

This file has been cleaned of potential threats.

If you confirm that the file is coming from a trusted source, you can send the following SHA-256 hash value to your admin for the original file.

53f12508960874faae82dc8f7a052f3fa547b804b8aac9dcb8416b936b9f40ce

To view the reconstructed contents, please SCROLL DOWN to next page.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS – UEA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CLIMA E AMBIENTE - CLIAMB

**AVALIAÇÃO DAS VARIAÇÕES CONCENTRAÇÕES DE METAIS ALCALINOS E
ALCALINO-TERROSOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS DA ÁREA URBANA,
PERIURBANA E RURAL DE MANAUS, AMAZONAS**

DANIELLA DE LIMA BONATES

**Manaus, Amazonas
2026**

DANIELLA DE LIMA BONATES

**AVALIAÇÃO DAS VARIAÇÕES NAS CONCENTRAÇÕES DE METAIS
ALCALINOS E ALCALINO-TERROSOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS DA
ÁREA URBANA, PERIURBANA E RURAL DE MANAUS, AMAZONAS**

Orientador: Prof. Dr. Sergio Duvoisin Junior

Coorientador: Dr. Adriano Nobre Arcos

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e à Universidade do Estado do Amazonas como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Clima e Ambiente.

**Manaus, Amazonas
2026**

B699a Bonates, Daniella De Lima

Avaliação das variações nas concentrações de metais alcalinos e alcalino-terrosos em bacias hidrográficas da área urbana, periurbana e rural de Manaus, Amazonas. / Daniella de Lima Bonates; orientador Sergio Duvoisin Junior; coorientador Adriano Nobre Arcos. - Manaus : [s.l.], 2026.

1,804 KB

60 p. : il. color.

DOI: <https://doi.org/10.61818/ted26083>

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Clima e Ambiente) - Coordenação do Programa de Pós-Graduação, INPA, 2026.

1. Hidrologia. 2. Qualidade da água. 3. Poluição aquática. I. Duvoisin Junior, Sergio. II. Arcos, Adriano Nobre. III. Título.

CDD 551.480 981 13

Catálogo na Publicação (CIP-Brasil)



ATA DE DEFESA PÚBLICA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CLIMA E
AMBIENTE DA UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS
E INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA

Aos 26 dias do mês de agosto do ano de 2026, às 14:00 horas, de forma síncrona e remota, reuniu-se a Comissão Julgadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. Sergio Duvisin Junior (Presidente), o Prof. Dr. Rodrigo Augusto Ferreira de Souza (UEA) e o Prof. Dr. Alexandre Souza Bastos (UEA) tendo como suplente a Profa. Dra. Paula Carpintero de Moraes (INPA), sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a avaliação pública do trabalho de Dissertação de Mestrado de **Daniella de Lima Bonates** intitulado: “AVALIAÇÃO DAS VARIAÇÕES NAS CONCENTRAÇÕES DE METAIS ALCALINOS E ALCALINO-TERROSOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS DA ÁREA URBANA, PERIURBANA E RURAL DE MANAUS, AMAZONAS”, orientada pelo Prof. Dr. Sergio Duvoisin Junior (UEA) e coorientada pelo Prof. Dr. Adriano Nobre Arcos

O Presidente da Comissão Julgadora deu início à seção e informou os procedimentos do exame. A aluna fez a exposição do seu trabalho que foi avaliado pelos membros da Comissão Julgadora de Defesa Pública. A Comissão Julgadora, então, se reuniu e os membros emitiram os seguintes pareceres:

Nome

Parecer

Dr. Sergi Duvoisin Junior

() Aprovada () Reprovada

Dr. Rodrigo Augusto Ferreira de Souza

✓ Aprovada () Reprovada

Dr. Alexandre Souza Bastos

✓ Aprovada () Reprovada

Documento assinado digitalmente
gov.br SERGIO DUVOISIN JUNIOR
Data: 29/08/2026 13:55:06-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
gov.br ALEXANDRE SOUZA BASTOS
Data: 27/08/2026 10:03:54-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Nada mais havendo a relatar, foi lavrada a presente ata que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Julgadora.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me sustentou com força e perseverança ao longo de toda a trajetória do mestrado, especialmente nos momentos mais desafiadores.

Ao meu orientador, Sergio Duvoisin Junior, pela orientação, disponibilidade e contribuições para o desenvolvimento desta pesquisa.

Ao meu coorientador, Adriano Nobre Arcos, meu especial agradecimento pelo apoio, dedicação e contribuição decisiva, especialmente na etapa final deste trabalho, tornando possível sua conclusão em um período particularmente desafiador.

À minha mãe, pelo apoio constante e incentivo para que eu não desistisse, e à minha tia Raquel, pelo cuidado e disponibilidade ao auxiliar com meu filho em momentos fundamentais.

Ao meu marido Mathaus, meu maior incentivador desde o início do mestrado, pelo apoio incondicional e por tornar possível a conclusão desta etapa, e ao meu filho, Levi Mateus, minha maior fonte de amor e motivação.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

O objetivo principal deste estudo foi avaliar as variações espaço-temporais nas concentrações de metais alcalinos e alcalino-terrosos em diferentes bacias hidrográficas de Manaus (2023-2024) distribuídas na área urbana, periurbana e rural e suas implicações para a qualidade da água em um ano anômalo de seca extrema sob influência de El Niño e anomalia da temperatura da superfície do Oceano Atlântico Tropical Norte. Foram analisados nove pontos de amostragem em cada área de estudo e os dados brutos dos metais e das variáveis limnológicas (temperatura, pH, condutividade) e hidrológicas (precipitação, nível do rio) foram tabulados para análise (gráficos, tabelas, PCA), permitindo caracterizar os ambientes e correlacioná-los à sazonalidade. Os resultados demonstram um gradiente hidrológico e geoquímico claro, determinado pela precipitação acumulada e pelo nível do rio Negro. A maior pluviosidade do primeiro semestre foi o principal fator responsável por essa variação, que, por sua vez, refletiu-se na composição físico-química e iônica das águas. A temperatura da água apresentou média similar nas três áreas durante todos os regimes hidrológicos. Entretanto, no período de seca, os valores foram mais elevados e mostraram diferenças estatisticamente significativas entre as áreas ($p < 0,05$). O pH distinguiu consistentemente as áreas em todos os regimes hidrológicos. As bacias da área periurbana e rural apresentaram águas ácidas, enquanto as da área urbana variaram de neutras a levemente alcalinas. Esse contraste espacial permaneceu tanto na cheia quanto na seca, com diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,001$). A condutividade elétrica apresentou o contraste espacial mais pronunciado entre os parâmetros físico-químicos. As águas das bacias da área periurbana e rural mantiveram baixa condutividade em todos os regimes, enquanto as da área urbana apresentaram valores significativamente elevados. Essa diferença espacial foi estatisticamente significativa em todos os períodos analisados ($p < 0,001$). Entre os metais alcalinos, sódio, potássio e rubídio apresentaram as maiores concentrações, com picos no período seco (5,88 mg/L, 5,46 mg/L e 1,76 mg/L, respectivamente). Essas concentrações foram especialmente elevadas na área urbana. Entre os metais alcalino-terrosos, as maiores concentrações foram de cálcio (25,1 mg/L) e magnésio (1,54 mg/L), novamente com os valores mais elevados registrados em área urbana. Entretanto, mesmo com valores altos observados em algumas bacias, mantiveram-se abaixo do limite estipulado pela resolução n. 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente. As bacias localizadas na área periurbana e rural apresentaram baixa mineralização, característica de sistemas naturais de águas pretas, enquanto a área urbana exibiu alta mineralização, condizente com ambientes impactados por fatores antropogênicos.

Palavras-chave: hidrologia, qualidade da água, poluição aquática.

ABSTRACT

The main objective of this study was to evaluate the spatial and temporal variations in the concentrations of alkali and alkaline earth metals in different watersheds in Manaus (2023-2024), distributed across urban, peri-urban, and rural areas, and their implications for water quality. Nine sampling points were analyzed in each basin, and raw data on metals and limnological variables (temperature, pH, conductivity) and hydrological variables (precipitation, river level) were tabulated for analysis (graphs, tables, PCA), allowing the environments to be characterized and correlated with seasonality. The results show a clear hydrological and geochemical gradient, determined by accumulated precipitation and the level of the Negro River. The higher rainfall in the first half of the year was the main factor responsible for this variation, which, in turn, was reflected in the physical-chemical and ionic composition of the water. The water temperature showed a similar average in the three areas during all hydrological regimes. However, during the dry season, the values were higher and showed statistically significant differences between the areas ($p < 0.05$). pH consistently distinguished areas in all hydrological regimes. Basins in peri-urban and rural areas had acidic waters, while those in urban areas ranged from neutral to slightly alkaline. This spatial contrast remained in both wet and dry seasons, with statistically significant differences ($p < 0.001$). Electrical conductivity showed the most pronounced spatial contrast among the physical-chemical parameters. The waters of the peri-urban and rural basins maintained low conductivity in all regimes, while those of the urban area showed significantly high values. This spatial difference was statistically significant in all periods analyzed ($p < 0.001$). Among the alkali metals, sodium, potassium, and rubidium had the highest concentrations, with peaks during the dry season (5.88 mg/L, 5.46 mg/L, and 1.76 mg/L, respectively). These concentrations were especially high in urban areas. Among the alkaline earth metals, the highest concentrations were calcium (25.1 mg/L) and magnesium (1.54 mg/L), again with the highest values recorded in urban areas. However, even with high values observed in some basins, they remained below the limit stipulated by Resolution No. 357/2005 of the National Environment Council. The basins located in the peri-urban and rural areas showed low mineralization, characteristic of natural blackwater systems, while the urban area exhibited high mineralization, consistent with environments impacted by anthropogenic factors.

Keywords: hidrology, water quality, water pollution.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Informações das coordenadas geográficas dos pontos de coleta em cada bacia hidrográfica estudada.....	21
Tabela 2. Valores dos metais alcalinos e alcalino-terrosos (mg/L) identificados nas três áreas de estudo, nos períodos de seca e de cheia	37
Tabela 3: Análise estatística do teste de Kruskal–Wallis dos metais alcalinos e alcalino terrosos da água entre as áreas de estudo em diferentes regimes hidrológicos de 2023 e 2024.....	39
Tabela 4. Variação das concentrações mineralógicas por estação das áreas de estudo.....	42

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Processos de eutrofização.....	13
Figura 2 - Mapa de localização das áreas de coleta localizadas na área urbana, periurbana e rural da cidade de Manaus, com seus respectivos pontos de coleta, Manaus – AM.....	20
Figura 3 - Registros fotográficos da área da bacia localizada na área rural de Manaus	22
Figura 4 - Registros fotográficos da área da bacia localizada na área periurbana de Manaus..	23
Figura 5 - Registros fotográficos da área das bacias localizadas na área urbana de Manaus ..	24
Figura 6 - Medidor Portátil Profissional Multiparâmetro.....	25
Figura 7 - Sistema de filtração à vácuo.....	26
Figura 8. Série de precipitação (vermelho) e cota do Rio Negro (azul) da cidade de Manaus-AM de 2023 a 2024.....	28
Figura 9. Variação da temperatura da água ao longo dos períodos de coleta nas três áreas estudadas.....	30
Figura 10. Variação o pH da água ao longo dos períodos de coleta nas três áreas estudadas..	32
Figura 11. Variação da condutividade elétrica da água ao longo dos períodos de coleta nas três áreas estudadas.....	33
Figura 12. Análise de componentes principais (PCA) da estação seca e chuvosa dos parâmetros físico-químicos, metais alcalinos e alcalino-terrosos das áreas de estudos. O PC1 (52,6%) representa o principal gradiente de mineralização da água, enquanto o PC2 (11,7%) reflete menor variabilidade geoquímica associada a elementos-traço.....	40
Figura 13. Análise dos componentes principais por estação em cada área de estudo durante o período chuvoso/cheio.....	41
Figura 14. Análise dos componentes principais por estação em cada área de estudo durante o período de estiagem/seca.....	42

Sumário

1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVOS	11
2.1 Geral	11
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	12
3.1 A região de Manaus	12
3.2 Clima da região.....	13
3.3 Área rural	14
3.4 Área periurbana	14
3.5 Área urbana.....	15
3.6 Poluição Aquática.....	17
3.7 Metais	19
3.7.1 Metais alcalinos e alcalinoterrosos	19
3.8 Poluição por metais.....	21
3.9 Variáveis Físico-Químicas.....	23
4. MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1 Área de Estudo e coleta de dados	25
4.2 Variáveis Analisadas	26
4.7 Análise de Metais	27
4.8 Dados hidrológicos	28
4.9 Análise de Dados	29
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
6. CONCLUSÃO.....	46
7. REFERÊNCIAS	47

1. INTRODUÇÃO

A cidade de Manaus possui uma rede de bacias hidrográficas que percorre a cidade e forma um sistema de drenagem que deságua no rio Negro (Lachi *et al.*, 2020; Macena; Costa, 2012). No entanto, elas sofrem alterações antropogênicas devido à pressão demográfica, como a ocupação nas margens dos cursos d'água. Em consequência disso, há o despejo de águas residuais de forma inadequada nos corpos hídricos, como efluentes industriais e de esgotos domésticos não tratados, o que leva à contaminação por metais e ao aporte de nutrientes, que em condições específicas de menor fluxo hídrico podem induzir processos de eutrofização, alterando as condições físico-químicas naturais da água (Melo *et al.*, 2005; Pinto, 2009; Bastos *et al.*, 2024; Piedade *et al.*, 2014; Vieira *et al.*, 2012).

A capacidade de autodepuração de cada corpo hídrico, é uma característica particular e altamente variável, resultante de processos de dispersão, diluição e transformação físico-química e biológica, refletindo a dinâmica existente em uma bacia hidrográfica (Pinheiro *et al.*, 2025; Von Sperling, 2014). O equilíbrio estável nesse ambiente é estabelecido através de interações complexas entre a água, o canal de escoamento e a cobertura de vegetação, os quais são relativamente variáveis no tempo (Cunha *et al.*, 2001, 2002).

Um aspecto relacionado indiretamente com os processos de troca de dispersivos é a disposição dessas águas residuais, associada evidentemente ao impacto ambiental. Segundo Metcalf e colaboradores (2004), os regulamentos ambientais, critérios, políticas e revisões visam garantir que os impactos ambientais causados por descargas de águas residuais tratadas ocorram em níveis aceitáveis. Portanto, o monitoramento dos recursos hídricos com base na legislação vigente, levando em consideração aspectos regionais, é de suma importância, principalmente com estratégias de fiscalização dos órgãos ambientais.

O Estado do Amazonas possui o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH/AM), no qual está descrito o programa para ampliação da rede de monitoramento quali-quantitativo, que descreve que projetos para análise da qualidade das águas de Manaus, nos termos da Resolução CONAMA 357/2005, são necessários para o registro de informações que podem auxiliar órgãos ambientais na elaboração de planos de intervenções nos cursos de água (Fia *et al.*, 2015; PERH/AM, 2020).

Estudos observacionais comprovam que mudanças na cobertura vegetal afetam o clima regional. Além disso, as pesquisas sobre o tema são cruciais para a gestão hídrica e a saúde pública (Santos *et al.*, 2021). Segundo Aleixo e Paula (2023), problemas ambientais e atmosféricos, como a baixa qualidade do ar e eventos climáticos extremos, evidenciam a

necessidade de refletir sobre como as ações humanas alteram a dinâmica da natureza. Além disso, as mudanças climáticas alteram a dinâmica dos ambientes, gerando consequências socioeconômicas diretas e indiretas (Aleixo; Silva-Neto, 2015).

