têm sido identificados como contribuintes relevantes para o enriquecimento atmosférico de Hg em regiões densamente ocupadas (Pacyna et al., 2006; Streets et al., 2011; Brown et al., 2020). Embora as emissões diretas de Hg provenientes da combustão veicular sejam geralmente inferiores às associadas à queima de carvão e a fontes industriais, ambientes rodoviários podem atuar como importantes sistemas secundários de emissão devido à contínua ressuspensão de material particulado contaminado depositado sobre a superfície das rodovias (Thorpe & Harrison, 2008; Rienda & Alves, 2021).

A poeira de estrada tem sido cada vez mais reconhecida como importante reservatório ambiental de metais pesados e Hg atmosférico. A interação entre turbulência induzida pelo tráfego, deposição de partículas e ressuspensão atmosférica cria condições altamente dinâmicas que influenciam a mobilidade do Hg próximo às rodovias e aos ecossistemas adjacentes (Adamiec et al., 2016; Apeagyei et al., 2011). Consequentemente, ecossistemas protegidos localizados próximos a rodovias podem ser particularmente vulneráveis à contaminação atmosférica crônica, especialmente sob condições climáticas tropicais caracterizadas por intensa radiação solar, temperaturas elevadas, precipitação sazonal e forte circulação atmosférica convectiva (Driscoll et al., 2013; Fostier et al., 2000).

O bioma Cerrado brasileiro representa um dos hotspots mundiais mais importantes de biodiversidade e desempenha papel fundamental na regulação hidrológica e climática regional (Myers et al., 2000). Entretanto, a rápida expansão urbana, o aumento do tráfego veicular e o desenvolvimento de infraestrutura no entorno de áreas protegidas têm intensificado

preocupações relacionadas ao transporte atmosférico de poluentes para unidades de conservação (Rodrigues et al., 2022; Monteiro et al., 2021). A Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE), localizada na região central do Brasil, é considerada uma área ecológica altamente estratégica devido à sua importância hidrológica e ao seu papel na preservação das fitofisionomias nativas do Cerrado. Contudo, a proximidade de importantes rodovias que circundam a reserva levanta preocupações quanto ao potencial transporte atmosférico de Hg e outros contaminantes para esse ecossistema protegido (IBRAM/DF, 2025).

A compreensão do comportamento espacial do Hg atmosférico em áreas de conservação requer abordagens analíticas capazes de integrar a heterogeneidade ambiental e as estruturas de dependência espacial. Nesse contexto, a geoestatística tornou-se uma importante ferramenta para investigação da variabilidade espacial de contaminantes ambientais (Isaaks & Srivastava, 1989; Goovaerts, 1997). Diferentemente das abordagens estatísticas clássicas, que assumem independência entre observações, a geoestatística baseia-se no princípio da autocorrelação espacial, no qual observações geograficamente próximas tendem a apresentar maior similaridade do que observações distantes (Webster & Oliver, 2007). Essa característica torna as técnicas geoestatísticas particularmente úteis em estudos de monitoramento ambiental envolvendo deposição atmosférica, contaminação do solo e transporte de poluentes.

Entre as abordagens geoestatísticas, a análise de semivariogramas e a Krigagem Ordinária (OK) são amplamente aplicadas na modelagem e interpolação da distribuição espacial de variáveis ambientais (Yamamoto & Landim, 2013). Os semivariogramas permitem quantificar estruturas de dependência espacial, incluindo efeito pepita, patamar, anisotropia e alcance espacial, enquanto a interpolação por Krigagem possibilita a geração de mapas preditivos de distribuição espacial com minimização do erro de estimativa (Johnston et al., 2001). Essas técnicas têm sido aplicadas com sucesso em estudos envolvendo Hg atmosférico, metais pesados, material particulado e outros poluentes em ambientes urbanos, industriais, florestais e aquáticos (Goovaerts, 1997; Gräler et al., 2016).

Em estudos de Hg atmosférico, os métodos geoestatísticos fornecem importantes informações sobre rotas de transporte de poluentes, gradientes de deposição e zonas de influência espacial associadas a fontes antrópicas (Osterwalder et al., 2024). Além disso, a integração entre geoestatística, meteorologia e análises topográficas permite melhor compreensão sobre como condições ambientais locais influenciam os padrões de dispersão e acúmulo de poluentes em ecossistemas sensíveis (Obrist et al., 2018; Osterwalder et al., 2024).

Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a distribuição espacial e a dinâmica atmosférica do Hg na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE), utilizando abordagens geoestatísticas baseadas em modelagem de semivariogramas e interpolação por Krigagem Ordinária. Especificamente, este estudo buscou investigar a estrutura de dependência espacial das concentrações atmosféricas de Hg, avaliar a influência das rodovias circundantes nos padrões de dispersão do Hg e analisar o papel de fatores ambientais locais, incluindo cobertura vegetal, topografia e circulação atmosférica, na dinâmica do Hg em um ecossistema protegido do Cerrado.

2. METODOLOGIA

2.1. Caracterização da área

O estudo foi realizado no interior e nas margens próximas às rodovias da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE), que está localizada no Distrito Federal, Brasil - (15°31′ a 15°36′S e 47°31′ a 47°42′O, 924 - 1177 m de altitude) - (Figura 1) (Rodrigues et al., 2022[a]).



Figura 1. Localização da área de estudo.

A ESEC-AE é uma Unidade de Conservação (UC) que está inserida na região administrativa de Planaltina/DF, sendo totalmente margeada em sua Zona de Amortecimento (ZA) pela Zona Urbana (ZU) da cidade, além de uma rodovia Federal e rodovias Distritais (BR-020 (S), DF-128 (L), DF-205 (N), DF-345 (O)), fazendas e setores de chácaras (IBRAM/DF, 2009).

A área total da UC compreende 10.547,21 hectares (ha), possuindo uma vereda de 06 km que verte para a formação do córrego Vereda Grande (NE - Nordeste) e Brejinho (SW - Sudoeste), que são contribuintes importantes para duas grandes bacias hidrográficas, a Tocantins/Araguaia e Platina respectivamente (IBRAM/DF, 2009).

O bioma característico da UC é o Cerrado brasileiro, com presença das suas principais fitofisionomias, apresentando grandes áreas de Vereda e predominância de cerado stricto sensu e campos, porém também é encontrado, em menor escala, cerrado denso, mata de galeria, e mata seca (Rodrigues et al., 2022ª; SEDUMA/DF, 2008).

Quanto as condições climáticas da região de estudo a predominância do vento varia entre NE e SW (INMET, 2025), a classificação climatológica de Koppen mostra uma consistência para Aw (clima tropical para estação seca no inverno) e Cwa ou Cwb (clima temperado úmido com inverno seco e verão quente ou temperado), sendo que o inverno ocorre entre março e outubro e o verão de outubro a fevereiro, com precipitações anuais que variam entre 1200 e 1750 mm. Cerca de 90% do volume de chuvas anuais tem ocorrência entre outubro e março. Os meses de inverno ocorrem entre maio e agosto, são extremamente secos, com registros aproximados de 9 mm mensais. O período mais quente ocorre entre setembro e outubro, com média histórica das temperaturas mais altas chegando a 30 °C. O período mais frio ocorre entre junho e julho, com temperaturas mais baixas que chegam a 13 °C. Durante a estação seca, a umidade relativa do ar atinge níveis críticos, frequentemente abaixo de 30% (IPE/DF, 2025; Rodrigues et al., 2022ª).