O regime hidrológico na Amazônia é influenciado por variáveis meteorológicas, como a distribuição das chuvas, pelas contribuições dos grandes afluentes e pelas interações com águas subterrâneas que controlam a vazão e a capacidade de diluição dos cursos d'água. As variações sazonais afetam diretamente a concentração de íons e outros parâmetros de qualidade da água. Em anos de eventos climáticos cíclicos, como o El Niño-Oscilação Sul (ENOS), como o ocorrido dos anos 2023 e 2024, esses efeitos tornam-se mais acentuados, resultando em secas ou enchentes, que causam impactos ambientais e sociais relevantes, como incêndios devido a seca e altas temperaturas ou alagamentos em áreas urbanas, em decorrência de problemas de permeabilidade e saneamento, e tais variáveis influenciam diretamente na qualidade da água da região, diluindo contaminantes com maior volume de água ou até mesmo concentrando com o baixo volume do rio (Santos *et al.*, 2012). Nesse contexto, o monitoramento das bacias hidrográficas de Manaus é fundamental para compreender a variação de íons, metais alcalinos e alcalinos-terrosos e suas implicações para a saúde ambiental e pública.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar as variações nas concentrações de metais alcalinos e alcalino terrosos em bacias hidrográficas localizadas na área urbana, periurbana e rural de Manaus, nos anos de 2023 e 2024, a fim de compreender as variações espaciais e temporais desses elementos e suas implicações para a qualidade da água.

2.2 Específicos

- Descrever as características físico-químicas utilizando parâmetros como pH, condutividade elétrica e temperatura da água nas áreas urbana, periurbana e rural de Manaus nos períodos de cheia e seca;
- Determinar a concentração dos metais alcalinos e alcalinos-terrosos presentes nas áreas urbana, periurbana e rural nos períodos de cheia e seca;

- Relacionar a qualidade da água entre as bacias estudadas com base na concentração de metais presentes e nas variáveis limnológicas;
- Relacionar a concentração dos metais presentes nas bacias hidrográficas com a precipitação local e o nível do rio.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 A região de Manaus

Manaus é formada por uma rede de pequenas bacias hidrográficas urbanizadas, nomeadas de igarapés, de 7 m a 12 m de margem, águas de cinza à marrom, e que ao longo dos anos, alguns foram aterrados para abrir espaço para as grandes avenidas que interligam a cidade. Isso resultou em consequências na infraestrutura da cidade, porém há pouco investimento para a manutenção da pavimentação das ruas e melhoramento de saneamento básico, que percorre a cidade e deságua no rio Negro (Aguiar, 2002; Lachi *et al.*, 2020; Macena; Costa, 2012).

A cidade está situada nos Baixos Platôs da Amazônia Centro-Oriental, com terrenos cuja cota é inferior a 200 metros, vales e planaltos entre 30 m e 100 m de altitude; seccionados de corpos hídricos abundantes, caracterizados por sedimentos areno-argilosos (Costa, Silva, Silva, 2013; Costa, 2020).

Os solos são formados devido depósitos sedimentares cretáceos, de Formação Álter do Chão, e miocênicos de Formação Içá; composta de rochas siliciclásticas avermelhadas, caracterizados como espessos, pobres, com boa drenagem. A área das bacias deste estudo possui solos classificados como Latossolo Amarelo nos platôs, com textura argilosa. Nas regiões da encosta, o solo é Podzólico Vermelho-Amarelo, com textura argilo-arenosa nos platôs, areno-argilosa nas proximidades dos baixios e de textura arenosa nos baixios, região que também é classificada como Arenosol Hidromórfico de pH muito ácido. O acúmulo de sedimentos formadores do solo decorrentes do transporte de água do rio, de origem fluvial e de planície de inundação é datado do período Quaternário/Terciário (Costa, Silva, Silva, 2013; Costa, 2020).

A região possui bacias hidrográficas compostas de matéria orgânica, de idade holocênica, de drenagem pobre e lenta devido à baixa declividade e o caminho percorrido pela água ser maior e transportam muito sedimento em razão do seu tipo de canal. Neste trabalho, será abordado sobre três áreas em que há bacias hidrográficas: área rural, perirurbana e urbana (Aguiar, 2002; IBGE, 2006; Costa *et al.*, 2013; Neves, 2018; Neves *et al.*, 2020).

3.2 Clima da região

O clima da região é Equatorial Úmido. Este caracteriza a pluviosidade com um período de cheia, correspondente aos meses de dezembro a junho, com a ocorrência de chuvas intensas de 2300 mm/ano em média, e um período de vazante, nos meses de julho a outubro, em que as temperaturas atingem a média de 25 °C, gerando intensa evaporação das águas dos rios, e novembro apresenta um caráter transicional (Miranda, 2017; Andrade; Oliveira, 2024).

O ano de 2023 e 2024 foi marcado por um evento de El Niño forte, com dois picos que se formaram de forma assíncrona devido a uma amplitude maior da anomalia da temperatura da superfície do mar no Oceano Pacífico central e oriental. Este evento ocasionou efeitos extremos, como secas e incêndios florestais severos na Amazônia nos meses de setembro e outubro (Jiang *et al.*, 2024; Geng *et al.*, 2024). O El Niño é uma fase positiva da temperatura da superfície do mar do fenômeno climático natural acoplado entre o oceano e a atmosfera: El Niño-Oscilação Sul, que engloba uma reorganização em escala global de temperaturas, ventos, pressões ao nível do mar, convecção atmosférica, nuvens, umidade e radiação (Raghuraman *et al.*, 2024).

Este evento também ocorreu em 2016 e ocasionou uma seca extrema que resultou no aumento do número de queimadas e impactos significativos na hidrologia da região amazônica (Aragão *et al.*, 2018 apud MARENGO; FISH, 2021). O aumento do aquecimento provocado por atividades antropogênicas tem potencial para gerar danos irreversíveis no ecossistema decorrentes do desmatamento, além de danos na biodiversidade e produção agrícola, que como consequência, afeta a economia e a sociedade. Por outro lado, os eventos de enchentes afetam as populações ribeirinhas por elevar os níveis dos rios (Marengo e Fish, 2021).

A floresta tem papel fundamental na ciclagem da água e atua na manutenção da dinâmica entre clima e vegetação, podendo afetar a circulação atmosférica e a precipitação regional, de forma a influenciar no clima da América do Sul e o nível dos rios Amazônicos. A umidade produzida na bacia é transportada através dos rios voadores ou jatos de baixos níveis e formam precipitações em áreas como o Sudeste e Sul do Brasil (Marengo e Fish, 2021).

A variabilidade das chuvas na Amazônia depende das florestas locais e da temperatura na superfície dos Oceanos Pacífico e Atlântico Tropical. Além disso, de influências de atividades convectivas como a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), frentes frias, ventos alísios, fluxo de umidade da Amazônia para latitudes mais altas, que é canalizado pelos Andes e é chamado de jato de baixo nível ou rios voadores (Marengo e Fish, 2021).

3.3 Área rural

Na área rural encontram-se a bacia do Tarumã-Mirim, estando inserida no lado oeste da cidade de Manaus. Ela possui águas pretas junto de seus afluentes, ocupa cerca de 42.910,76 ha do lado oeste da bacia do Tarumã-Açu (Costa, 2020). Em sua margem direita, no limite da bacia, encontra-se a Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Tupé (Lira, 2014). Esta bacia é utilizada para abastecimento dos moradores próximos, pesca, transporte, flutuantes e hotelaria (Costa *et al.*, 2011), de acordo com a figura 1.



Figura 1 - Registros fotográficos da área da bacia localizada na área rural de Manaus.

Fonte: Arcos, A.N. 2024.

3.4 Área periurbana

Na área periurbana encontra-se a Bacia do Tarumã-Açu, e está localizada no limite da cidade pela parte ocidental, a montante, correspondendo a 14 bairros da cidade (Vieira; Brito; Texeira, 2012). Sua área de drenagem é de 1.353,271 km², possui formato amplo e alongado com uma tendência mínima para a ocorrência de enchentes. É classificada quanto ao ordenamento de seus cursos d'água como de 4ª ordem. A paisagem nas margens da bacia é composta em 79,31% por cobertura vegetal, com predominância de Floresta Ombrófila Densa, de folhas sempre verdes e multiestratificadas. Além desta, outras formações florestais também

são encontradas, como a Floresta Ombrófila Aberta e Campinarana (Costa *et al.*, 2013; Costa, 2020), de acordo com a figura 2.

A proximidade da bacia com a cidade tem ocasionado alterações com relação ao uso e cobertura do solo. Costa (2020) observou que 15,45% correspondem a área sem vegetação, relacionada a vias de acesso para atividades de balneários, uma vez que ela é interceptada pelas rodovias BR-174 e AM-010. Neste contexto, ocorrem também atividades de mineração, que forçam outras interferências antropogênicas como a expansão urbana e a abertura de novas estradas. Os impactos gerados por essas alterações, como o desmatamento às suas margens, resultam no aumento do assoreamento no rio através de seus afluentes ou diretamente em seu canal. Além disso, o Aterro Sanitário localizado na AM-010, possivelmente, contribui para o comprometimento da qualidade da água, inclusive por contaminação de metais (Damasceno, 2018; Damasceno; Simão, 2023; Costa, 2020).



Figura 2 - Registros fotográficos da área da bacia localizada na área periurbana de Manaus.

Fonte: Arcos, A.N. 2024.

3.5 Área urbana

Na área urbana de Manaus encontram-se as bacias do São Raimundo, Educandos, Gigante e Puraquequara, cuja capital está localizada à margem esquerda do rio Negro em

3°4'25''S e 60° 0'20''W, apresenta uma área aproximada de 11.401,092 km², população estimada em 2.219.580 habitantes e elevação topográfica com altitudes em média máxima de 100 m em relação ao nível do mar (IBGE, 2020). Os locais foram selecionados nos principais afluentes da margem esquerda da bacia do rio Negro, que pertencem às bacias urbanas Tarumã-açu, à Bacia do Rio Puraquequara, em parte inseridos na malha urbana; às Bacias do São Raimundo e de Educandos (Figura 3), representam as vias de sistemas de drenagem extensas da cidade, contém proporções de águas residuais e pluviais que desaguam no rio Negro (Melo *et al.*, 2006).



Figura 3 - Registros fotográficos da área das bacias localizadas na área urbana de Manaus. A - Bacia do Educandos; B – Bacia do Gigante; C – Bacia do São Raimundo; D – Bacia do Puraquequara.

Fonte: Arcos, A.N. 2025.

3.6 Poluição Aquática

O ambiente aquático é essencial para a manutenção da vida, pois a água, que é encontrada em abundância na superfície da Terra, possui capacidade de dissolver compostos inorgânicos e, com isso, gera um meio propenso à ocorrência de processos químicos vitais dos seres vivos (Ricklefs; Relyear, 2016). Este recurso também sofre ameaças, o que reduz a sua disponibilidade para consumo, apesar de tão abundante.

Carapeto (1999) definiu dois termos acerca dessas ameaças: contaminação e poluição. Sendo a contaminação o aumento acima dos níveis ideais de substâncias presentes na água, que poderia agir como um aviso de tal ocorrência. E a poluição seria a introdução de substâncias ou energia de forma direta ou indireta pelo homem, de forma que resulta em efeitos nocivos para os organismos dependentes desse recurso, seja os que utilizam do mesmo (os próprios seres humanos) quanto os que residem no habitat.

A poluição aquática é uma perturbação com capacidade de iniciar reações químicas e biológicas, causando a eutrofização do ambiente. Alguns resíduos despejados são biodegradáveis, o que significa que com o tempo eles tornam-se inofensivos e o organismo que os recebeu consegue catabolizá-los. Outros, que são os poluentes propriamente ditos, não se degradam e são disseminados através dos níveis tróficos, como exemplos: metais pesados (cádmio, cobre, mercúrio, zinco, entre outros), hidrocarbonetos halogenados e químicos industriais. Quando assimilados continuamente, os metais pesados e hidrocarbonetos halogenados são mantidos no organismo e se acumulam, processo chamado de bioacumulação (Derísio, 2016).

Um corpo hídrico, de forma geral, pode ser classificado em oligotrófico (com pouca quantidade de nutrientes) ou eutrófico (com uma concentração elevada de nutrientes). Esse processo de eutrofização da água (Figura 4), que é o aumento da concentração de nutrientes, principalmente de fósforo e nitrogênio, pode ser natural ou artificial. Quando natural, ocorre lentamente através do carreamento de nutrientes e biomassa do solo facilitados pela ação da precipitação ou por erosão e assim são depositados no lago; essa deposição de sedimentos se acumula gradualmente, diminuindo a profundidade da coluna d'água ao mesmo tempo em que

a produtividade na água também aumenta, ocasionando o envelhecimento natural do lago (Carapeto, 1999; Esteves, 2011).

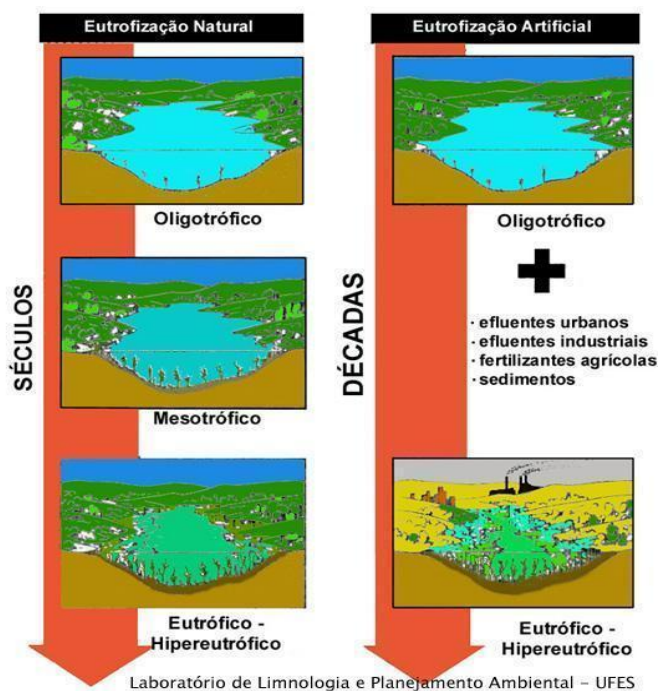


Figura 4 – Processos de eutrofização.
Fonte: wordpress.com

Quando a eutrofização ocorre de maneira artificial (eutrofização cultural), a ação antrópica acelera o processo de envelhecimento de um lago por meio da adição de nutrientes, e isso não é somente um fato negativo, pois pode ser uma estratégia na aquicultura para aumentar a produtividade secundária desse ecossistema. Porém, quando não bem gerenciado e esse enriquecimento entra em contato com outros corpos d'água, pode se tornar um problema (Carapeto, 1999; Esteves, 2011).

Os efluentes urbanos (águas residuais) são uma das principais fontes de poluição aquática, são caracterizados por serem a água que, após utilização, é imprópria para consumo por possuir natureza orgânica que está sujeita à ação de bactérias decompositoras, além de também ser composta por resíduos inorgânicos, como sedimentos e metais. São classificados como efluentes urbanos: esgotos urbanos, resíduos agrícolas e de indústrias de diferentes segmentos (BRASIL, 2005, 2011).

Entre os efluentes classificados, as indústrias contribuem com elevadas quantidades de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), presença de sólidos em suspensão e de produtos tóxicos. Além disso, dependendo de seu segmento, seja de estações nucleares ou de movidas a

combustíveis fósseis, podem ocasionar poluição térmica, que é o aumento da temperatura de um corpo hídrico acima de sua temperatura natural mediante o despejo de seus efluentes superaquecidos (Carapeto, 1999).

3.7 Metais

As características mais conhecidas sobre a maioria dos metais são que eles possuem condutividade elétrica e térmica elevadas, além de serem também maleáveis e dúcteis, ou seja, possuem capacidade de serem deformados sem serem rompidos (Shriver; Atkins, 2003). A distribuição dos metais na Tabela Periódica indica propriedades em comum entre os elementos químicos agrupados. Por exemplo, os metais dos grupos 1 e 2, alcalinos e alcalinoterrosos, são fortes redutores e perdem com facilidade seus elétrons de valência. Em meio aquoso, eles reagem rapidamente com a água para liberar hidrogênio (Shriver; Atkins, 2003; Feltre, 2006).

3.7.1 Metais alcalinos e alcalinoterrosos

Os metais alcalinos, localizados no grupo 1 da Tabela Periódica, apresentam a maior eletropositividade entre todos os elementos. Sua configuração eletrônica determina o número de oxidação característico de +1 em seus compostos. Devido à elevada reatividade química, esses metais não são encontrados na natureza em sua forma elementar, ocorrendo predominantemente na forma de sais combinados com ânions como haletos, sulfatos, carbonatos e silicatos. Este grupo é constituído por lítio (Li), sódio (Na), potássio (K), rubídio (Rb), cério (Cs) e frâncio (Fr) (Averill, 2011; De Freitas, 2007; Russell, 1994; Muando, 2024).

Os metais alcalinos, por serem excelentes condutores elétricos e térmicos, aumentam a condutividade elétrica e a temperatura de corpos hídricos. A elevação térmica resultante potencializa ainda mais a condutividade, uma vez que intensifica a mobilidade iônica na água. Eles são macios, então a concentração pode afetar a dureza, diminuindo-a. Além disso, a densidade dos metais alcalinos é baixa ($0,53 - 1,87 \text{ g.cm}^3$). Eles reagem com a maioria dos não metais (Esteves, 2011; Ribeiro *et al.*, 2012).

Os metais alcalino-terrosos possuem baixa densidade, que aumenta conforme o número atômico. Suas ligações metálicas são mais fortes quando comparadas aos metais alcalinos e também são menos reativos. Eles não são encontrados livres na natureza, o berílio (Be) é encontrado na forma de Be_3Al_2 (Si_6O_{18}), o Mg em estruturas rochosas como magnesita e dolomita, sendo o 8º elemento mais abundante. O Ca é o 5º mais abundante, encontrado em minerais como a pedra calcária, giz e mármore (Ribeiro *et al.*, 2012).

A estes metais, quando dissolvidos em solução aquosa, destina-se o termo íons, os que possuem a característica de perderem elétrons da sua eletrosfera são denominados cátions, e os que recebem os elétrons são os ânions (Feltre, 2006). Os principais metais encontrados em corpos hídricos são cálcio, magnésio, sódio, potássio, manganês, cloro, sulfato, carbonato e bicarbonato (respectivamente, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^-). Para este depósito ocorrer, as fontes podem ser em decorrência de fatores naturais, como a geologia do local de drenagem dos efluentes do rio principal, a geologia da bacia principal (pela formação de rochas sedimentares) e o regime de chuvas (locais com grande pluviosidade). E ainda devido à influência antrópica, com fontes poluidoras como despejo de esgotos, lixões, áreas desmatadas, entre outras (Shriver; Atkins, 2003; Arraes *et al.*, 2009; Esteves, 2011; Ribeiro *et al.*, 2012).

Os íons Ca e Mg não possuem limite de concentração abordado em legislação, porém demonstraram eficiência na associação com a poluição urbana e industrial em rios devido serem encontrados em altas concentrações próximas a áreas urbanas, onde há diversas fontes poluidoras (Ribeiro *et al.*, 2012). A concentração de íons na água possui relação direta com a sua capacidade de condutividade elétrica. Os dados sobre essas concentrações contribuem para o entendimento sobre metabolismo ocorrente no ecossistema aquático e fenômenos na bacia de drenagem. Além disso, as informações sobre a condutividade elétrica podem elucidar a magnitude da concentração iônica, principalmente sobre os macronutrientes (cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonato, sulfato, cloreto, entre outros); fontes poluidoras; e também avaliar a influência geoquímica dos afluentes de um rio, verificando assim a interação entre os sistemas terrestres e aquáticos (Arraes *et al.*, 2009; Esteves, 2011).

As bacias hidrográficas da região da Amazônia Central foram alvo de pesquisa no ano de 1957 por Fittkau, que verificou valores de condutividade elétrica entre 5 e 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$, um valor razoavelmente baixo, que pode ser explicado pela geologia da região, de sedimentos provenientes do período pré-cambriano, ou seja, lixiviados e geoquimicamente pobres (Esteves, 2011).

Os íons cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonato, cloreto e sulfato destacam-se como os principais responsáveis pela salinização de corpos hídricos, sendo importante mencionar que ela não se resume à presença de Na^+ e Cl^- . Geralmente, o valor da salinização em água doce é de 0,5‰, e os fatores que podem influenciar na alteração da salinidade são: a intensidade do intemperismo e composição das rochas e do solo da bacia; a composição das

águas subterrâneas, que podem influenciar as águas superficiais; precipitação atmosférica; e o balanço entre a evaporação e precipitação da região. A presença desses cátions junto ao ânion cloreto é essencial na produtividade dos ecossistemas aquáticos por atuarem no metabolismo e crescimento dos organismos vivos (Carapeto, 1999; Esteves, 2011).

Um exemplo disso é o cálcio, que possui função fisiológica, além de influenciar na ciclagem do fósforo e interferir no pH da água. Na Amazônia, sua concentração influencia na distribuição de moluscos com conchas nas bacias hidrográficas. As águas brancas, como o rio Solimões, Madeira, Jacarétinga, Calado e Castanho, possuem maior concentração de Ca^{2+} (e de íons no geral, estas águas são mais ricas), pois sua fonte de íons provém da Cordilheira dos Andes, em decorrência de seu intemperismo e por ainda ser jovem e rico. Em contraste, têm-se os rios Negro, Tarumã-Mirim e os igarapés da floresta, de água preta, situados sob solos já empobrecidos pelo tempo com baixa concentração de íons, até menor do que a concentração nas águas da chuva, a qual é uma importante fonte de cálcio nos ecossistemas amazônicos (Esteves, 2011).

3.8 Poluição por metais

A origem de contaminação por metais nas águas pode ocorrer por meio de processos naturais, como o carreamento do solo (de forma gradual) de forma que o ecossistema assimila, ou artificiais, os quais ocorrem por meio de atividades antropogênicas, como as atividades de mineração, agricultura (com fertilizantes e agrotóxicos) e indústria, que possuem um tempo e concentração no qual o ambiente não é capaz de assimilar, ocasionando o acúmulo. Os metais Ferro – Fe, Alumínio – Al, Manganês – Mn, Cálcio – Ca e Magnésio – Mg são provenientes de águas de escoamento, mediante o carreamento de partículas. Além disso, a criação de animais contribui para a contaminação de rios, além da presença de esgoto doméstico, o qual é o principal responsável (Carapeto, 1999; Prochnow *et al.*, 2009; Lima; Santos, 2012; Ribeiro *et al.*, 2012).

Uma vez introduzidos no ecossistema aquático, os metais desencadeiam uma cascata de impactos adversos. Essa característica resulta na exposição da biota, desencadeando efeitos tóxicos agudo e crônico, prejudicando funções fisiológicas vitais, reduzindo a biodiversidade e comprometendo a integridade dos ecossistemas. Adicionalmente, esses contaminantes são suscetíveis aos processos de bioacumulação nos tecidos dos seres vivos. Elementos como o mercúrio (Hg) podem ainda sofrer biomagnificação, que é a transferência sequencial a níveis tróficos superiores. Consequentemente, os seres humanos, como consumidores finais de

recursos aquáticos, estão sujeitos à exposição de metais tóxicos, o que representa um risco significativo para a saúde pública e pode causar disfunções neurológicas, renais e hepáticas, além de outras doenças crônicas (Leitão; Leitão, 2025; Marques; Américo-Pinheiro, 2018; Queiroz *et al.*, 2022; Sanae *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2018; Tesser; Rocha; Castro, 2021).

Conforme Ribeiro e colaboradores (2012), em locais com atividades de mineração, foi analisado no rio São Francisco, que a jusante desse local, o nível de metais, incluindo alcalinos, era mais alto com relação a outras áreas do rio. O autor ainda mencionou que uma das possíveis origens do metal alcalino lítio em águas de rio está relacionada a minerais, como os silicatos litófilos, onde ele pode substituir o Mg na estrutura das micas e também pode estar associado à matéria orgânica. Concentrações anômalas de lítio no ambiente podem ocorrer por descarte incorreto de pilhas e baterias com o lixo doméstico. E também pode ser encontrado nas águas devido aos elementos químicos que promovem a solubilização de fases minerais em que haja lítio, além da ocorrência de diminuição de pH .

O potássio (K) está relacionado principalmente ao uso de fertilizantes. Em conjunto com o sódio (Na), o K regula a atividade biológica dos organismos, como a osmorregulação dos peixes e também o crescimento de algas (Marques; Pinheiro, 2017). Na água pode-se encontrar concentrações de 0,5 e 1,0 mg/L (Prochnow *et al.*, 2009). A entrada de forma natural desse elemento nos rios pode estar relacionada ao solo e aos sedimentos compostos por este. Uma fonte antrópica deste elemento pode ser através de efluentes urbanos (Ribeiro *et al.*, 2012). Os resultados encontrados por Prochnow *et al.* (2009) em estudo realizado na região da microbacia do Arroio Araça, em Canoas, no Rio Grande do Sul, destacam que apesar de não haver legislação sobre a concentração de K nos rios, o valor encontrado foi abaixo do valor de referência (14,36 mg/L) encontrado na literatura, sendo o local de referência influenciado por esgotos urbanos. O único local em que houve valor superior foi na foz da microbacia, onde há uso intenso de insumos agrícolas.

Lima e Santos (2012) realizaram a análise de metais em um rio próximo a Jataí, e observaram que alguns pontos de coleta sofrem influência de fontes poluidoras ao redor da bacia, como córregos com esgoto doméstico e industrial e áreas de agricultura que utilizam agrotóxicos e fertilizantes químicos. Como resultado, durante a seca a concentração dos metais demonstrou ser maior quando comparada ao período de chuva, e os metais Al, Fe, Cu e Mg apresentaram valores acima do permitido pela legislação CONAMA nº 357/05. E com relação a todos os metais, as maiores concentrações foram no ponto de captação de água para consumo,

o que indica contaminação da população com metais pesados ao consumir a água tratada que a cidade é abastecida (Lima; Santos, 2012).

3.9 Variáveis Físico-Químicas

As características físico-químicas da água são definidas pela capacidade de dissolução e de transporte do corpo hídrico. Durante o transporte das substâncias presentes, a dinâmica entre a biota e as condições físicas e químicas da água ocasiona constantes mudanças ao longo de seu fluxo. Alguns compostos que se dissolvem em água são alvos de análise para verificar sua qualidade, como os derivados de nitrogênio, de fósforo, ferro, manganês, compostos orgânicos, metais pesados, alguns cátions, como o Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} ; e ânions, como os carbonatos, bicarbonatos e cloretos (BRASIL, 2006).

As variáveis físicas e físico-químicas utilizadas em análises da qualidade da água são temperatura, cor, turbidez, sólidos em suspensão e dissolvidos, pH e condutividade elétrica. E as variáveis químicas são alcalinidade, oxigênio dissolvido, nitrogênio, fósforo, dureza e micro poluentes (BRASIL, 2006). A temperatura é uma característica física da água com importância na influência que ela exerce sobre a velocidade das reações químicas (que interfere no pH), bem como a solubilidade de substâncias (como os gases) e no metabolismo dos organismos. As águas dos rios do Brasil, normalmente são encontradas a uma temperatura de 20 °C a 30 °C. Quando ocorre a alteração dessa variável, pode ser de origem natural (energia solar) ou antropogênica, como efluentes de indústrias (Von Sperling, 1996; BRASIL, 2006).

As variáveis físico-químicas no Rio Negro apresentam características próprias de ambientes de água preta, caracterizando-se por uma combinação de pH ácido (3,5–4,9), condutividade elétrica muito baixa ($<15 \mu\text{S}/\text{cm}$) e elevada concentração de ácidos húmicos e fúlvicos, que conferem sua coloração escura característica e alta transparência. Estas propriedades, descritas pioneiramente por Sioli (1950, 1975), resultam da lixiviação de solos arenosos e esqueléticos das florestas de igapó, pobres em bases trocáveis e ricos em matéria orgânica parcialmente decomposta. Essa matriz físico-química única, com alta acidez, baixíssima concentração iônica e dominância de carbono orgânico dissolvido, cria um ambiente aquático seletivo e distinto, com profundas implicações para a biogeoquímica e a ecologia da região (Santos *et al.* (2009); Bringel; Gutierrez, 2024; Duvoisin Jr *et al.*, 2025; Silva *et al.*, 2013).

As variáveis turbidez, cor da água e presença de sólidos dissolvidos e em suspensão são relacionadas à interação da luz com partículas dispersas na água. O Rio Negro é um exemplo

de rio de água preta que possui elevada quantidade de ácido húmico, que é presente devido à abundância de vegetação às suas margens, quando as folhas caem e se decompõem na água, resulta na cor observada. Com isso, os sólidos em suspensão que se acumulam interferem na quantidade de luz que penetra na água, alterando a turbidez. Esses parâmetros podem sofrer variações decorrentes do tipo de solo nas proximidades do corpo d'água, das características geológicas da bacia, da agricultura e da sedimentação (que varia a depender da intensidade do fluxo da água do rio). Além disso, também pode ser aumentada pelo lançamento de esgotos (Von Sperling, 1996; BRASIL, 2006).

A condutividade elétrica mede a intensidade de condução de corrente elétrica, devido à diluição de íons na água. Essa medição pode contribuir com informações sobre a concentração iônica, se estão relacionados a macronutrientes ou não; sobre processos de ecossistemas aquáticos; fontes poluidoras e diferenças geoquímicas nos afluentes do rio principal. Ela é medida em unidades de resistência ($S = \Omega^{-1}$) por unidade de comprimento (S/cm), e em águas com pouca interferência antropogênica, seus valores são de 10 a 100 $\mu\text{S/cm}$, porém, onde há despejo de esgotos, os valores podem atingir 1.000 $\mu\text{S/cm}$. Essa variável também é dependente de duas outras, da temperatura, que a cada 1 °C de variação a atividade dos íons aumenta em 2%; e do pH, pois quando há deficiência de sais solúveis, o íon H^+ atua na condutividade elétrica. Águas ricas em ácido húmico, com baixo pH, podem apresentar alta condutividade elétrica, apesar de haver outras substâncias ionizáveis que também contribuem (BRASIL, 2006; Esteves, 2011).