2.2 Delineamento amostral

Foram realizadas coletas em pontos no interior (PI) da UC (Figura 2), com distâncias menores que um quilômetro entre cada ponto, totalizando 34 pontos. As coletas foram realizadas em fevereiro/2025 (verão), de forma linear, entre 13:00h e 15:00h, a partir das margens rodoviárias da ESEC-AE indo no sentido ao interior, até o centro da UC, com o intuito de verificar a dispersão de Hg nessa região. Foi realizada uma coleta para cada ponto amostral (n = 01). Para realizar comparação foram feitas coletas em diferentes altitudes em PI 33 (n =

05), utilizando a torre de observação existente no local que possui 20m de altura e tem por finalidade auxiliar no monitoramento ambiental na observação de focos de incêndio florestal nas áreas da UC.

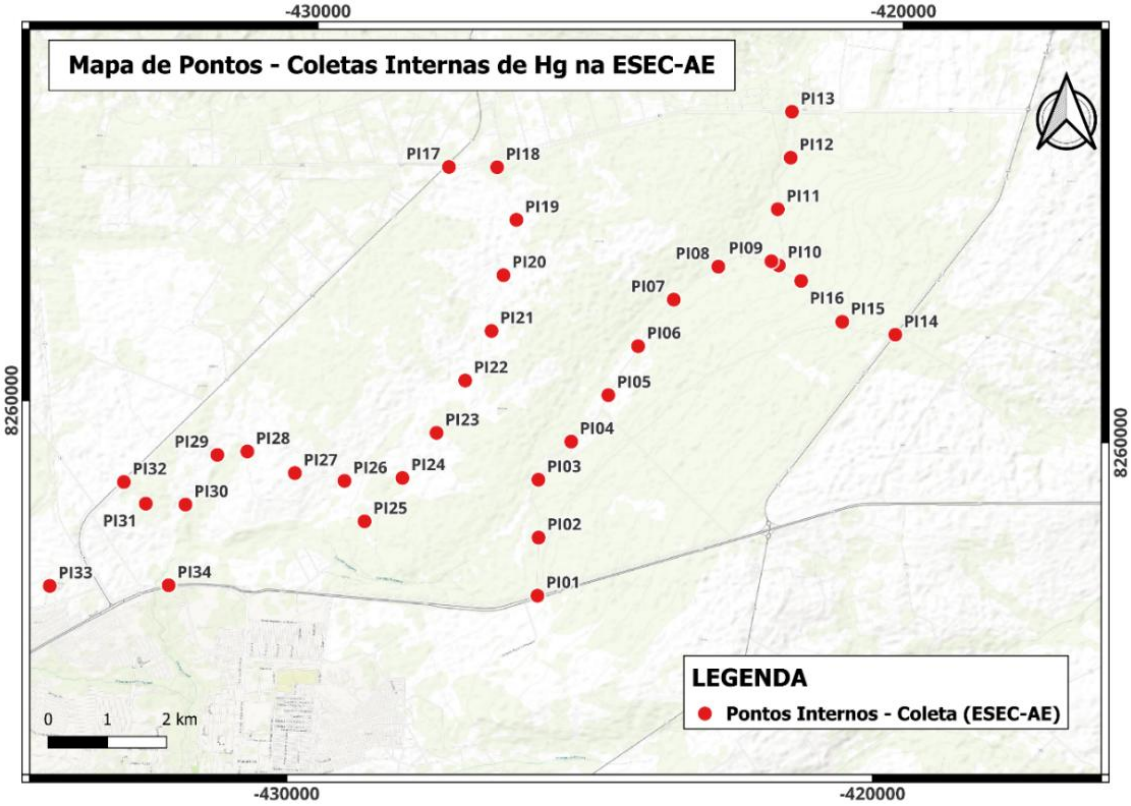


Figura 2. Pontos de coleta de Hg realizados internamente na ESEC-AE.

Além dos PI, também foram feitas coletas no interior da ESEC-AE com o intuito de monitorar a concentração de Hg_{atm} durante um período de 15 minutos. As coletas foram realizadas em maio/2025 e feito o monitoramento único para cada ponto amostral (n = 01), de um total de quatro pontos amostrais (P) que buscaram contemplar áreas de cerrado sentido restrito, vereda e mata de galeria como demonstrado através da distribuição vista na Figura 3.

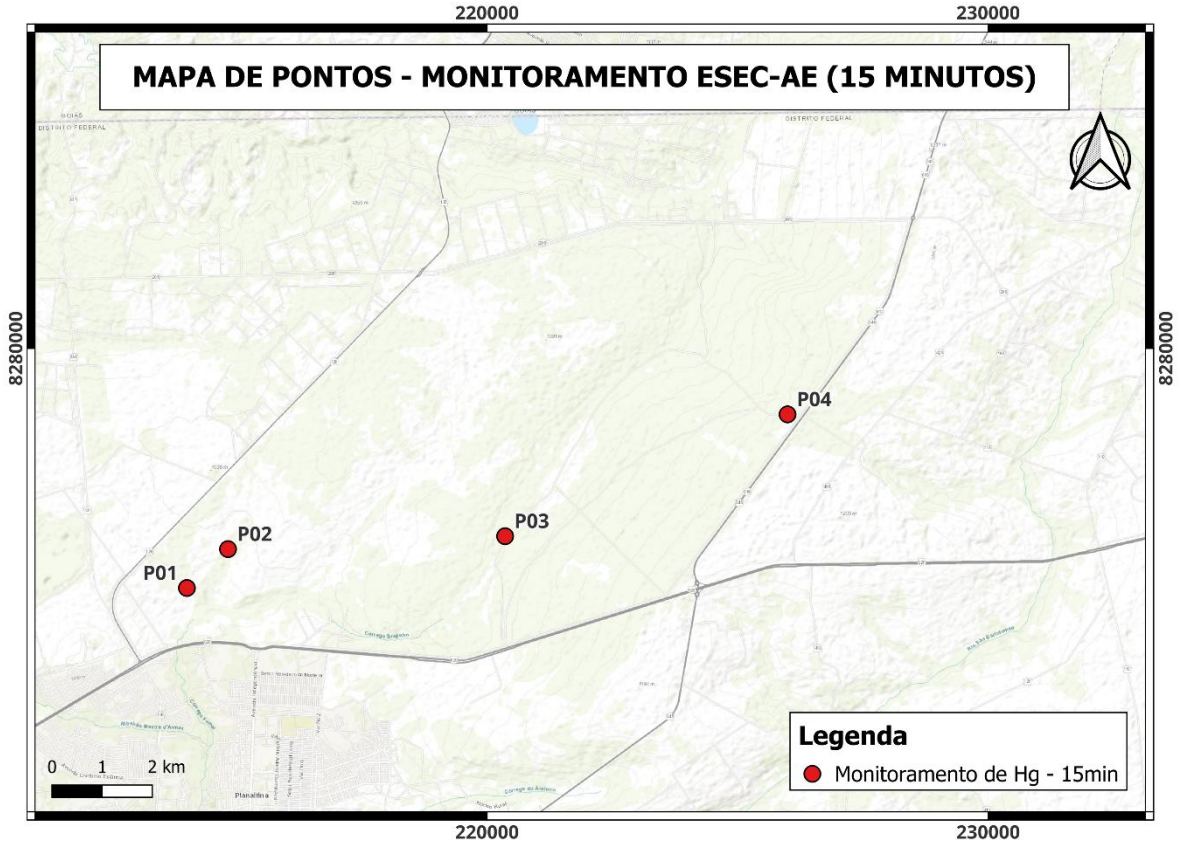


Figura 3. Pontos de coleta de Hg realizados internamente na ESEC-AE com monitoramento realizado durante 15 minutos em cada ponto.