O pH é uma variável físico-química que indica a condição de acidez ou alcalinidade na água, medida através da quantidade de íons H^+ . Ele é importante de ser medido por ser relacionado a regulação da fisiologia dos organismos; tem função indicadora do desequilíbrio do ecossistema aquático; atua na reação de compostos químicos, influenciando na disponibilidade de suas formas livres e ionizadas, e com isso definindo a toxicidade dos elementos na água; além de também atuar sobre a solubilidade das substâncias. Esse parâmetro pode ser alterado devido a dissolução de substâncias químicas na água, podendo ser de origem natural, trocas com a atmosfera, por dissolução de rochas e da fotossíntese, ou de origem antropogênica. Nas águas amazônicas, são comuns (devido à concentração dos ácidos húmicos) valores de pH de 4 a 6 para manutenção da vida aquática vivente nessas águas (Von Sperling, 1996; BRASIL, 2006; CETESB, 2018).

Um dos parâmetros mais importantes para caracterizar poluição é o oxigênio dissolvido. E junto a este, o nitrogênio (N) e fósforo (P) são associados a processos químicos, físicos e biológicos, sendo ainda o N e o P elementos essenciais para o crescimento de plantas aquáticas e ambos são grandes contribuintes para a eutrofização de corpos d'água. A dureza está relacionada a presença de cátions metálicos dissolvidos na água, principalmente Ca^{2+} e Mg^{2+} . E os micropoluentes são elementos que mesmo em pequenas quantidades são tóxicos, destacam-se aqui os metais pesados (Arsênio - As, Cádmio - Cd, Cromo - Cr, Chumbo - Pb, Mercúrio - Hg, Prata - Ag, Zinco - Zn, Cobre - Cu), os cianetos e o flúor. Sua principal origem é de água residual industrial, além de defensivos agrícolas, detergentes e químicos artificiais para fins industriais (Von Sperling, 1996; BRASIL, 2006).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo e coleta de dados

O estudo foi realizado em diferentes bacias hidrográficas da cidade de Manaus, situadas em área urbana, periurbana e rural, que serão descritas abaixo (Figura 5, Tabela 1).

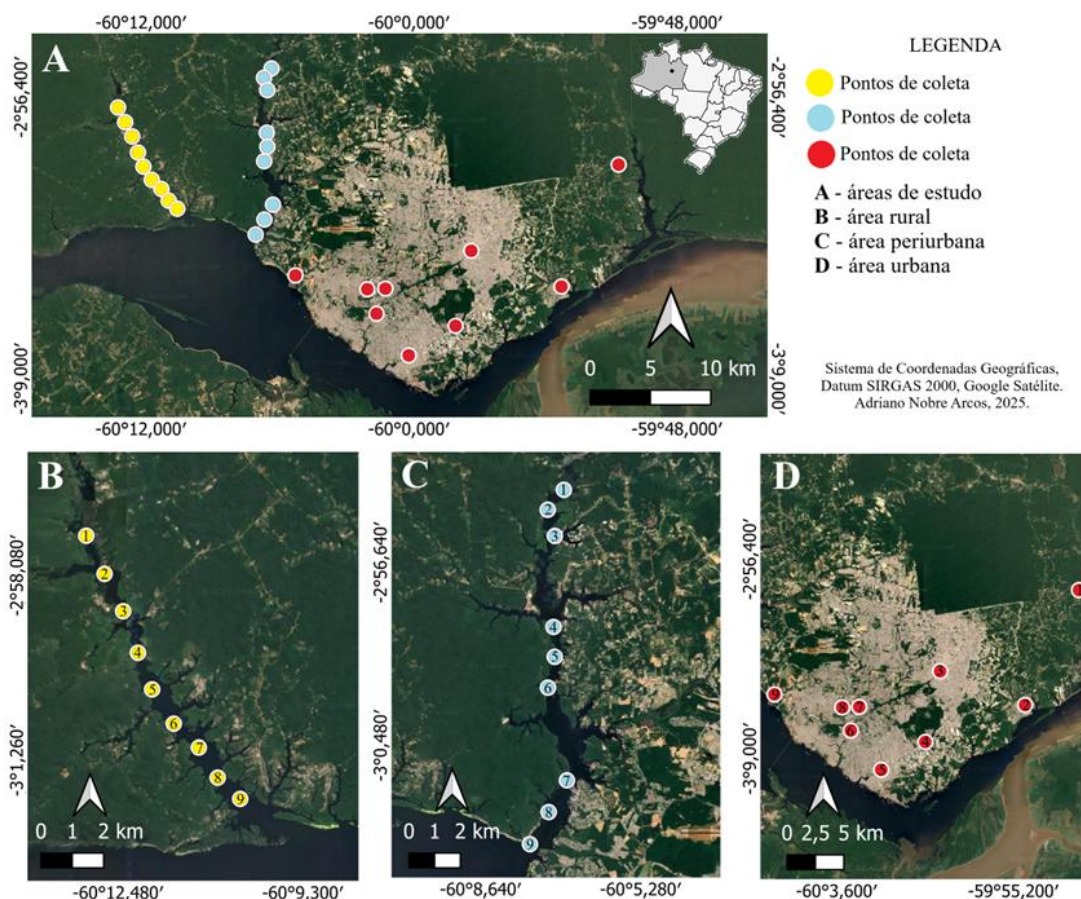


Figura 5. Mapa de localização das áreas de coleta localizadas na área urbana, periurbana e rural da cidade de Manaus, com seus respectivos pontos de coleta.

Tabela 1. Informações das coordenadas geográficas dos pontos de coleta em cada área estudada.

Pontos	Rural lat/long	Periurbana lat/long	Urbana lat/long
1	-2.947739, -60.217136	1 -2.918611, -60.102583	1 -2.990342, -59.843590
2	-2.958675, -60.211880	2 -2.925583, -60.108222	2 -3.081254, -59.886268
3	-2.969378, -60.206548	3 -2.934722, -60.105750	3 -3.054608, -59.953572
4	-2.981315, -60.202293	4 -2.966556, -60.106194	4 -3.110549, -59.965300
5	-2.991811, -60.198224	5 -2.977000, -60.105778	5 -3.132572, -60.000208
6	-3.001645, -60.192011	6 -2.987778, -60.108139	6 -3.101460, -60.024284
7	-3.008489, -60.184810	7 -3.020183, -60.101509	7 -3.082788, -60.017638
8	-3.017140, -60.179390	8 -3.031278, -60.107889	8 -3.083218, -60.031124
9	-3.023226, -60.172937	9 -3.042500, -60.114444	9 -3.072955, -60.084766

Foram abordados dados de coletas prévias pertencentes ao banco de dados do Grupo de Pesquisa Química Aplicada à Tecnologia – GP-QAT/UEA/EST. Foram pré-definidos nove pontos de coleta para cada área, distribuídos ao longo de cada região de estudo. Os pontos foram georreferenciados por GPS, marca GARMIN, modelo eTrex Legend HCx. O período de análise concomitante das três bacias foi: agosto/23, novembro/23, compreendendo períodos de vazante, seca (seca), e fevereiro/24 e maio/24, período de enchente e cheia (cheia) dos rios.

4.2 Variáveis Analisadas

As variáveis analisadas foram pH, temperatura da água, condutividade elétrica e metais pertencentes às famílias dos alcalinos (lítio, sódio, potássio, rubídio, célio, frâncio) e alcalino terrosos (berílio, magnésio, cálcio, estrôncio, bário). A coleta dos dados das variáveis pH, temperatura e condutividade elétrica foi realizada no local da coleta através da utilização da sonda multiparâmetro da marca Hanna Instruments, modelo HI98194 (Figura 6), calibrada previamente em laboratório conforme o manual de instruções. Para os metais, a coleta foi realizada com o auxílio de um frasco estéril de 250 mL de volume total e acondicionada em caixa de transporte para ser encaminhada ao laboratório do Grupo de Pesquisa Química

Aplicada à Tecnologia GP-QAT/UEA/EST. Estas variáveis estão descritas no Plano Estadual de Recursos Hídricos do Amazonas – PERH/AM, nos termos da Resolução CONAMA nº 357/2005.



Figura 6 - Medidor Portátil Profissional Multiparâmetros.

Fonte: Hanna, 2025.

4.7 Análise de Metais

4.7.1 Coleta, conservação e armazenamento das amostras

Previamente ocorreu o preparo dos materiais no laboratório do GP-QAT, com a calibração da sonda e o preparo dos kits de coleta. O kit inclui frascos limpos de polímero inerte autoclavável com capacidade para 0,5 L previamente identificados (ponto de coleta, análise destinada e data) e o material de apoio, que é uma caixa equipada com luvas, água destilada, álcool 70%, ácido sulfúrico (H_2SO_4) 50%, pipeta Pasteur, fita para medição de pH (pH-Fix 0-14, marca Macherey-Nagel) e papel toalha. As amostras de água foram coletadas no período da manhã, em pontos amostrais georreferenciados, acessados por embarcação. A coleta foi realizada em frascos previamente identificados, conforme procedimentos padronizados. As amostras foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo reutilizável e transportadas ao laboratório do GP-QAT, onde permaneceram sob refrigeração a 4 °C até a realização das análises, em conformidade com as recomendações da CETESB (2011) e da ANA (2025).

4.7.2 Filtração das amostras

A filtração foi realizada para separar os metais em suspensão dos solúveis na água. Nesta etapa, são medidos 50 mL em uma proveta e transferidos para o sistema de filtração a vácuo (Figura 7) equipado com filtros de politetrafluoretileno (PTFE) 0,45 µm, da marca Millipore, que em seguida é transferido para um frasco âmbar. Esse processo é realizado 3 vezes

para obtenção de 3 réplicas. Nas amostras líquidas foi adicionado ácido nítrico (HNO_3) 1:1 até atingir $\text{pH} \leq 2$ e, em seguida, as amostras filtradas foram armazenadas em geladeira para posterior análise. O material em solução foi analisado por Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), modelo ICPE-9820, da Shimadzu.



Figura 7 - Sistema de filtração a vácuo.

Fonte: Quimividros

Nas condições pré-definidas do equipamento, as amostras foram analisadas qualitativamente para determinação da faixa de concentração dos metais para então estipular concentrações e gerar a curva analítica e assim, possibilitar a leitura quantitativa. Com base nesta análise prévia, foi realizada a identificação dos elementos metálicos presentes nos padrões que a Central Analítica possui, da marca LGC Standards, lotes: 999925-22 e 1000997-14. Os metais presentes nesses padrões são: Alumínio (Al), Boro (B), Bário (Ba), Berílio (Be), Cálcio (Ca), Cobre (Cu), Érbio (Er), Ferro (Fe), Gadolínio (Gd), Índio (In), Potássio (K), Lítio (Li), Magnésio (Mg), Manganês (Mn), Sódio (Na), Níquel (Ni), Fósforo (P), Chumbo (Pb), Silício (Si), Estrôncio (Sr) Tório (Th), Titânio (Ti), Ítrio (Y) e Zinco (Zn). Após a elaboração das curvas analíticas para cada elemento metálico, novamente foi feita a leitura das amostras em 3 réplicas, para quantificação dos mesmos. Ao final da análise, o equipamento fornece os dados em ppb (parte por bilhão) e posteriormente são convertidos para ppm (parte por milhão).

4.8 Dados hidrológicos

Os valores diários de precipitação (mm) foram obtidos da estação meteorológica automática e manual de Manaus (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2025). E os dados do nível do rio Negro (cota) retirados do banco de dados do Porto de Manaus (Porto de Manaus, 2025).

4.9 Análise de Dados

A análise estatística foi conduzida no software R (R Core Team, 2023). Para a comparação das características das águas das bacias entre os períodos de cheia e seca, a normalidade dos dados foi inicialmente avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk. Para amostras com distribuição normal, a diferença entre dois grupos (ex.: cheia vs seca em um ano) foi testada com o teste t de Student para amostras independentes, enquanto comparações envolvendo mais de dois grupos (ex.: entre anos) utilizaram a análise de variância (ANOVA one-way), com o teste post-hoc de Tukey para identificar diferenças específicas quando o valor de p da ANOVA fosse significativo ($p < 0,05$).

Para dados não normais, aplicaram-se os testes não paramétricos equivalentes: Mann-Whitney (para dois grupos) e Kruskal-Wallis com *post-hoc* de Dunn (para três ou mais grupos). Paralelamente, uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada sobre os dados físico-químicos e metais padronizados para explorar os padrões de variação entre os períodos sazonais e as bacias estudadas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de 2023 e 2024 evidenciam um gradiente hidrológico e geoquímico bem definido, controlado pelas variações de precipitação acumulada (Figura 8) e pela cota do rio Negro (Figura 9). O ano de 2023 foi marcado por baixa precipitação a partir do mês de maio, com valores próximos e inferiores a 100 mm, e para o mês de agosto nos dois anos, o valor foi próximo a 0 mm, acompanhados por rebaixamento acentuado da cota do rio, no período de vazante, que atingiu valores mínimos em torno de 20–15 m entre setembro e novembro (seca) de 2023 e abaixo de 15 m em 2024. Maciel e colaboradores (2025) destacam que a precipitação em 2024 foi abaixo do normal e o nível do rio Negro já estava em déficit devido à seca de 2023, o que contribuiu para a seca extrema no ano seguinte.

Em contraste, o período de enchente apresentou acúmulos elevados de precipitação, com picos mensais superiores a 400–450 mm no primeiro trimestre de 2023 e novamente no início de 2024, refletindo-se em elevação progressiva da cota do rio, que alcançou aproximadamente 25 m durante a enchente e a cheia nos dois anos, sendo que no ano de 2023 o nível da cota do rio apresentou-se maior com relação ao ano de 2024. Essa variabilidade hidrológica refletiu na composição físico-química e iônica das águas.

O estudo realizado por D’Avida Junior e Vieira (2019) apresenta que para os meses de cheia, a média da quantidade de precipitação acumulada mensal é de aproximadamente 300 mm, enquanto nos meses de seca, os dados registrados apontam para precipitações próximas a 100 mm. Em 30 anos também foram observados picos de 500 mm a 600 mm durante em anos que sofreram influência de El Niño, e valores menores que 50 mm a 0 mm para o período da seca. Dessa forma, os valores encontrados para este trabalho se assemelham a quantidade de precipitação acumulada em anos de El Niño.

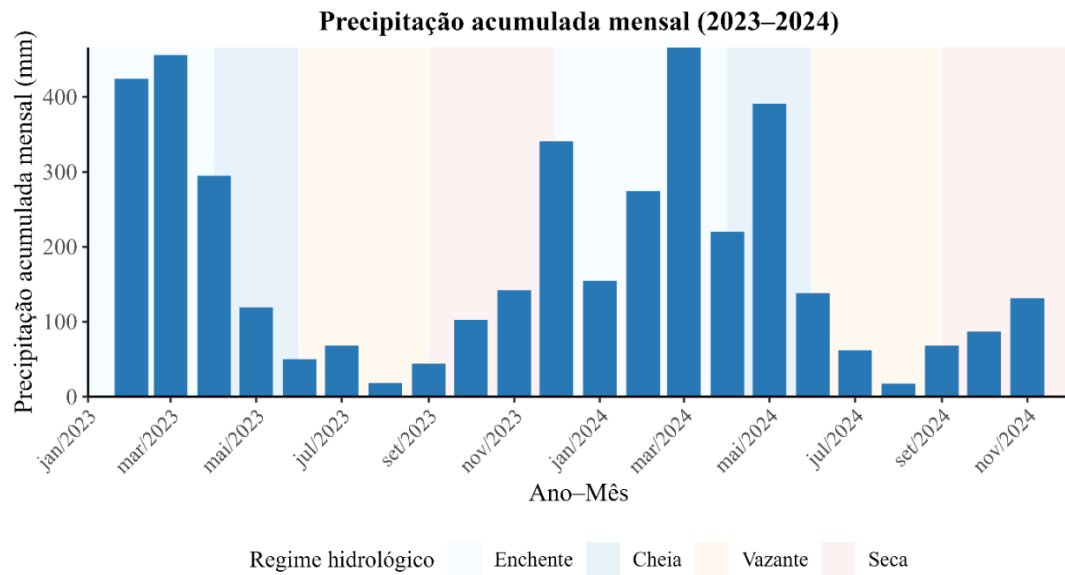


Figura 8. Precipitação acumulada e sazonalidade do regime hidrológico da cidade de Manaus-AM de 2023 a 2024.

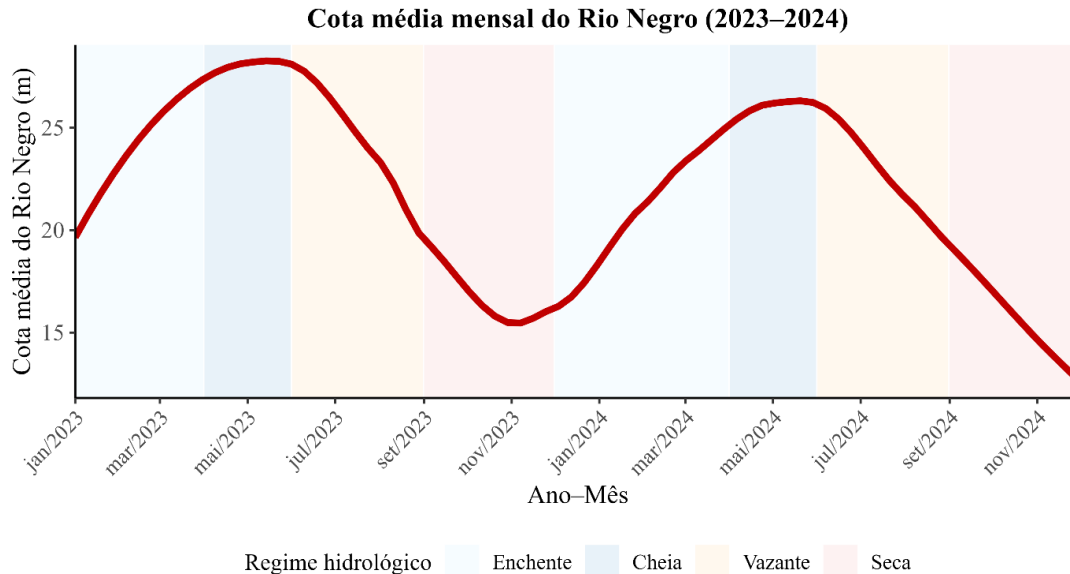


Figura 9. Cota média mensal do Rio Negro e sazonalidade do regime hidrológico da cidade de Manaus-AM de 2023 a 2024.

O evento El Niño de 2023/24 influenciou na ocorrência das maiores secas registradas em 120 anos, em que a cota do rio atingiu cerca de 12 metros. Apesar disso, o baixo volume de precipitação observado se deve a um conjunto de fatores além do ENOS, como as mudanças climáticas globais, desmatamento e o aquecimento do Atlântico Tropical Norte, que atua sobre a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), enfraquecendo-a e consequentemente, reduz o regime pluviométrico da região Amazônica. A seca de 2024 esteve sob influência de dois fatores: o El Niño e ao aumento da temperatura do Atlântico Norte. Este cenário propiciou a diminuição na precipitação e afetou o ciclo hidrológico regional (Teixeira, 2024; Damacena *et al.*, 2025).

Este episódio resultou em consequências ambientais e socioeconômico. Nos ecossistemas aquáticos observou-se a morte de peixes e mamíferos; os transportes fluviais, que são essenciais para a economia e a logística de embarcações, foram interrompidos; deslizamentos de terra; e o abastecimento de água também foram afetados, impactando cerca de 60 municípios e as comunidades ribeirinhas, alterando sua dinâmica socioeconômica e dificultando seu acesso a serviços de saúde, educação, de assistência social e prejudicando a pesca (Teixeira, 2024; Damacena *et al.*, 2025; Maciel *et al.*, 2025; Santos e Nascimento, 2025).

A sazonalidade exerce influência determinante sobre a qualidade da água, na dinâmica físico-química e microbiológica dos sistemas aquáticos amazônicos, especialmente em ambientes de águas pretas, como evidenciado no presente estudo. Na região de Manaus, o regime pluviométrico caracteriza-se por uma estação chuvosa bem definida, entre novembro e junho, e uma estação de estiagem entre julho e outubro (D'Ávila Júnior; Vieira, 2019; INMET, 2025), refletindo-se em um regime hidrológico de cheias e secas igualmente marcante (Piedade *et al.*, 2024). Essa sazonalidade foi claramente confirmada pelos dados de precipitação e cota do rio observados neste estudo e constitui um fator-chave para a identificação de padrões temporais nos parâmetros físico-químicos, com reflexos diretos nas características da água.

A variabilidade sazonal da precipitação e da cota do rio Negro reflete o comportamento hidrológico típico da Amazônia Central, caracterizado por ampla amplitude anual do nível dos rios. Estudos clássicos demonstram que a elevação da cota durante os períodos de enchente e cheia aumenta a conectividade hidrológica, promovendo diluição de solutos e maior homogeneização das características físico-químicas das águas (Sioli, 1984; Junk *et al.*, 2011). Investigações mais recentes reforçam que essa dinâmica controla o tempo de residência da água e a interação entre escoamento superficial, precipitação direta e contribuição subterrânea,

exercendo influência direta sobre a composição hidroquímica dos rios amazônicos (Arcos *et al.*, 2025; Marinho *et al.*, 2024; Duvoisin Jr *et al.*, 2025).

Na região de Manaus, o regime de cheias e secas atua como regulador central da dinâmica da qualidade da água, conforme documentado em estudos conduzidos na área urbana (Banhos *et al.*, 2025; Souza-Filho *et al.*, 2020), na orla da cidade e praias do rio Negro (Arcos; Cunha, 2022; Dib *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2023), bem como em seus principais afluentes (Leitão *et al.*, 2023; Mattos *et al.*, 2026; Soares *et al.*, 2023). De modo geral, o período chuvoso e de elevação do nível do rio promove diluição de poluentes e redução das concentrações de parâmetros microbiológicos, físico-químicos e químicos na coluna d'água, enquanto a estiagem resulta na concentração desses elementos devido à redução do volume hídrico disponível (Banhos *et al.*, 2025; Souza-Filho *et al.*, 2020). Esse padrão foi claramente observado nas três áreas investigadas: urbana, periurbana e rural, corroborando achados anteriores e ressaltando a importância do regime hidrológico sazonal como fator estruturante da variabilidade da qualidade da água.

A temperatura da água apresentou valores médios relativamente próximos entre as três áreas ao longo dos diferentes regimes hidrológicos, variando entre 29,3°C e 30,5°C no período seco e entre 28,1°C e 30,3°C no período cheio. Durante o período seco que contempla as amostragens na vazante e seca do rio, os maiores valores de temperatura encontrados foram na área rural com 35,1°C, seguidos de 32,7°C na área urbana e 32,4°C na periurbana, apresentando diferenças estatisticamente significativas entre as áreas ($p < 0,05$). Durante o período de cheia que corresponde às amostragens de enchente e cheia do rio, as temperaturas tornaram-se mais homogêneas entre os locais (29,6 a 30,3 °C), sem diferença estatisticamente significativa, indicando maior uniformização térmica, possivelmente devido às condições de maior volume hídrico. No geral, foram observados valores elevados no período com baixa pluviosidade (Figura 10).

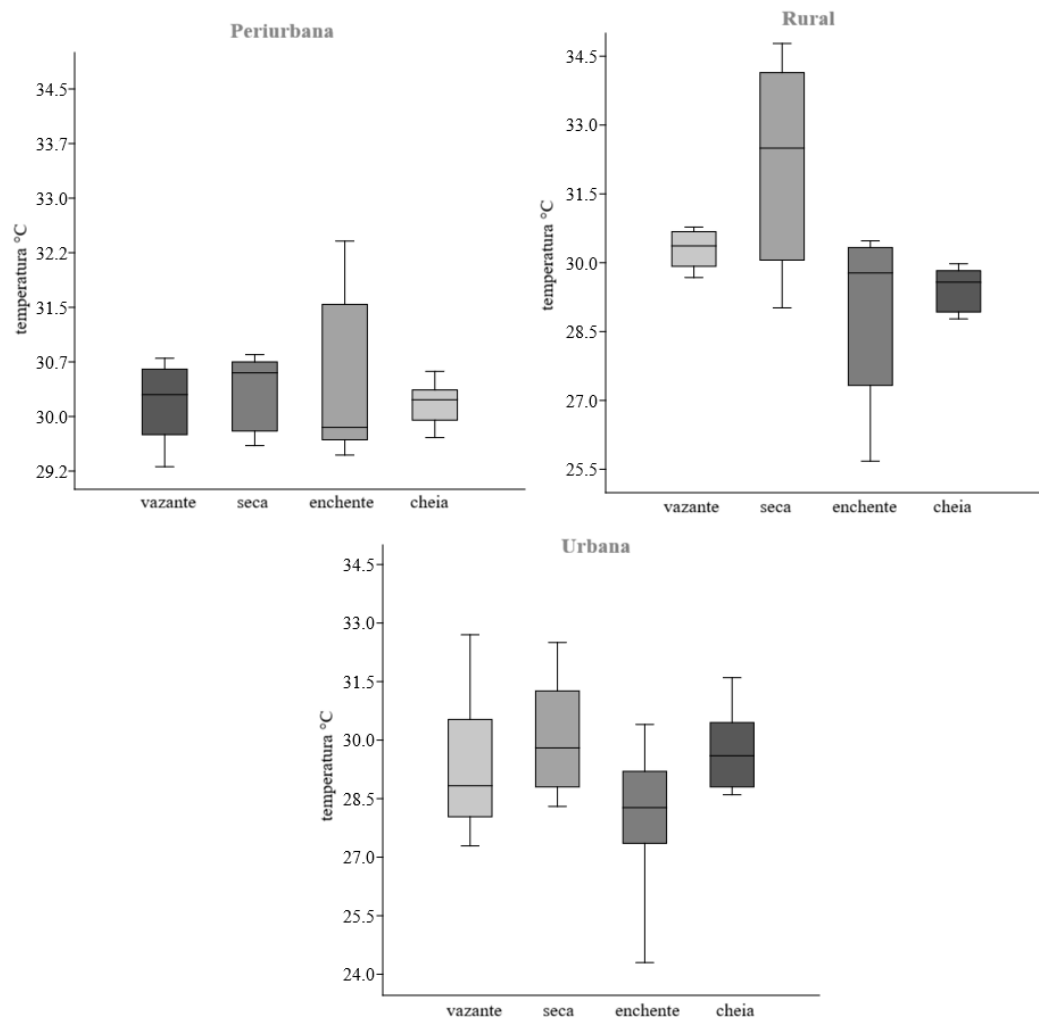


Figura 10. Variação da temperatura da água ao longo dos períodos de coleta nas três áreas estudadas.

A temperatura da água apresentou comportamento típico de sistemas fluviais tropicais, com baixa variabilidade espacial e diferenças mais perceptíveis durante períodos de menor vazão. A homogeneização térmica observada durante a cheia reforça o papel do aumento do volume hídrico e da conectividade hidrológica na atenuação de gradientes térmicos locais, conforme descrito por Richey *et al.* (2002). Em rios amazônicos, a sazonalidade térmica tende a exercer papel secundário quando comparada aos controles hidrológicos e morfológicos do sistema fluvial (Nowacki *et al.*, 2019).

Em ambientes de águas pretas, como o rio Negro e seus afluentes próximos a Manaus, observa-se tendência a temperaturas superficiais ligeiramente mais elevadas, especialmente durante o período de seca. Estudos realizados no rio Negro (Arcos, Silva; Cunha, 2020), no Tarumã-Açu (Siqueira; Filizola Junior, 2021), no Tarumã-Mirim (Mattos *et al.*, 2026), no

Puraquequara (Queiroz-Neto *et al.*, 2023) e por Souza *et al.* (2025) reportam variações térmicas naturais entre aproximadamente 26,6 e 31,9 °C. Resultados semelhantes foram observados neste estudo, com variações mais evidentes nas bacias menos antropizadas, como Tarumã-Açu e Tarumã-Mirim que estão localizadas na área periurbana e rural respectivamente, diretamente influenciadas pelo pulso de inundação.

Além de refletir condições hidrológicas, a temperatura da água atua como regulador fundamental de processos químicos, físicos e biológicos, influenciando o metabolismo dos organismos aquáticos e a solubilidade de gases dissolvidos (Silva-Filho *et al.*, 2025). Adicionalmente, a temperatura exerce influência sobre a mobilidade de metais, uma vez que, durante a estiagem, temperaturas mais elevadas associadas ao acúmulo de matéria orgânica favorecem a atividade microbiana e processos de complexação, especialmente envolvendo Na⁺ e K⁺, contribuindo para sua retenção e aumento de concentrações na matriz sedimentar (Prochnow *et al.*, 2009).

O pH distinguiu de forma consistente em todos os regimes hidrológicos avaliados e entre as áreas estudadas. A área periurbana e rural apresentaram águas ácidas, com valores medianos variando respectivamente entre 5,9 e 4,9 no período seco e entre 5,5 e 5,1 no período cheio, revelando a área periurbana com pH mais elevado com relação à área rural, o que pode sinalizar vestígios de contaminação, visto que essa área sofre influência de rodovias e o aterro sanitário municipal, e o último libera baixa quantidade de elementos químicos (Looser *et al.* (1999) *apud* Santos (2006); Damasceno, 2018; Costa *et al.* (2020)). Na área urbana o pH foi classificado entre neutro e levemente alcalino, com valores em torno de 7,0 a 7,2 no período seco e entre 7,2 e 7,3 no cheio. Esse contraste espacial manteve-se tanto durante a cheia quanto durante a seca, com diferenças estatisticamente significativas entre as áreas ($p < 0,001$), indicando comportamento químico distinto entre os sistemas naturais e o ambiente urbano (Figura 11).

O padrão de pH observado nas bacias Tarumã-Açu e Tarumã-Mirim, caracterizado por valores persistentemente ácidos ao longo de todos os regimes hidrológicos, é consistente com a tipologia clássica de águas pretas amazônicas. Esse comportamento é fortemente controlado pela elevada concentração de ácidos húmicos e fúlvicos derivados da matéria orgânica da floresta (Sioli, 1984; Thurman, 1985; Duvoisin Jr *et al.*, 2025). A composição e a dinâmica da matéria orgânica dissolvida desempenham papel central no controle do pH e na complexação metálica nesses sistemas, contribuindo para a manutenção do caráter ácido ao longo do ciclo hidrológico (Constantino *et al.*, 2024; Marinho *et al.*, 2024).