2.3 Determinação da concentração de Hg_{atm}

Para as determinações da concentração de Hg_{atm}, utilizamos o analisador de mercúrio portátil Lumex RA-915M capaz de determinar, em tempo real, a concentração de vapor de Hg contido no ar. O aparelho realiza determinação direta e contínua, em intervalos de um segundo, ou intervalo de tempo escolhido pelo operador e com correção de fundo Zeeman, o que elimina interferências de outras substâncias (Martino et al., 2022).

As coletas relacionadas aos pontos no interior da ESEC-AE (PI) foram realizadas em altura de um metro (h = 1m). Em cada ponto realizamos a amostragem, onde foram anotados os valores a cada intervalo de 10s de medição do aparelho após sua calibragem (±20s), totalizando um minuto de coleta e 4 amostras registradas no decorrer dos 40s restantes. Para cada amostra coletamos em ordem numérica, tendo como unidade de medida a nanograma de Hg por metro cúbico (Hg ng/m³).

Para cada amostra, coletamos em ordem numérica, tendo como unidade de medida a nanograma de Hg por metro cúbico (Hg ng/m³). Em PI33 mesmo procedimento de medição

com o aparelho foi repetido, porém com a realização das coletas a um metro de altura e em seguida, fazendo uso do elevador manual existente na torre de observação (Imagem S1), a 5, 10, 15 e 20 metros (h = 01 m, 05 m, 10 m, 15m, 20m) (Dat et al., 2023).

Para o interior da UC também foi repetido o mesmo método de medição a um metro de altura (h=1m) nos Pontos denominados P01 (cerrado sentido restrito), P02 (mata de galeria), P03 (vereda) e P04 (cerrado sentido restrito 2), sendo feita uma mensuração de 15 minutos para cada ponto, sendo anotados os resultados de Hg_{atm} a cada minuto.

2.4. Análise dos dados

Os dados numéricos obtidos das coletas para cada amostra medida no aparelho RA-915 foram somados para obtermos a média das quatro amostras. Foi feito teste de significância estatística dos valores mensurados através do programa Statistica 12.0. As variáveis meteorológicas serviram apenas como base de parâmetros para discussão.

Para as análises espaciais dos dados referentes aos pontos internos da ESEC-AE (PI) foram utilizadas as médias dos valores medidos de Hg para cada amostra e do georreferenciamento dos pontos de coleta. Com esses dados foi feito o uso dos softwares Qgis Desktop 3.40.5 e ArcMap 10.8.2 para identificação dos fatores de dispersão através das funções predefinidas do programa (Dat et al., 2023; Dórea et al., 2023; Monteiro et al., 2024). A distribuição espacial das concentrações de Hg_{atm} foi analisada por geoestatística utilizando semivariograma teórico (Figura 4) e interpolação por Krigagem Ordinária (OK).

Também utilizamos o programa Microsoft Excel para auxiliar nas análises em todo o processo de tratamento dos dados da pesquisa, principalmente na elaboração de planilhas e gráficos comparativos. Estes dois últimos foram particularmente utilizados nas análises referentes aos dados dos pontos de medições P (15 minutos) no interior da ESEC-AE. Para esses últimos pontos medidos denominados monitoramento (P01, P02, P02 e P04) foram realizadas apenas estatística descritiva e comparativa como parte da análise dos dados.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As concentrações atmosféricas de Hg (Hg_{atm}) obtidas nos Pontos Internos (PI) da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE) apresentaram média geral de 4,26 ng/m³, com valores variando entre 2,0 e 7,0 ng/m³ (DP= 1,24 ng/m³). O teste estatístico de normalidade (Shapiro-Wilk) indicou diferenças significativas entre os pontos amostrados (Qui-quadrado =

15,24; p = 0,00049), sugerindo variabilidade espacial relevante das concentrações atmosféricas de Hg no interior da unidade de conservação. As concentrações de Hg_{atm} para os Pontos Internos da ESEC-AE com os valores para o último valor e a média para cada minuto de coleta estão disponíveis no Material Suplementar (Tabela S1).

O semivariograma ajustado pelo modelo Stable apresentou baixo efeito pepita (nugget = 0,0036), indicando continuidade espacial relativamente elevada em curtas distâncias e baixa variabilidade aleatória dos dados amostrados (Figura 4).

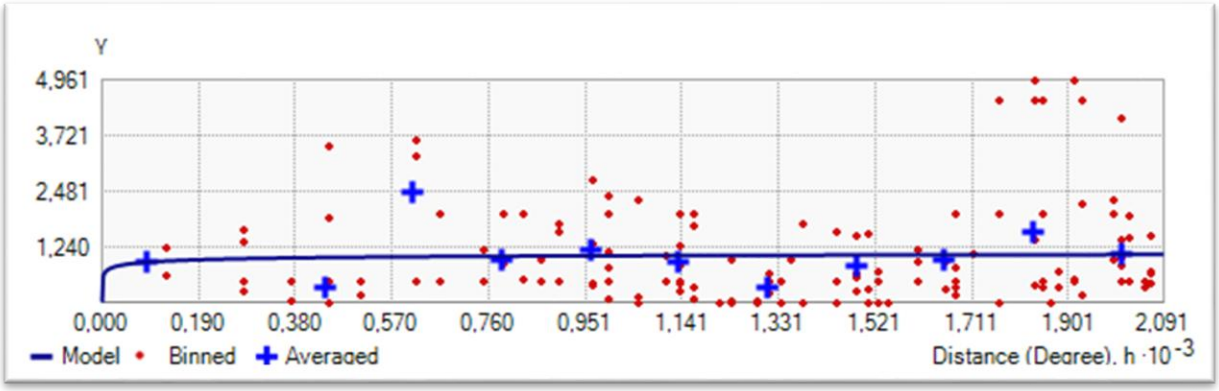


Figura 4. Semivariograma gerado a partir das médias obtidas de Hg_{atm} dos Pontos Internos da ESEC-AE. Modelado em 0,0036*Nugget+1,12*Stable(1506).