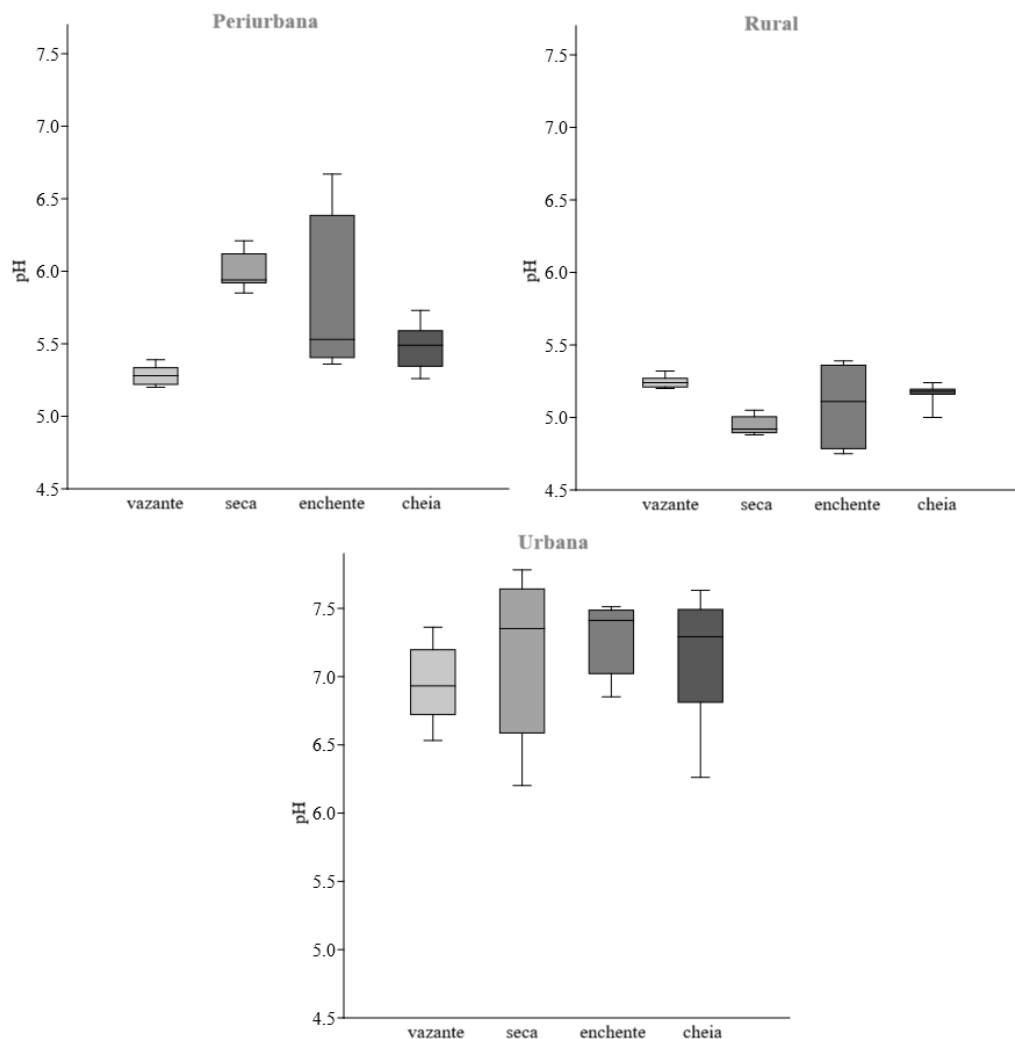


Figura 11. Variação do pH da água ao longo dos períodos de coleta nas três áreas estudadas.

Em contraste, os valores neutros a levemente alcalinos registrados em Manaus refletem influência urbana persistente, associada à entrada de efluentes domésticos, materiais carbonáticos e resíduos urbanos, conforme amplamente documentado em estudos regionais (Ferreira *et al.*, 2021; Bastos *et al.*, 2024; Duvoisin Jr *et al.*, 2024). A manutenção desse contraste independentemente do regime hidrológico indica que controles locais associados ao uso e ocupação do solo exercem influência dominante sobre o sistema, sobrepondo-se aos efeitos sazonais naturais. A literatura indica que a solubilidade da maioria dos metais é mínima em condições de pH alcalino (8–11), aumentando significativamente em meios ácidos ($\text{pH} < 5$) ou fortemente alcalinos ($\text{pH} > 11$) (Souza *et al.*, 2006; Van der Sloot *et al.*, 2006). Assim, em ambientes ácidos, os metais tornam-se mais móveis e potencialmente mais biodisponíveis, enquanto em meios alcalinos tendem à precipitação e menor mobilidade. Esse princípio é amplamente utilizado em estratégias de remediação ambiental (Sustainability Directory, 2025),

reforçando a importância do pH como variável-chave na avaliação da mobilidade e reatividade metálica em ambientes aquáticos.

A condutividade elétrica apresentou o contraste espacial mais pronunciado entre os parâmetros físico-químicos. Na área periurbana e rural, os valores médios permaneceram baixos em todos os regimes, variando entre 4,9 e 9,0 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ na seca e entre 10,9 e 14,4 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ na cheia. Na área urbana, a média da condutividade elétrica na água foi nitidamente mais elevada, atingindo cerca de 286,7 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ durante o período seco e aumentando para 295,1 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ na cheia. Mesmo sob condições de maior precipitação e elevação da cota do rio, a condutividade em Manaus permaneceu muito superior à observada nas bacias do Tarumã, evidenciando diferenças espaciais estatisticamente significativas em todos os regimes analisados ($p < 0,001$) (Figura 12).

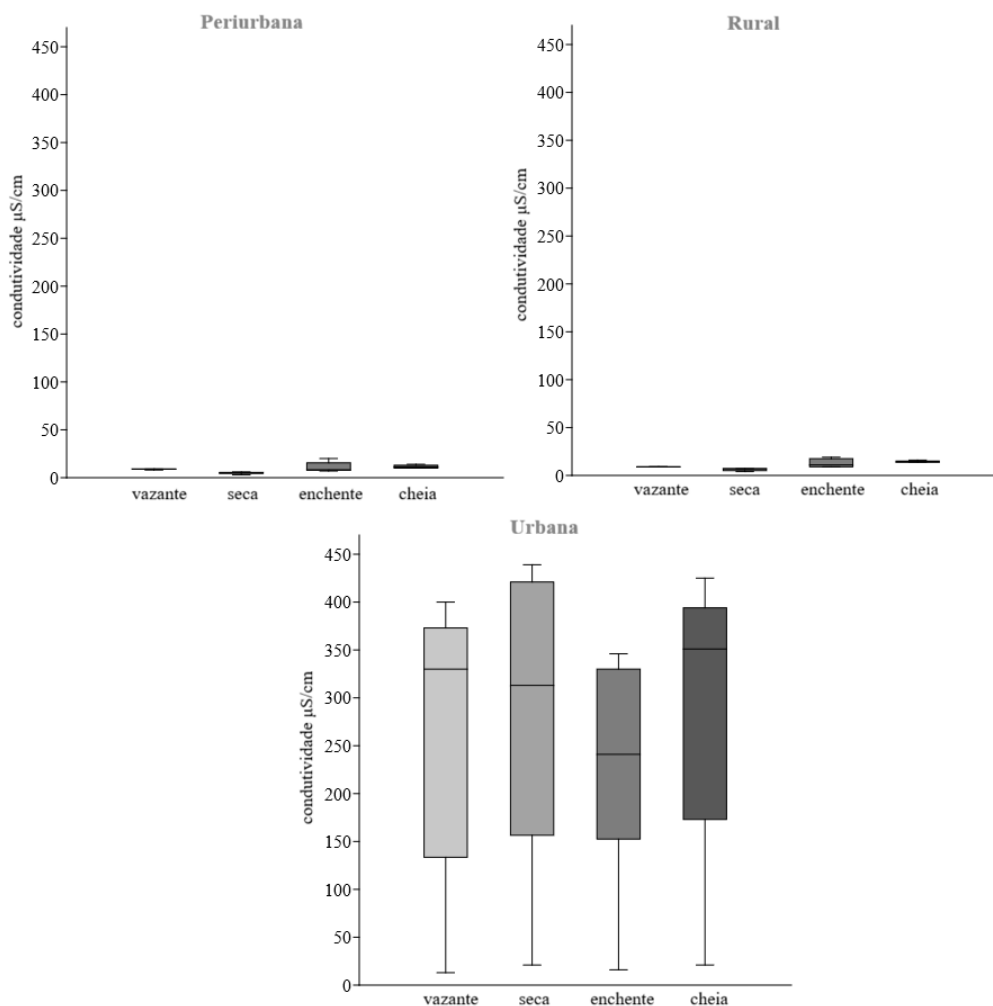


Figura 12. Variação da condutividade elétrica da água ao longo dos períodos de coleta nas três áreas estudadas.

A dinâmica sazonal da condutividade elétrica nos rios Tarumã-Açu (área periurbana) e Tarumã-Mirim (área rural) é compatível com rios de águas pretas, apresentando valores tipicamente inferiores a $20 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Durante o período de estiagem, a redução do nível do rio e da precipitação possivelmente reduziu a concentração de íons dissolvidos, diminuindo a condutividade, enquanto a cheia promoveu a lixiviação do solo, que resultou no aumento da condutividade. Estudos realizados em outras bacias amazônicas descrevem comportamento semelhante, com valores variando entre $3,75$ e $28 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ e maior homogeneização hidroquímica durante a cheia (Silva *et al.*, 2013; Villamizar *et al.*, 2020). As concentrações de íons analisadas neste estudo não seguem um padrão de aumento ou redução de concentração com cheia e seca, pois observou-se que houve cátions que na seca sua concentração foi aumentada enquanto outro no mesmo período ocorreu uma redução com relação ao período de cheia. Portanto, o aumento da condutividade elétrica pode ser devido a presença de outros íons que não foram considerados e que podem ter tido sua concentração aumentada.

Na área urbana de Manaus, entretanto, a persistência de condutividades elevadas mesmo sob condições de alta precipitação e cota sugere que os processos hidrológicos naturais são parcialmente sobrepostos por fontes antrópicas contínuas. Estudos em áreas urbanas amazônicas indicam que a urbanização pode reduzir o efeito de diluição sazonal, mantendo cargas iônicas elevadas ao longo de todo o ciclo hidrológico (Arcos; Cunha, 2021; Ferreira *et al.*, 2021; Bastos *et al.*, 2024; Bringel; Gutierrez, 2024). Padrões semelhantes têm sido observados em rios urbanos de regiões tropicais e temperadas, nos quais a influência antrópica sustenta assinaturas químicas persistentes independentemente da vazão (Carroll *et al.*, 2020; Murphy *et al.*, 2024).

Nas bacias das áreas rural e periurbana, a hierarquia de concentração dos metais alcalinos e os alcalino-terrosos sofreram alteração entre os ciclos hidrológicos. Para os metais alcalinos, as concentrações de Na^+ na área rural variaram na seca entre aproximadamente $0,205$ e $0,56 \text{ mg/L}$ e na cheia entre $0,287$ e $0,46 \text{ mg/L}$, enquanto K^+ variou na seca entre $0,172$ e $0,66 \text{ mg/L}$ e na cheia entre $0,236$ e $0,55 \text{ mg/L}$. Mantendo o K^+ como o cátion alcalino dominante ao longo de todos os regimes hidrológicos, com aumento relativo durante o período seco. A hierarquia observada para esta área foi $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Rb}^+ > \text{Li}^+ > \text{Cs}^+$.

Na área periurbana, durante a seca, os valores de Na^+ variaram entre $0,01$ e $0,57 \text{ mg/L}$, e os valores de K^+ foram em torno de $0,06$ e $0,37 \text{ mg/L}$; e na cheia, Na^+ variou entre $0,357$ e $1,51 \text{ mg/L}$, enquanto que K^+ esteve com os valores entre $0,256$ e $0,701 \text{ mg/L}$. Nessa área, o

cátion dominante foi o Na^+ e a hierarquia foi $\text{Rb}^+ > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Li}^+ > \text{Cs}^+$. E na área urbana, ainda observou-se outra hierarquia, com predominância de $\text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Rb}^+ > \text{Li}^+ > \text{Cs}^+$, sendo o potássio o elemento mais abundante durante a estação seca de 2023, atingindo concentrações máximas superiores a 5,0 mg/L, enquanto que na cheia, esse valor reduziu, ocorrendo a abundância do Na^+ , que variou aproximadamente entre 0,428 e 5,88 mg/L.

Horbe *et al.* (2005) encontrou a hierarquia de $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$ no Puraquequara. Ao considerar os dois grupos de metais conforme os autores, a hierarquia encontrada neste estudo nos dois períodos, para a área rural foi $\text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$. Para a área periurbana, na seca encontrou-se $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$, e durante a cheia ocorreu alteração para $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$. Na área urbana também ocorreram alterações, na seca $\text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+}$ e na cheia $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+}$. Horbe *et al.* (2005) encontraram para os períodos chuvoso e seco no igarapé Água Branca e Puraquequara o valor de Na^+ entre 0,9 e 0,5 mg/L, K^+ entre 0,1 e 0,2 mg/L, Mg^{2+} de 0,14 a 0,7 mg/L, e Ca^{2+} entre 0,032 e <0,02 mg/L, ao comparar com estes, verifica-se que apenas as concentrações de Na^+ estiveram próximas às encontradas pelos autores, para o Mg^{2+} foram encontrados valores abaixo do descrito, e para os demais cátions, as concentrações no presente estudo foram superiores em todas as áreas (Tabela 2).

Os metais alcalinos traço (Li^+ e Cs^+) ocorreram em concentrações muito baixas ou não detectáveis, não alterando a hierarquia dominante em nenhuma das áreas. Os padrões obtidos foram consistentes ao longo dos diferentes regimes hidrológicos e evidenciam contrastes espaciais claros entre a área urbana e as bacias naturais quanto à composição e hierarquia dos metais dissolvidos. Apenas na área periurbana a hierarquia está alinhada com o padrão descrito para rios amazônicos pouco impactados, nos quais o Na^+ domina a fração alcalina dissolvida, derivada principalmente do intemperismo de silicatos e do aporte atmosférico (Stallard; Edmond, 1983). Estudos regionais indicam que esse padrão é relativamente conservativo ao longo do ciclo hidrológico, sendo modulado sobretudo pela intensidade da diluição sazonal (Duvoisin Jr *et al.*, 2025), comportamento também observado em grandes bacias tropicais de outras regiões do mundo (Meybeck, 2003).

Para os metais alcalino-terrosos (Be^{2+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Sr^{2+} e Ba^{2+}), diferente dos metais alcalinos, para as três áreas observou-se a sequência predominante de $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Ba}^{2+} \geq \text{Sr}^{2+} > \text{Be}^{2+}$, com concentrações de cálcio variando aproximadamente entre 0,0161 e 1,55 mg/L nas áreas rural e periurbana, com as maiores concentrações observadas durante o período de seca e magnésio entre 0,0006 e 0,337 mg/L, enquanto estrôncio e bário apresentaram valores

geralmente inferiores a 0,02 mg/L e o berílio ocorreu apenas em concentrações traço. Na área urbana, manteve-se semelhante, porém com concentrações substancialmente mais elevadas, com Ca^{2+} frequentemente acima de 10 mg/L e atingindo valores máximos superiores a 20 mg/L, Mg^{2+} próximo de 1 mg/L, Sr^{2+} variando aproximadamente entre 0,004 e 0,068 mg/L e Ba^{2+} entre 0,009 e 0,056 mg/L.

As três áreas de estudo apresentaram concentrações de íons lítio (Li^+) inferiores ao valor máximo permitido (VMP) de 2,5 mg/L estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005, caracterizando uma condição de baixos teores deste elemento no ambiente avaliado, cujo valores baixos são esperados para bacias pobres em íons. Entretanto, durante o período de cheia, observou-se um incremento nas concentrações, especialmente na área periurbana (0,0126 mg/L) e rural (0,0122 mg/L) (Tabela 2). Os íons sódio (Na^+) e potássio (K^+) apresentaram as concentrações mais elevadas entre os metais alcalinos, sendo detectados em níveis altos nas três áreas de estudo e em ambos os períodos sazonais (cheia e seca). As maiores concentrações para ambos os elementos foram observadas no ponto da área urbana.