O modelo geoestatístico apresentou contribuição (sill parcial) de 1,12 e alcance aproximado de 1506 unidades de distância (1506 m), com anisotropia predominante orientada a 45°. Esses parâmetros indicam existência de dependência espacial estruturada das concentrações atmosféricas de Hg na área de estudo, sugerindo que grande parte da variabilidade observada está relacionada a fatores ambientais associados à dispersão atmosférica e a proximidade das rodovias que exercem influência importante sobre a distribuição do Hg_{atm} no interior da ESEC-AE (Isaaks & Srivastava, 1989; Goovaerts, 1997; Yamamoto & Landim, 2013).

Em estudo sobre a espacialidade do mercúrio total (THg) encontrado nos solos as margens das rodovias no entorno da ESEC-AE e no seu interior (Rodrigues et al., 2022[b]), as concentrações médias foram estatisticamente diferentes em todas as distâncias amostradas; na margem das rodovias e a 0,1 km, as camadas minerais representavam 81,8% e 81,2% do solo superficial, respectivamente; com o distanciamento das margens da rodovia para o interior da UC, o mercúrio total (THg) diminuiu e representavam 50% e 33,3% nas camadas de solo a 1 km e 2 km, respectivamente, sendo que em comparação com as amostras coletadas nas margens

da rodovia, o THg no solo superficial a 0,1 km, 1 km e 2 km representa 76%, 7,9% e 0,45%, respectivamente.

Ainda segundo estudo de Rodrigues et al. (2022[b]), o alcance estimado pelas análises dos variogramas sobre a influência do THg está estimada em 3 km de distância da margem das rodovias para o interior da ESEC-AE, diminuindo a partir de 1 km, onde se localiza o ponto de inflexão e a partir desse ponto as concentrações diminuem e se tornam mais espaças. Nosso estudo apresentou uma influência de 1,5 km para a mesma UC em relação as fontes emissoras de Hg_{atm} oriundas das rodovias.

Os resultados da validação cruzada apresentaram valores de RMSE (Erro Quadrático Médio) de 1,12 e RMSSE (Erro Padronizado do RMSE) de 1,02, indicando desempenho satisfatório do modelo geoestatístico para representação da variabilidade espacial observada. Valores de RMSSE próximos de 1 indicam que os erros de predição estimados pela Krigagem Ordinária foram consistentes com a variabilidade experimental observada (Johnston et al., 2001).

O mapa interpolado por Krigagem Ordinária determinado a partir dos valores medidos nos pontos amostrais (Figura 5) evidenciou gradiente espacial das concentrações atmosféricas de Hg no interior da unidade de conservação, demonstrando redução progressiva das concentrações à medida que aumentava a distância em relação às rodovias marginais, especialmente BR-020 e DF-128.

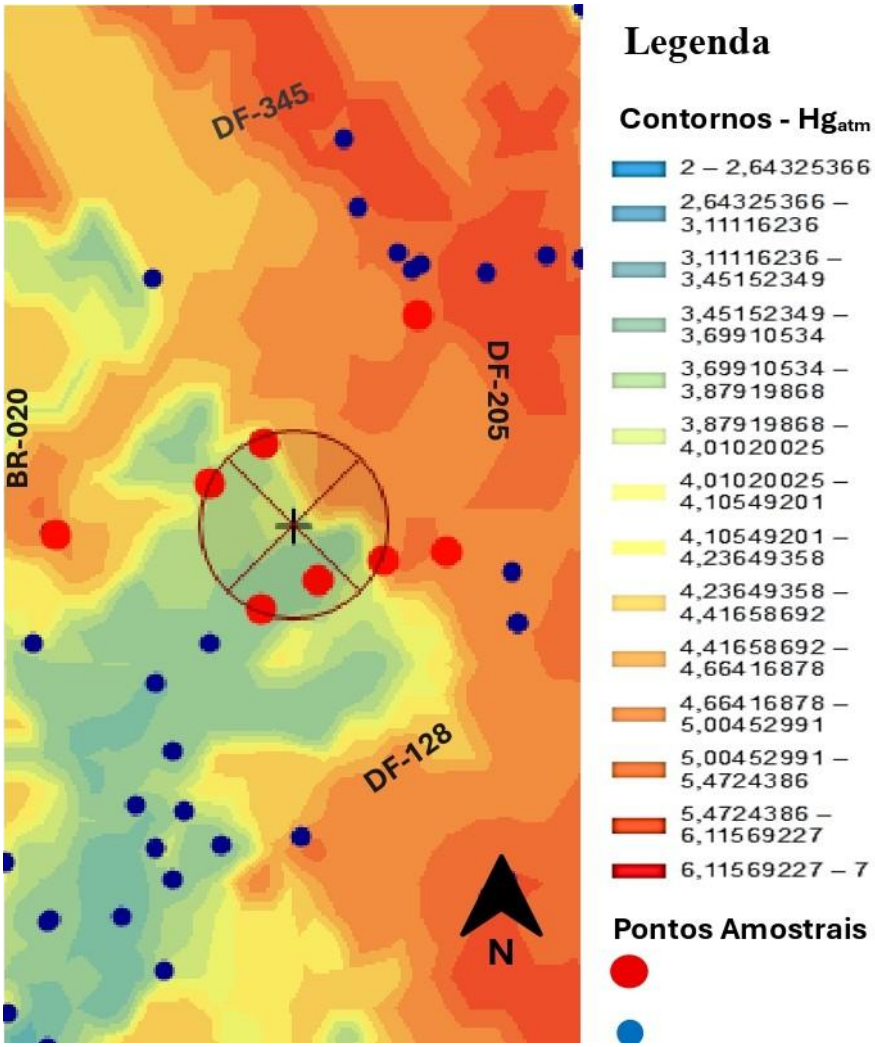


Figura 5. Mapa de espalhamento dos pontos de calor projetados a partir das médias obtidas de Hg_{atm} nos pontos amostrais PI (Krigagem Ordinária). PI – Pontos Internos da ESEC-AE em azul e vermelho (pontos amostrais). Contornos definidos a partir das concentrações mensuradas.

As maiores concentrações interpoladas ocorreram nas áreas mais próximas às rodovias de maior fluxo veicular, sugerindo influência direta das emissões rodoviárias sobre a distribuição espacial do Hg_{atm} no interior da ESEC-AE. Estudos anteriores demonstram que rodovias com tráfego intenso podem atuar como importantes fontes difusas de Hg atmosférico e outros metais potencialmente tóxicos para ecossistemas adjacentes (Thorpe & Harrison, 2008; Adamiec et al., 2016; Grigoratos & Martini, 2015).

A configuração espacial observada no mapa de calor sugere que os processos de transporte atmosférico, ressuspensão mecânica e deposição de partículas contaminadas influenciam conjuntamente a dispersão do Hg atmosférico em direção ao interior da unidade de conservação. A influência espacial observada ao longo do eixo anisotrópico pode estar

relacionada à direção predominante dos ventos locais, à configuração topográfica da área e à disposição das rodovias no entorno da ESEC-AE.

Estudos realizados em ambientes urbanos e periurbanos demonstram que a deposição atmosférica de Hg próximo a rodovias pode ocorrer tanto por emissões primárias associadas à combustão quanto pela ressuspensão de material particulado previamente contaminado (Pacyna et al., 2006; Brown et al., 2020; Rienda et al., 2023).

Os resultados obtidos neste estudo também são consistentes com pesquisas anteriores realizadas na ESEC-AE que identificaram presença de Hg em solos, sedimentos, macrófitas aquáticas e serrapilheira, sugerindo contribuição contínua de fontes antrópicas para a ciclagem biogeoquímica do Hg na região (Monteiro et al., 2021; Rodrigues et al., 2022[a]; Dórea et al., 2023; Farias et al., 2026).

As medições realizadas no perfil vertical da torre de observação (PI33) apresentaram concentrações médias variando entre 1,0 e 5,0 ng/m³ ao longo das diferentes alturas avaliadas (Figura 6). As medições na Torre de observação da ESEC-AE com as concentrações de Hg_{atm} para os últimos valores e médias mensurados no tempo de 1 minuto estão disponíveis no Material Suplementar (Tabela S2).

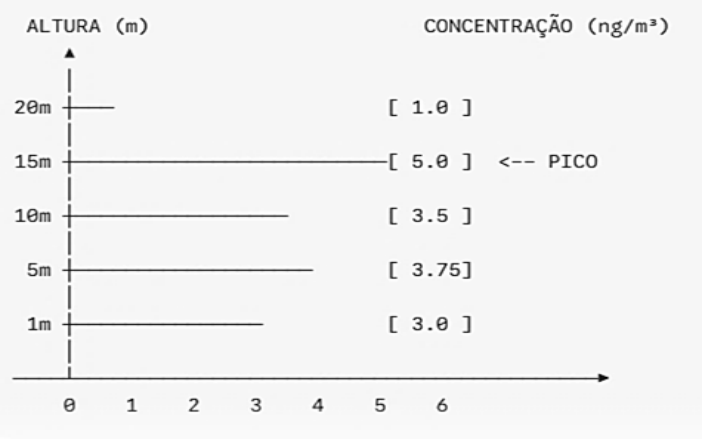


Figura 6. Perfil vertical das médias de concentrações de Hg_{atm} em PI33.

Embora tenha sido observada tendência geral de redução das concentrações em maiores altitudes, ocorreu um pico de concentração aos 15 metros de altura.

A tendência de redução vertical das concentrações atmosféricas de Hg já foi observada em estudos realizados em áreas sob influência antrópica e ambientes contaminados, sendo frequentemente associada à deposição gravitacional de partículas, redução da influência direta

das fontes superficiais e maior dispersão atmosférica em maiores altitudes (McLagan et al., 2021; Quant et al., 2021).

Entretanto, o pico observado aos 15 metros sugere influência adicional de fatores meteorológicos locais, especialmente circulação atmosférica e turbulência do ar. A configuração topográfica da ESEC-AE, associada à presença de áreas mais baixas no interior da unidade de conservação em relação às rodovias circundantes, pode favorecer o transporte atmosférico horizontal e a formação temporária de zonas de acúmulo atmosférico.

A influência da topografia sobre a dispersão atmosférica de Hg tem sido observada em estudos realizados em áreas montanhosas e ecossistemas florestais, nos quais padrões locais de circulação do ar podem modificar significativamente os gradientes verticais esperados (Osterwalder et al., 2024; Obrist et al., 2017).

Os resultados do monitoramento de Hg_{atm} durante 15 minutos em diferentes fitofisionomias do Cerrado demonstraram elevada variabilidade temporal e espacial das concentrações atmosféricas (Figura 7). Os valores mensurados de Hg_{atm} para cada minuto, DP (Desvio Padrão), Var (Variação) e p valor estão disponíveis estão disponíveis no Material Suplementar (Tabela S3).

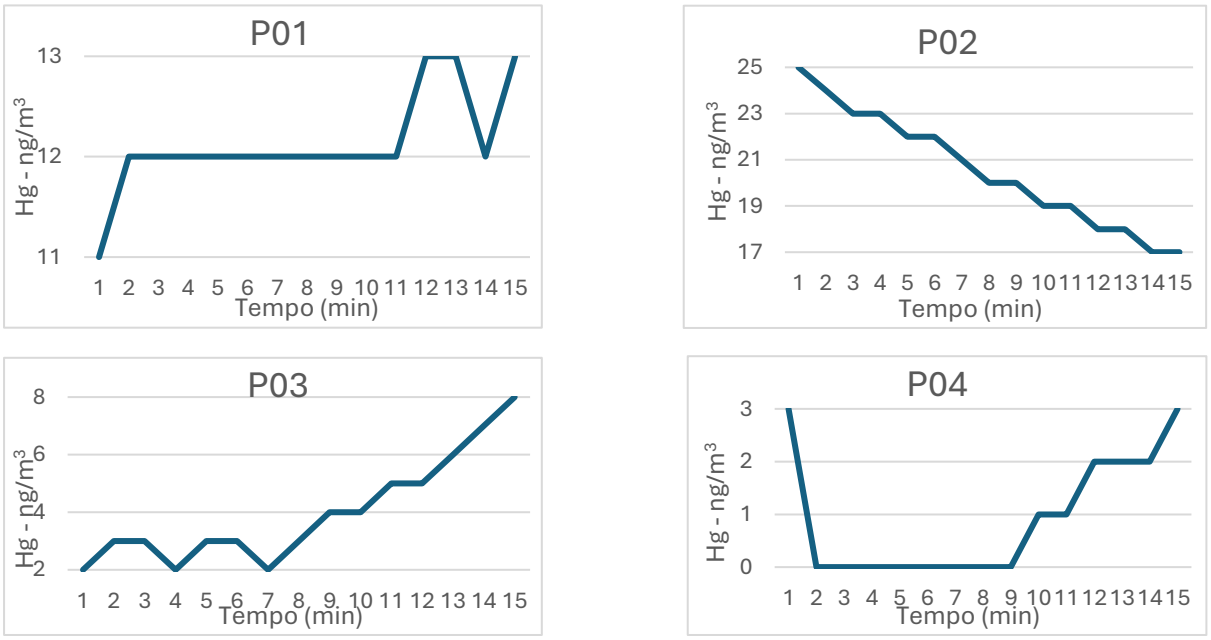


Figura 7. Gráfico de distribuição dos valores monitorados em 15 minutos no interior da ESEC-AE. P01 – cerrado sentido restrito, P02 – mata de galeria, P03 – vereda e P04 – cerrado sentido restrito.

Os maiores valores médios foram registrados na área de mata de galeria (P02), com concentrações variando entre 17 e 25 ng/m³. Em contraste, os menores valores ocorreram no ponto P04, localizado em área de Cerrado típico próxima a DF-345, com concentrações variando entre 0,1/0,5 e 3 ng/m³.

A elevada concentração observada em área de mata de galeria sugere que ambientes florestais densos podem favorecer retenção atmosférica temporária de Hg devido à menor circulação de ar no interior do dossel vegetal, ou devido a maior evapotranspiração ou maior área de superfície foliar. Estudos demonstram que ecossistemas florestais atuam simultaneamente como sumidouros e reservatórios temporários de Hg atmosférico devido à absorção foliar e à retenção de partículas atmosféricas na vegetação (Obrist et al., 2017; Jiskra et al., 2018; Olson et al., 2019).