Na área urbana, a inversão da hierarquia ($\text{K}^+ > \text{Na}^+$), associada a concentrações mais elevadas, é compatível com forte influência antrópica. O potássio é frequentemente relacionado a esgotos domésticos, detergentes e resíduos orgânicos em ambientes urbanos (Meybeck, 2003), e picos de Na^+ e K^+ são recorrentes em áreas urbanizadas (Prochnow *et al.*, 2009). A persistência desse padrão mesmo durante a cheia sugere fontes contínuas pouco moduladas pela sazonalidade hidrológica, comportamento também descrito em rios urbanos de outras regiões (Murphy *et al.*, 2024). Os metais alcalinos traço (Li^+ , Rb^+ e Cs^+) ocorreram em concentrações muito baixas ou não detectáveis, em consonância com estudos que apontam baixa mobilidade desses elementos em ambientes tropicais altamente intemperizados (Sánchez *et al.*, 2015).

Os metais alcalino-terrosos apresentaram os maiores contrastes espaciais do conjunto de dados. Nas bacias presentes na área periurbana e rural, a distribuição desses elementos reflete condições típicas de solos altamente lixiviados e pobres em bases trocáveis da Amazônia Central (Markewitz *et al.*, 2006; Marinho *et al.*, 2024). Na área urbana de Manaus, concentrações mais elevadas de Ca^{2+} e Mg^{2+} são compatíveis com influência urbana, possivelmente associada a materiais de construção, efluentes e contribuição de águas subterrâneas mais mineralizadas (Nábelková; Komínková, 2012; Carroll *et al.*, 2020). O enriquecimento relativo de Sr^{2+} e Ba^{2+} segue o mesmo padrão, sendo consistente com seu uso como traçadores de mineralização antrópica em sistemas urbanos tropicais e temperados

(Meybeck, 2003), enquanto o Be^{2+} manteve-se em concentrações traço, refletindo sua baixa mobilidade geoquímica.

O rubídio (Rb^+) também foi detectado em concentrações elevadas, com dinâmica sazonal distinta entre as bacias. Na área periurbana, o íon foi quantificado apenas no período de cheia, com uma concentração média de 0,660 mg/L. Em contraste, na área rural, a concentração máxima (1,375 mg/L) ocorreu na seca, extrapolando o valor registrado na cheia (0,564 mg/L). A origem desse elemento em maior concentração na área rural possivelmente ocorreu devido a presença de minerais como micas, feldspatos e argilas do solo, onde o rubídio substitui o potássio nas suas estruturas (Filho *et al.*, 1995); que durante a cheia foi lixiviado e elevou sua concentração, e durante a seca, devido o menor volume de água, a concentração aumentou. Observa-se ainda que nestas áreas, a concentração de K^+ e Na^+ também foi mais elevada com relação a área periurbana, o que corrobora para esta hipótese e indica que o Rb^+ possui origem natural do intemperismo de rochas e lixiviação. Na área urbana de Manaus, observou-se a tendência inversa, com a maior concentração média na cheia (0,993 mg/L) em relação à seca (0,077 mg/L), conforme tabela 2. Durante o estudo, não foram detectados traços de cério (Cs^+) nas amostras analisadas.

Tabela 2. Valores dos metais alcalinos e alcalino-terrosos (mg/L) identificados nas três áreas de estudo, nos períodos de seca e de cheia.

Área		Li ⁺	Na ⁺	K ⁺	Rb ⁺	Cs ⁺	Be ²⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Sr ²⁺	Ba ²⁺	
Rural	Seca	Mín.	0,0011	0,205	0,172	0,085	0	0,0001	0,0315	0,0161	0,006	0,0030
		Máx.	0,0015	0,567	0,663	1,76	0	0,0006	0,337	1,55	0,0146	0,0592
		Média	0,0012	0,382	0,494	1,375	0	0,0003	0,114	0,255	0,0077	0,0145
		D.P.	0,0002	0,145	0,171	0,504	0	0,0002	0,0842	0,360	0,003	0,0174
	Cheia	Mín.	0,0116	0,287	0,236	0,512	0	0,0006	0,037	0,106	0,0024	0,0054
		Máx.	0,0122	0,464	0,557	0,645	0	0,0006	0,109	0,265	0,0056	0,0158
		Média	0,0118	0,370	0,421	0,564	0	0,0006	0,072	0,175	0,0043	0,0111
		D.P.	0,0002	0,048	0,106	0,041	0	0,0000	0,023	0,042	0,0008	0,0026
Periurbana	Seca	Mín.	0,0003	0,01	0,067	0	0	0,0001	0,0006	0,064	0,0006	0,0005
		Máx.	0,0007	0,577	0,372	0	0	0,0003	0,0981	1,064	0,0020	0,0024
		Média	0,0005	0,350	0,192	0	0	0,0002	0,0462	0,477	0,0014	0,0014
		D.P.	0,0002	0,183	0,109	0	0	0,0000	0,0371	0,405	0,0005	0,0008
	Cheia	Mín.	0,0119	0,357	0,256	0,588	0	0,0004	0,0461	0,151	0,0025	0,0063
		Máx.	0,0126	1,51	0,701	0,752	0	0,0005	0,191	0,951	0,0088	0,0182
		Média	0,0122	0,634	0,498	0,660	0	0,0005	0,0846	0,326	0,0048	0,0088
		D.P.	0,0002	0,367	0,098	0,053	0	0,0000	0,0447	0,229	0,0021	0,0034

Urbana	Seca	Mín.	0,00003	0,566	0,313	0,01	0	0,0002	0,124	0,628	0,0043	0,0089
		Máx.	0,0001	1,72	5,46	0,195	0	0,0006	1,54	21,7	0,0632	0,0624
		Média	0,0001	1,127	3,034	0,077	0	0,0004	0,901	11,306	0,0343	0,0253
		D.P.	0,0000	0,378	1,611	0,051	0	0,0001	0,437	6,435	0,0170	0,0168
	Cheia	Mín.	0,0126	0,428	0,561	0,844	0	0,0004	0,12	0,495	0,0082	0,0123
		Máx.	0,0138	5,88	3,96	1,11	0	0,0006	1,11	25,1	0,0679	0,0557
		Média	0,0131	1,19	2,361	0,993	0	0,0005	0,783	13,767	0,0419	0,0305
		D.P.	0,0003	1,199	1,094	0,100	0	0,0000	0,319	8,133	0,0190	0,0138
Conama nº 357/2005			2,5	-	-	-	-	0,04	-	-	-	0,7

Mín: mínimo; Máx: máximo; D.P.: Desvio Padrão.

Os metais alcalino-terrosos apresentaram os maiores contrastes espaciais observados no conjunto de dados. O berílio (Be^{2+}), um metal alcalino-terroso que tem como fonte o intemperismo de minerais como o berilo (Ribeiro *et al.*, 2012), foi detectado em todas as áreas de estudo e em ambos os períodos sazonais, cheia e seca. Contudo, suas concentrações foram muito baixas, mantendo-se abaixo do valor máximo permitido de 0,04 mg/L para rios de classe 1 e 2, segundo a resolução CONAMA nº 357/2005 (Tabela 2).

O magnésio (Mg^{2+}) e o cálcio (Ca^{2+}) destacaram-se pelas maiores concentrações entre os metais alcalino-terrosos nas três áreas de estudo. Na área periurbana, as concentrações médias no período de seca foram de 0,046 mg/L para o Mg^{2+} e 0,477 mg/L para o Ca^{2+} . Contudo, durante a cheia, as concentrações médias foram de 0,084 mg/L e 0,326 mg/L, respectivamente, indicando um comportamento oposto para os dois cátions (Tabela 2). Na área rural, as maiores concentrações de magnésio e cálcio também ocorreram no período de seca, com valores médios de 0,114 mg/L (Mg^{2+}) e 0,255 mg/L (Ca^{2+}).

No período de cheia, foi observada uma discreta redução nos teores de ambos os elementos, que atingiram médias de 0,072 mg/L e 0,175 mg/L, respectivamente. Na área urbana, estes cátions mantiveram concentrações elevadas em ambos os períodos sazonais. O Mg^{2+} registrou uma concentração média ligeiramente superior na seca (0,901 mg/L) em comparação com a cheia (0,783 mg/L). Em contraste, o Ca^{2+} apresentou comportamento inverso, registrando sua menor concentração média na seca (11,306 mg/L) e a maior na cheia (13,767 mg/L) (Tabela 2).

As concentrações observadas de Ca^{2+} nas amostras das áreas, apesar de elevada na área urbana com relação às demais, ainda são inferiores quando comparadas ao descrito na literatura para regiões brasileiras como o centro-oeste e sul, entre 26 mg/L até acima de 100 mg/L (Frota,

2015), dessa forma é possível inferir que nas áreas coletadas, a água não apresenta risco de incrustação às tubulações apesar de ser necessário a realização de cálculos para medir o potencial de incrustação e da concentração de CaCO_3 , porém o valor de cálcio é abaixo do encontrado por Frota (2015) em um ponto de coleta com as menores concentrações de Ca^{2+} e seus cálculos demonstraram que não houve risco às tubulações.

O estrôncio (Sr^{2+}) apresentou concentrações elevadas na região de Manaus, superando os valores observados nas demais áreas. Tal elemento tem como principais fontes o intemperismo natural de rochas e solos, além de contribuições significativas de atividades humanas. Na área periurbana, as concentrações médias de Sr^{2+} foram de 0,0014 mg/L durante a seca e de 0,0048 mg/L na cheia. Na rural, os valores médios encontrados de Sr^{2+} foram de 0,0077 mg/L na seca e de 0,0043 mg/L na cheia. Na área urbana a concentração média de estrôncio foi de 0,0343 mg/L no período de seca, elevando-se ligeiramente para 0,0419 mg/L durante a cheia (Tabela 2).

O bário (Ba^{2+}) apresentou uma clara tendência de aumento das concentrações médias na sequência Urbano > Rural > Periurbano. Na região periurbana, as concentrações foram de 0,0014 mg/L durante a seca e 0,0088 mg/L durante a cheia. Na área rural, os valores foram de 0,0145 mg/L (seca) e 0,0111 mg/L (cheia). Na região urbana de Manaus, observaram-se as maiores concentrações, com 0,0253 mg/L na seca e 0,0305 mg/L na cheia (Tabela 2). Os metais alcalinos e alcalino-terrosos apresentaram diferença estatística significativa na sua concentração entre as áreas de estudo e entre os períodos sazonais estudados. No geral, boa parte dos metais analisados apresentaram diferença na sua concentração (Tabela 3).

Do ponto de vista normativo, as concentrações de Li^+ , Be^{2+} e Ba^{2+} permaneceram abaixo dos valores máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, adotada como referência também no âmbito estadual pelo Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas (IPAAM). É importante destacar ainda que esta resolução não enquadra as características naturais os rios amazônicos, as quais são distintas dos demais rios brasileiros. Um exemplo disso são os valores de pH quem pode ser encontrado abaixo de 4,5 nas bacias. Neste presente estudo também foi encontrado para a área rural o valor de pH em 4,7; a resolução apresenta valores ideais de pH entre 6,0 e 9,0 para águas de classe 2, porém valores de pH próximo a este foram encontrados para a área urbana, a qual sofre forte impacto antrópico. Conforme mencionado anteriormente sobre as bacias do Rio Amazonas, a presença de matérias húmicas

e fúlvicas fornecem a peculiaridade dessas águas (Silva *et al.* (2016); Ferreira *et al.*, 2021; Bastos *et al.*, 2024; Duvoisin Jr *et al.*, 2024).

A Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei nº 3.167/2007) e o Sistema Estadual de Meio Ambiente (Lei nº 3.785/2012) enfatizam que a avaliação da qualidade da água deve considerar tendências espaciais, temporais e o contexto de uso do solo, especialmente em sistemas naturalmente pouco mineralizados, como as águas pretas amazônicas. Nesse contexto, mesmo concentrações abaixo dos limites legais, como foi encontrado, podem indicar pressões antrópicas contínuas e processos iniciais de salinização em ambientes urbanos (Silva *et al.* (2016); Kaushal *et al.*, 2021; Marks *et al.*, 2024).

Tabela 3: Análise estatística do teste de Kruskal–Wallis dos metais alcalinos e alcalino terrosos da água entre as áreas de estudo em diferentes regimes hidrológicos de 2023 e 2024.

Ano	Período	Elemento	Tarumã- Açu	Tarumã- Mirim	Manaus	H	p
2023	Vazante	Na ⁺	80	526	1150	15,8	<0,001
2023	Vazante	K ⁺	82	618	2980	16,4	<0,001
2023	Seca	Na ⁺	441	237	1010	13,6	<0,001
2023	Seca	K ⁺	289	172	4600	16,8	<0,001
2024	Enchente	Na ⁺	568	379	829	18,9	<0,001
2024	Enchente	K ⁺	539	515	2060	18,2	<0,001
2024	Cheia	Na ⁺	443	362	926	18,8	<0,001
2024	Cheia	K ⁺	455	414	3420	21,1	<0,001
2023	Vazante	Mg ²⁺	6,9	169	1070	23,1	<0,001
2023	Vazante	Ca ²⁺	884	368	15700	24,0	<0,001
2023	Vazante	Sr ²⁺	1	6,99	45,9	23,8	<0,001
2023	Vazante	Ba ²⁺	1,18	7,77	22,2	21,6	<0,001
2023	Seca	Mg ²⁺	85,2	42,2	989	22,4	<0,001
2023	Seca	Ca ²⁺	98,5	23,2	11100	23,9	<0,001
2023	Seca	Sr ²⁺	1,75	—	32,9	18,7	<0,001
2023	Seca	Ba ²⁺	1,35	—	—	—	—
2024	Enchente	Mg ²⁺	87	97	953	17,4	<0,001
2024	Enchente	Ca ²⁺	435	183	18600	19,6	<0,001
2024	Enchente	Sr ²⁺	8,8	4,9	44,1	12,7	0,002
2024	Enchente	Ba ²⁺	18,2	13,9	25,1	13,6	0,001
2024	Cheia	Mg ²⁺	60,8	80,7	985	21,4	<0,001
2024	Cheia	Ca ²⁺	206	188	17700	19,2	<0,001
2024	Cheia	Sr ²⁺	2,9	4,2	61	17,4	<0,001
2024	Cheia	Ba ²⁺	6,9	11,1	38,2	20,5	<0,001

A PCA foi realizada por estação hidrológica e os dados mostram os parâmetros físico-químicos, metais alcalinos e alcalino-terrosos, evidenciando um gradiente, de múltiplas variáveis, dominante de mineralização da água, cuja porcentagem alterou de acordo com o período, representado pelo PC1. Em todos os casos, houve forte associação com a condutividade elétrica e pH. No período de transição entre seca e cheia (enchente) a PC1 (64%) explicou que as concentrações de Mg^{2+} , K^+ , Sr^{2+} , Ba^{2+} e Ca^{2+} estavam fortemente relacionadas ao gradiente de mineralização da água e a PC2 (14,1%), que explica uma fração menor da variabilidade total, associada a presença de elementos-traço que influenciam na mineralização, apresentou que não houve variabilidade secundária. Observa-se no gráfico e os valores médios na Tabela 4, que os scores (pontos no gráfico/amostra de água) demonstram grande dispersão tanto com relação positiva, quanto negativa. Isso indica que as composições hidroquímicas das amostras de água são heterogêneas e que as bacias da área urbana possuem alta mineralização, visto sua grande relação com o principal gradiente de mineralização, enquanto que as águas da área rural e periurbana apresentam baixa mineralização. Este padrão foi observado durante todos os períodos hidrológicos.