Embora a vegetação possa promover remoção atmosférica de Hg por deposição foliar, áreas de dossel mais fechado também podem reduzir a dispersão atmosférica local, favorecendo acúmulo temporário próximo à superfície (Carpi et al., 2014).

O ponto P03, localizado em área de vereda, apresentou aumento progressivo das concentrações ao longo do monitoramento. Esse comportamento pode estar associado à dinâmica local de circulação atmosférica, umidade elevada e transporte gradual de massas de ar provenientes das áreas rodoviárias (Driscoll et al., 2013).

As diferenças observadas entre as fitofisionomias indicam que fatores locais, incluindo cobertura vegetal, topografia, proximidade das rodovias e condições meteorológicas, exercem influência conjunta sobre a dinâmica espacial do Hg_{atm} na ESEC-AE (Driscoll et al., 2013; Farias et al., 2026).

Além da influência do tráfego rodoviário, a dinâmica atmosférica observada sugere que o Hg atmosférico no interior da ESEC-AE sofre modulação por processos de deposição, retenção vegetal, ressuspensão e circulação local de massas de ar. Esses processos são particularmente relevantes em regiões tropicais, onde elevadas temperaturas, intensa radiação solar e forte sazonalidade climática influenciam significativamente a mobilidade atmosférica do Hg (Driscoll et al., 2013; Selin, 2009; Farias et al., 2026).

Pelo fato do Hg ser um elemento químico de alta toxicidade emitido também por atividades humanas (Shen et al., 2020), os poluentes gerados por atividades antrópicas e emitidos para o meio ambiente geram risco de poluição em ambientes sensíveis, como é o caso da ESEC-AE (Golobocanin, *et al.*, 2004). Nossos resultados apontam para uma influência

direta da pressão antrópica exercida pelas atividades urbanas da região em um local de proteção ambiental, podendo estabelecer mudanças ecológicas significativas no ciclo biogeoquímico do Hg, estabelecido pelo incremento atmosférico de sua emissão e acumulado em diversos compartimentos ambientais como solo, matéria orgânica e água (Strode et al., 2010;Pacyna et al., 2016;UNEP,2019;Outridge et al., 2018).

Além disso, os padrões espaciais identificados em nosso estudo indicam que as emissões associadas ao tráfego veicular podem contribuir significativamente para a entrada de Hg_{atm} em ecossistemas protegidos do Cerrado brasileiro, reforçando a necessidade de programas de monitoramento ambiental de longo prazo integrando análises atmosféricas, meteorológicas, geoestatísticas e biogeoquímicas (Cabrera et al., 2023), levando a tomadas de decisões baseadas em indicadores locais, subsidiando políticas públicas específicas para cada bioma e contexto, considerando intensidade de tráfego, distâncias e grau de proteção das UCs.

Nosso estudo fornece novos dados sobre a influência do Hg_{atm} em uma região que faz parte de um bioma extremamente importante para os ciclos biogeoquímicos e para o país. Os dados coletados podem ser importantes para comparação com áreas semelhantes em variadas regiões do Brasil e contribuir para a compreensão dos riscos ecológicos da influência antrópica no bioma Cerrado, bem como subsidiar a tomada de decisões em políticas públicas voltadas para a consolidação de áreas de proteção ambiental, saúde pública e o controle da poluição por Hg na região da ESEC-AE, importante UC que integra a macrozona de proteção ambiental denominada Reserva da Biosfera do Cerrado (RBC) (Moraes et al., 2023; IBRAM/DF, 2025).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo demonstrou que as rodovias que margeiam a Estação Ecológica de Águas Emendadas exercem influência significativa sobre as concentrações atmosféricas de Hg observadas na região. As concentrações de Hg_{atm} apresentaram variações relacionadas ao fator correspondente ao distanciamento da principal fonte de emissão que são advindas das rodovias, onde há uma maior influência naquelas áreas mais próximas à malha viária que circunda a UC.

Os resultados indicam que o fluxo veicular influencia as concentrações atmosféricas de Hg tanto por emissões diretas derivadas da combustão quanto por processos de ressuspensão de partículas previamente depositadas sobre as superfícies das rodovias.

As análises geoestatísticas evidenciaram gradiente espacial das concentrações atmosféricas em direção ao interior da ESEC-AE, indicando influência das rodovias sobre a

dispersão do Hg atmosférico dentro da unidade de conservação. Observamos padrão de concentrações decrescentes à medida que se afasta das rodovias para regiões mais internas da UC. No entanto, há influência mútua da densidade vegetal, topografia, umidade e velocidade dos ventos.

As medições realizadas em diferentes alturas não demonstraram diferenças estatisticamente significativas entre os níveis avaliados próximos às rodovias. Entretanto, o perfil vertical obtido na torre de observação sugere que fatores topográficos e meteorológicos podem influenciar a distribuição vertical do Hg_{atm} em áreas internas da unidade de conservação.

Os resultados obtidos nas diferentes fitofisionomias do Cerrado demonstraram elevada variabilidade espacial e temporal das concentrações atmosféricas de Hg, indicando influência conjunta de fatores relacionados ao tráfego, cobertura vegetal, topografia e condições meteorológicas.

Os dados apresentados reforçam a necessidade de programas contínuos de monitoramento atmosférico de Hg em áreas protegidas localizadas sob influência de rodovias e regiões periurbanas.

Além disso, os resultados contribuem para ampliar a compreensão da influência do tráfego rodoviário no ciclo antropogênico do Hg em ecossistemas tropicais, fornecendo subsídios para futuras ações de monitoramento ambiental, gestão territorial e formulação de políticas públicas voltadas à conservação ambiental e proteção da saúde humana.

Por fim, recomenda-se que estudos futuros incorporem campanhas sazonais de longo prazo, análises de especiação química do Hg atmosférico, monitoramento meteorológico contínuo e maior densidade espacial de amostragem, visando aprofundar o entendimento da dinâmica atmosférica do Hg em ecossistemas do Cerrado brasileiro.

Referências

Adamiec, E.; Jarosz-Krzemińska, E.; Wieszała, R. Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. *Environmental Monitoring and Assessment* 2016, 188, 369. https://doi.org/10.1007/s10661-016-5377-1.

Apeagyei, E.; Bank, M. S.; Spengler, J. D. Distribution of heavy metals in road dust along an urban–rural gradient. *Atmospheric Environment* 2011, 45, 2310–2323. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015

Brown, R. J. C.; Pirrone, N.; van Hoek, C.; et al. Road dust and resuspension as sources of atmospheric mercury in urban environments. *Science of the Total Environment* 2020, 724, 138153. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138153

Cabrera, L., Cardoso, L., Vieira, G., Bernardi, E., Castro, L. De, Oliveira, Y., Rodrigues, S., & Jos, C. *Ecological risk of mercury in bottom sediments and spatial correlation with land use in Neotropical savanna floodplain lakes , Araguaia River , Central Brazil*. *238*(July/2023). https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117231

Carpi, A.; Chen, Y.-F.; Giamberini, L.; et al. Forest canopies and mercury uptake from the atmosphere. *Environmental Science & Technology* 2014, 48, 9790–9797. https://doi.org/10.1021/es502161g

Dat, N. D., Truong, M. T., Nguyen, L. S. P., Kim Tran, A. T., Duc, N. M., Vo, T. D. H., & Sheu, G. R. Street dust mercury levels among different land-use categories in Ho Chi Minh city, Vietnam: Source apportionment and risk estimation. *Atmospheric Pollution Research*, 2023, *14*(1), 101623. https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101623.

Driscoll, C. T.; Mason, R. P.; Chan, H. M.; Jacob, D. J.; Pirrone, N. Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology* 2013, 47, 4967–4983. https://doi.org/10.1021/es305071v

Dórea, J. G.; Barbosa, A. C.; et al. Mercury accumulation in sediments and aquatic macrophytes in Cerrado wetlands under anthropogenic influence. *Science of the Total Environment* 2023, 872, 162125. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162125

Farias, R., Britto, C. De, Lucas, P., Monteiro, C., & Rodrigues, E. V. Spatial Distribution of Mercury in Vegetation and Soil in a Conservation Unit Near Highways. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2026, 1–14. https://doi.org/10.1007/s11270-025-08797-z.

Fostier, A.-H.; Forti, M. C.; Guimarães, J. R. D.; Melfi, A. J.; Boulet, R.; Espirito Santo, C. M.; Krug, F. J. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio,

Amapá State, Brazil). *Science of the Total Environment* 2000, 260, 201–211. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00556-8

Golobocanin, D.D., Srkbic, B.D.,Miljevik,N.R. Principal component analysis for soil contamination with PAHs.Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems 2004, 72, 219-223.

Goovaerts, P. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*; Oxford University Press: New York, USA, 1997. Gräler, B.; Pebesma, E.; Heuvelink, G. Spatio-temporal interpolation using gstat. *The R Journal* 2016, 8, 204–218. https://doi.org/10.32614/RJ-2016-014

Grigoratos, T.; Martini, G. Brake wear particle emissions: A review. *Environmental Science and Pollution Research* 2015, 22, 2491–2504. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3696-8

IBRAM - Distrito Federal, Instrução n° 49, de 17/06/09. Aprova o Plano de Manejo e o Zoneamento Ambiental da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Disponível em: < https://www.ibram.df.gov.br/plano-de-manejo>. Acesso em: 14 de Jun. 2025.

IBRAM – Distrito Federal (2025). Unidades de Conservação. Disponível em: https://www.ibram.df.gov.br/unidades-de-conservacao/. Acesso em: 14 de Jun. 2025.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia (2025). Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa – Dados históricos anuais. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos. Acesso em: 5 de Jun. 2025.

IPE/DF – Instituto de Pesquisa e Estatística do Distrito Federal (2025). Layers - Classificação climática de Koppen do Distrito Federal, Public Domain. Dado disponibilizado no Atlas do Distrito Federal. Disponível em: https://catalogo.ipe.df.gov.br/layers/geonode_data:geonode:clima_koppen. Acesso em: 21 de Jun. 2025.

Isaaks, E. H.; Srivastava, R. M. *An Introduction to Applied Geostatistics*; Oxford University Press: New York, USA, 1989.

Jiskra, M.; Sonke, J. E.; Obrist, D.; et al. A vegetation control on seasonal variations in global atmospheric mercury concentrations. *Nature Geoscience* 2018, 11, 244–250. https://doi.org/10.1038/s41561-018-0078-8

Johnston, K.; Ver Hoef, J. M.; Krivoruchko, K.; Lucas, N. *Using ArcGIS Geostatistical Analyst*; ESRI: Redlands, CA, USA, 2001.

Martino, M., Tassone, A., Angiuli, L., Naccarato, A., Dambruoso, P. R., Mazzone, F., Trizio, L., Leonardi, C., Petracchini, F., Sprovieri, F., Pirrone, N., D'Amore, F., & Bencardino, M. First atmospheric mercury measurements at a coastal site in the Apulia region: seasonal variability and source analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 68460–68475. https://doi.org/10.1007/s11356-022-20505-6.

McLagan, D. S.; Monaci, F.; Huang, H.; Lei, Y. D.; Mitchell, C. P. J.; Wania, F. Characterization and quantification of atmospheric mercury sources using passive air samplers. *Environmental Science & Technology* 2021, 55, 1234–1245. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06667

Monteiro, J. A. F.; Ferreira, L. V.; Silva, T. S. F. Roads and environmental vulnerability in Brazilian protected areas. *Land Use Policy* 2021, 108, 105562. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105562

Monteiro, L.C, Vieira, L.C.G, Bernardi, J.C, Bastos, W.R., Souza, J.P.R, Recktenvald,.C.N.N., Costa Nery, A.F., Oliveira, I.A.S.O, Cabral, C.S., Moraes, L.C., Filomeno, C.L., Souza, J.R. Local and landscape factors influencing mercury distribution in water, bottom sediment, and biota from lakes of the Araguaia River floodplain, Central Brazil, Science of The Total Environment, Volume 908, 2024, 168336, ISSN 0048-9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168336.

Moraes, L.; Bernardi, J.V.E.; de Souza, J.P.R.; Portela, J.F.; Vieira, L.C.G.; Sousa Passos, C.J.; de Souza, J.R.; Bastos,W.R.; Monteiro, L.C.; Rodrigues, Y.O.S.; et al. Sediment Mercury, Geomorphology and Land Use in the Middle Araguaia River Floodplain (Savanna Biome, Brazil). Soil Syst. 2023, 7, 97. https://doi.org/10.3390/soilsystems7040097

Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 2000, 403, 853–858. https://doi.org/10.1038/35002501

Obrist, D.; Agnan, Y.; Jiskra, M.; Olson, C. L.; Colegrove, D. P.; Hueber, J.; Moore, C. W.; Sonke, J. E.; Helmig, D. Tundra uptake of atmospheric elemental mercury drives Arctic mercury pollution. *Nature* 2017, 547, 201–204. https://doi.org/10.1038/nature22997

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* 2018, 47, 116–140. https://doi.org/10.1007/s13280-017-1004-9.

Olson, C. L., Jiskra, M., Sonke, J. E., & Obrist, D. Mercury in tundra vegetation of Alaska: Spatial and temporal dynamics and stable isotope patterns. *Science of the Total Environment*, 2019, *660*, 1502–1512. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.058

Osterwalder, S.; Agnan, Y.; et al. Surface–atmosphere mercury exchange processes in urban and vegetated environments. *Atmospheric Environment* 2024, 315, 120145. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.120145

Outridge, P. M., Mason, R. P., Wang, F., & Guerrero, S. (2018). *Nations Global Mercury Assessment 2018*. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01246.

Pacyna, E. G.; Pacyna, J. M.; Steenhuisen, F.; Wilson, S. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment* 2006, 40, 4048–4063. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.041

Pacyna, J. M., Travnikov, O., De Simone, F., Hedgecock, I. M., Sundseth, K., Pacyna, E. G., Steenhuisen, F., Pirrone, N., Munthe, J., and Kindbom, K.(2016). Current and future levels of mercury atmospheric pollution on a global scale, Atmos. Chem. Phys., 16, 12495–12511, https://doi.org/10.5194/acp-16-12495-2016.

Quant, J. D.; Sommar, J.; Zhu, W.; Lin, C.-J. Vertical distribution and exchange dynamics of atmospheric mercury above contaminated surfaces. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2021, 21, 15789–15805. https://doi.org/10.5194/acp-21-15789-2021

Rienda, I. C.; Alves, C. A. Resuspension of road dust as a source of atmospheric mercury in urban environments. *Environmental Pollution* 2021, 286, 117540. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117540

Rienda, I. C.; Silva, L. F. O.; Alves, C. A. Traffic-related particulate resuspension and atmospheric mercury enrichment in urban roads. *Science of the Total Environment* 2023, 857, 159456. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159456

Rodrigues[a], Y. O. S., Dórea, J. G., Landim, P. M. B., Bernardi, J. V. E., Monteiro, L. C., de Souza, J. P. R., Pinto, L. de C. M., Fernandes, I. O., de Souza, J. V. V., Sousa, A. R., Sousa, J. de P., Maciel, B. L. O., Delvico, F. M. dos S., & de Souza, J. R. (2022). Mercury spatiality and mobilization in roadside soils adjacent to a savannah ecological reserve. *Environmental Research*, *205*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112513.

Rodrigues[b], A. S. L.; Cazalis, V.; et al. Roads and infrastructure impacts on biodiversity conservation. *Science* 2022, 375, eabm2153. https://doi.org/10.1126/science.abm2153

SEDUMA/DF (2008). Águas Emendadas / Distrito Federal. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente; Fernando Oliveira Fonseca (org.). – Brasília: Seduma. 542p.: il. color. Disponível em: <https://www.recursoshidricos.df.gov.br/aguas_emendadas/documentos/Aguas_Emendadas.pdf.> Acesso em: 21 Jun. 2025.

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

Streets, D. G.; Devane, M. K.; Lu, Z.; Bond, T. C.; Sunderland, E. M.; Jacob, D. J. All-time releases of mercury to the atmosphere from human activities. *Environmental Science & Technology* 2011, 45, 10485–10491. https://doi.org/10.1021/es202765m

Thorpe, A.; Harrison, R. M. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment* 2008, 400, 270–282. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007

Webster, R.; Oliver, M. A. *Geostatistics for Environmental Scientists*, 2nd ed.; Wiley: Chichester, UK, 2007.

Yamamoto, J. K.; Landim, P. M. B. *Geoestatística: Conceitos e Aplicações*; Oficina de Textos: São Paulo, Brasil, 2013.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Concentrações de Hg_{atm} para os Pontos Internos da ESEC-AE com os valores para o último valor e a média para cada 1 minuto de coleta.

Pontos de Medição	**Coordenadas**		**Hg (ng/m³) último valor (1min)**	Hg ng/m³ média
	Latitude	**Longitude**		
PI01	15º35'38.7"	47º36'36.9"	5	**4.25**
PI02	15º35'41.9"	47º36'35.4"	4	**3.75**
PI03	15º35'43.3"	47º36'34.6"	5	**4**
PI04	15°34'20.73"	47°36'9.59"	4	**3.75**
PI05	15°33'52.25"	47°35'48.35"	3	**2.75**
PI06	15º31'55.8"	47º39'45.1"	6	**5.5**
PI07	15º31'47.6"	47º39'36.2"	6	**4.75**
PI08	15º32'34.3"	47º34'38.2"	5	**4.5**
PI09	15º32'34.5"	47º34'10.1"	4	**3.5**
PI10	15º32'01.6"	47º34'13.5"	5	**4.25**
PI11	15º31'30.3"	47º34'04.8"	7	**6.5**
PI12	15º31'11.7"	47º34'05.7"	5	**5**
PI13	15º33'15.0"	47º33'04.4"	6	**5.75**
PI14	15º33'07.9"	47º33'39.8"	4	**3.25**
PI15	15º32'46.0"	47º34'04.5"	5	**5**
PI16	15º32'38.4"	47º34'13.6"	6	**6**
PI17	15º31'43.3"	47º37'20.2"	3	**1.75**
PI18	15º31'45.3"	47º36'52.9"	5	**4**
PI19	15º32'17.9"	47º36'43.9"	5	**4**
PI20	15º32'51.1"	47º36'49.1'	4	**3.25**
PI21	15º33'23.3"	47º36'59.6"	4	**3.5**
PI22	15º33'52.5"	47º37'14.8"	2	**2**
PI23	15º34'21.3"	47º37'32.7"	5	**4**
PI24	15º34'48.0"	47º37'53.6"	4	**3.25**
PI25	15º34'58.0"	47º38'58.0"	3	**3**
PI26	15º34'39.6"	47º38'29.5"	2	**2**
PI27	15º34'33.4"	47º39'01.5"	5	**4.25**
PI28	15º34'47.0"	47º39'21.9"	4	**3.75**
PI29	15º34'13.1"	47º39'19.6"	4	**3.75**
PI30	15º34'37.6"	47º39'38.0"	3	**3**
PI31	15º35'03.9"	47º39'58.0"	4	**4**
PI32	15º34'41.9"	47º40'25.5"	2	**2.75**
PI33	15º35'41.1"	47º41'06.8"	3	**3**
PI34	15º35'42.6"	47º40'01.4"	3	**2.75**

Tabela S2. Medições na Torre de observação da ESEC-AE com as concentrações de Hg_{atm} para os últimos valores e médias mensurados no tempo de 1 minuto. Ponto Interno (PI33).

PI33	**Coordenadas**		**Hg (ng/m³) último valor (1min)**	Hg ng/m³ - Média
Altitudes (m)	**Latitude**	**Longitude**		
5	15º35'41.1"	47º41'06.8"	4	**3.75**
10	15º35'41.1"	47º41'06.8"	5	**3.5**
15	15º35'41.1"	47º41'06.8"	6	**5**
20	15º35'41.1"	47º41'06.8"	1	**1**

Tabela S3. Monitoramento do Hg_{atm} pelo período de 15 minutos por ponto no interior da ESEC-AE. Os valores para cada minuto estão em ng/m^3 de Hg.

Ponto	**P01**	**P02**	**P03**	**P04**
1min	11	25	2	3
2min	12	24	3	0
3min	12	23	3	0
4min	12	23	2	0
5min	12	22	3	0
6min	12	22	3	0
7min	12	21	2	0
8min	12	20	3	0
9min	12	20	4	0
10min	12	19	4	1
11min	12	19	5	1
12min	13	18	5	2
13min	13	18	6	2
14min	12	17	7	2
15min	13	17	8	3
Média	12,1	20,5	4	0,93
DP	0,51	2,55	1,85	1,12
Var	0,24	6,11	3,20	1,26

p valor	0,000000	0,000000	0,000001	0.0077

DP (Desvio Padrão); Var (Variação); p valor (Teste t simples).

Registros fotográficos



Imagem S1. A – visão geral da torre de observação com total de 20 metros de altura; B – detalhes da plataforma elevatória utilizada como apoio para realização das mensurações em altitude em PI33.