Durante a cheia, a PC1 (77,2%) explicou que além dos íons presentes na enchente, o Na^+ , Li^+ e Rb^+ também foram contribuintes na mineralização da água. No período de transição de cheio para o seco (vazante) os elementos Rb^+ e Li^+ atuaram com baixa relação ao grau de mineralização ao longo de PC1 (61,9%), e a PC2 (13,7%) aponta o Be^{2+} como elemento de menor influência na composição das amostras.

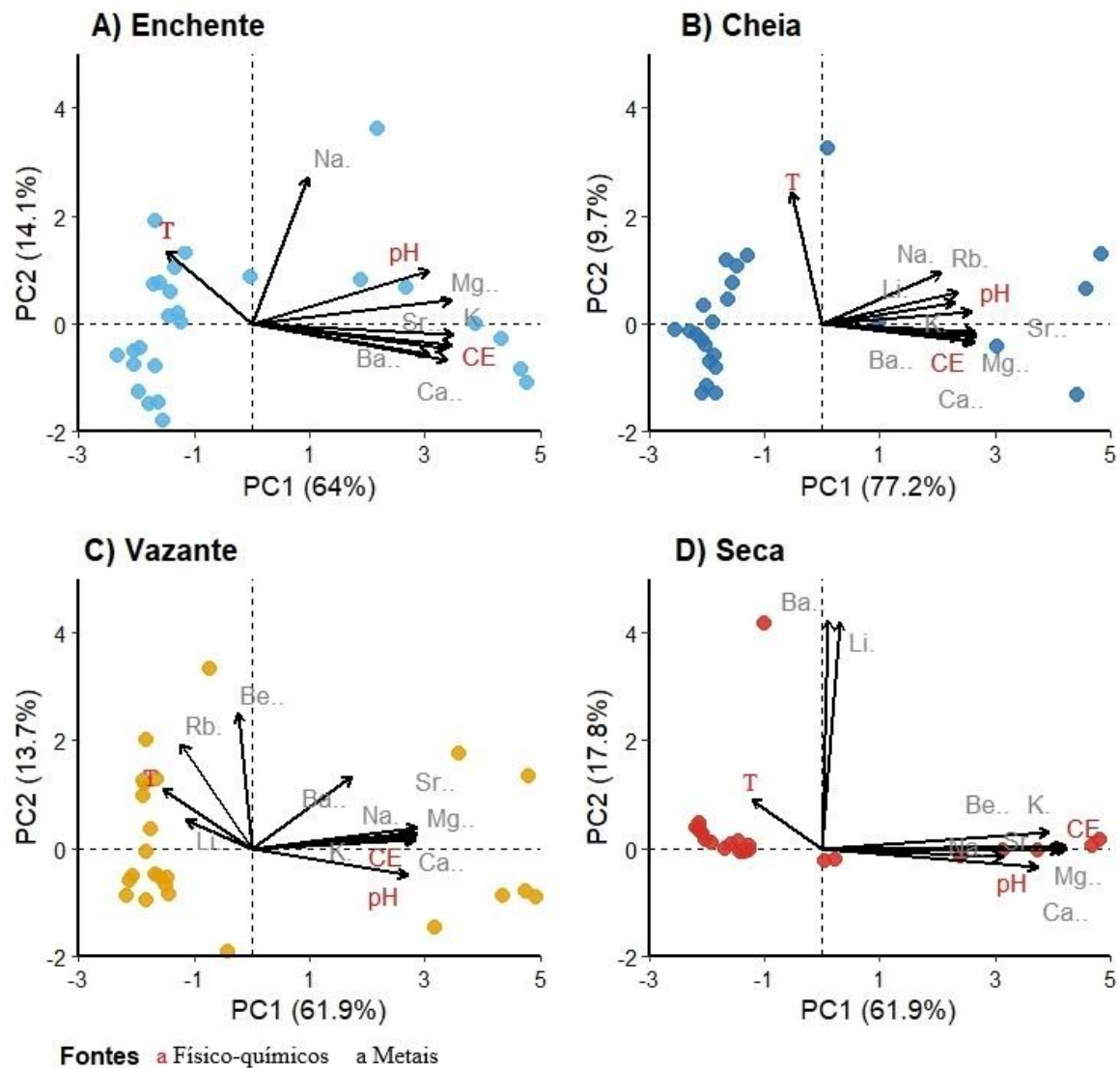


Figura 13: Análise dos Componentes Principais (PCA) em diferentes períodos sazonais dos parâmetros físico-químicos e metais alcalinos e alcalino-terrosos. O PC1 (52,6%) representa o principal gradiente de mineralização da água, enquanto o PC2 (11,7%) reflete menor variabilidade geoquímica associada a elementos-traço.

O período de seca apresenta um contraste com relação aos demais períodos quanto a dispersão das amostras, com intensa homogeneização hidroquímica e PC1 (61,9%) está fortemente influenciada pelos íons Mg^{2+} , K^+ , Sr^{2+} , Be^{2+} , Na^+ e Ca^{2+} e a PC2 (17,8%) está relacionada ao Ba^{2+} e Li^+ . Estes resultados evidenciam que a influência sazonal controla o grau de mineralização da água e consequentemente sua composição hidroquímica (Figura 13).

Tabela 4. Variação das concentrações mineralógicas por estação das áreas de estudo.

Estiagem/Seca			
Local	PC1 (média ± DP)	PC2 (média ± DP)	Padrão multivariado
Periurbana	-1,20 ± 0,40	-0,10 ± 0,25	Baixa mineralização
Rural	-1,05 ± 0,45	-0,15 ± 0,30	Baixa mineralização
Urbana	2,25 ± 0,90	0,30 ± 0,45	Alta mineralização
Chuvoso/Cheia			
Local	PC1 (média ± DP)	PC2 (média ± DP)	Padrão multivariado
Periurbana	-1,00 ± 0,30	-0,05 ± 0,20	Baixa mineralização
Rural	-0,90 ± 0,30	-0,10 ± 0,25	Baixa mineralização
Urbana	1,90 ± 0,65	0,20 ± 0,35	Alta mineralização

A análise de componentes principais (PCA) forneceu uma visão integrada dos processos discutidos. O PC1, associado à condutividade elétrica e aos principais cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+), representa um gradiente dominante de mineralização das águas (Figura 13), padrão amplamente descrito em análises multivariadas de bacias tropicais e urbanas (Ferreira et al., 2021; Marks et al., 2024). ç

6. CONCLUSÃO

Os resultados foram obtidos de dois anos consecutivos de seca na Amazônia influenciada pelos eventos El Niño e a anomalia na temperatura na superfície do Atlântico Norte, que ocorreram no mesmo período e alteraram o regime da precipitação na região, resultando em déficit no nível do Rio Negro em 2024. Esse evento resultou em consequências ambientais, como a morte de mamíferos e peixes em ambiente aquático e o aumento do número de incêndios; além de consequências no âmbito social, devido a deslizamentos de terra, prejuízo no abastecimento de água e a interrupção de transportes fluviais, o que impactou diretamente a economia, acesso a serviços de educação, saúde e assistência social.

A pluviosidade mais intensa do primeiro trimestre atua como principal fator modulador das variações físico-químicas e iônicas, visto que em todas as áreas, durante o período de cheia, ocorreu a concentração de alguns metais. Foi possível identificar dois padrões espaciais distintos: as bacias dos rios Tarumã-Açu (área periurbana) e Tarumã-Mirim (área rural) mantiveram características típicas de sistemas naturais de águas pretas (pH ácido e baixa condutividade elétrica e mineralização), enquanto a área urbana de Manaus (bacias do São Raimundo, Educandos, Gigante e Puraquequara) apresentou assinaturas de impacto antrópico, com águas de neutras a alcalinas, alta condutividade e elevadas concentrações iônicas (principalmente sódio, potássio, cálcio e magnésio), especialmente durante o período seco.

As diferenças espaciais, estatisticamente significativas para pH e condutividade, persistiram ao longo de todos os regimes hidrológicos, demonstrando a resiliência do gradiente natural e a clara influência antropogênica no ambiente urbano. Embora concentrações elevadas de alguns íons tenham sido registradas na área urbana de Manaus, os valores foram abaixo quando comparadas a outras regiões do país, não fornecem risco de incrustação na tubulação de captação para fornecimento de água na região e permaneceram dentro dos limites normativos vigentes, o qual não é adequado para classificar as bacias de água preta devido suas características naturais específicas. Dessa forma, o fator espacial (natural vs. antropizado) é o maior determinante para a composição das águas, além do controle de chuva, definindo compartimentos hidroquímicos claramente distintos na paisagem estudada. Portanto, ao considerar o regime pluviométrico, estes resultados podem ser reflexo de uma assinatura de ano atípico, porém novos estudos são necessários para comparar os valores de concentrações de metais alcalinos e alcalino-terrosos para verificar se a seca ocasionou alteração nas suas concentrações normais para anos neutros.

7. REFERÊNCIAS

- AGUIAR, C. J. B. **Carta Hidrogeológica da cidade** de Manaus. Manaus: CPRM, 2002.
- ALEIXO, N. C. R.; DE PAULA, L. B. C. Precipitação pluvial e episódios intensos na cidade de Manaus—Am. **Revista Ciência Geográfica**, v. 27, n. 2, p. 878 - 894, 2023.
- ALEIXO, N. C. R.; SILVA NETO, J. C. A. Variabilidade Climática e transformação da paisagem no município de Tefé-AM In: SILVA, A.L.C; BENINI, S.M; DIAS, L.S. **Fórum ambiental: uma visão multidisciplinar da questão ambiental**. 2. ed. v. 1 Tupã: ANAP, p. 225-241, 2015.
- ANA. **Agência Nacional de Águas**. 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br>. Acesso em: 21 de ago. de 2025.
- ANDRADE, J. S.; DE OLIVEIRA, L. B. Caracterização dos Anos-Padrão Pluvial em Manaus-AM. *Revista Verde Grande: Geografia e Interdisciplinaridade*, v. 6. n. 2, p. 334-348, 2024.
- ARCOS, A. N.; CUNHA, H. B. Avaliação dos impactos da poluição nas águas superficiais de um afluente do rio Solimões na Amazônia Central Brasileira. **Caminhos da Geografia**, v. 22, n. 80, p. 1-14, 2021. <http://doi.org/10.14393/RCG228053079>

ARCOS, A. N.; CUNHA, H. B. Índice de qualidade de água (IQA) e balneabilidade em praias de água doce no rio Negro, Manaus (Amazonas). **Revista Espinhaço**, v. 11, n. 1, p. 1-15, 2022. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7108333>

ARCOS, A. N.; SILVA, J. S.; CUNHA, H. B. Grupo coliforme fecal como indicador de balneabilidade em praia de água doce no rio Negro, Amazonas. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 7, e238974015, 2020.

ARCOS, A. N.; TRIGO, A. R. T. V.; OLIVEIRA, C. C. R. D.; REBELO, M. A.; SILVA, L. E. D. S.; MONTEIRO, M. T. F.; CUNHA, H. B.; FERREIRA, S. J. F.; SILVA, M. L. D. Seasonal variation and chemical composition of total precipitation and throughfall in an urban forest fragment in the Central Brazilian Amazon. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 30, e40, 2025. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.302520250014>

ARRAES, F. D. D.; ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; FROTA JUNIOR, J. I.; SANTOS, J. C. N. Identificação de íons determinantes da condutividade elétrica nas águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, v. 40, n. 3, p. 346-355, 2009.

AVERILL, B. **General chemistry: principles, patterns, and applications**. Vol 1. Saylor Academy, USA, 2011.

BANHOS, E. F. D.; ALBUQUERQUE, P. M.; OLIVEIRA, R. L.; LOIOLA, S. K. S. D.; SILVA, S. N.; BATISTA, C. E.; CORREA NETA, A. S.; CAVALCANTE, L. F. Q.; DUVOISIN JR, S. Distribuição espacial e temporal de elementos potencialmente tóxicos na área urbana da bacia do São Raimundo em Manaus, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 20, e3036, 2025. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.3036>

BASTOS, A. S.; FERREIRA, S. J. F.; GASTMANS, D.; FREITAS, E. P. D.; BRITO, A. P. D.; ALMEIDA, C. N. D.; DUVOISIN, S. Chemical and isotopic changes in surface and groundwater in an urban watershed in the Central Amazon. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 29, n. 7, p. 1-14, 2024. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.292420240007>

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília. Disponível em:

https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&view=processo&id=1835. Acesso em: 21 de ago. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes e da outras providencias.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília.

Disponível

em:

https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450.

Acesso em: 21 de ago de 2025.

BRASIL. **Vigilância e Controle da qualidade da água para consumo humano.** Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2006.

BRINGEL, S. R. B.; GUTIERREZ, D. M D. **Águas da Amazônia: natureza e desafios contemporâneos.** Editora Inpa, Manaus, 2024, 244 p.

CASTRO, B.L. Análise de dureza de água superficial e subterrânea e os possíveis impactos ao uso industrial na cidade de Itumbiara Goiás. Monografia (Graduação em Engenharia Elétrica). Instituto Federal de Goiás. Itumbiara, 2024.

CARAPETO, C. **Poluição das águas: causas e efeitos.** Universidade Aberta. Lisboa, 1999.

CARROLL, R.; REYNOLDS, J. K.; WRIGHT, I. A. Geochemical signature of urbanisation in Blue Mountains upland swamps. **Science of the Total Environment**, v. 714, 134393, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134393>

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Fundamentos do controle de poluição das águas.** São Paulo, 2018.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos.** Brasília, 2011.

CONSTANTINO, L. R.; BENTO, L.R.; SANTOS, V.S.; Silva, L. S.; TADINI, A. M.; MOUNIER, S.; PICCOLO, A.; SPACCINI, R.; CORNÉLIO, M. L.; PASCHOAL, F. M. M.; SARGENTINI JUNIOR, E.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Seasonal studies of aquatic humic substances from Amazon rivers: Characterization and interaction with Cu(II), Fe(II), and

Al(III) using EEM-PARAFAC and 2D FTIR correlation analyses. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.196, n. 595, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12729-5>

COSTA, E. B. S.; SILVA, C. L.; SILVA, M. L. Caracterização física de bacias hidrográficas na região de Manaus – AM. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 14, n. 46, p. 93-100, 2013.

COSTA, J. S. **Relatório de situação bacia hidrográfica do Tarumã-Açu: transformações antrópicas e qualidade da água**. 1 ed. Manaus, AM: ed. do autor, 2020.

COSTA, J. R.; TAPIA-CORAL, S.; SOARES, E.; MOTA, A.; SILVA, A. Conflitos na Área de Preservação Ambiental Tarumã-Açu/Tarumã-Mirim: proteger para quem? **Cadernos de Agroecologia**, v. 6, n. 2, 2011.

CUNHA, A. C.; DA CUNHA, H. F. A.; TAKIYAMA, L. R.; DA SILVA, M. S.; SILVEIRA, O. F.; PANTOJA, S.; DE SIQUEIRA, E. Q. Approaches to Evaluation of Self-Purification in Estuarine Rivers of Southeast of Amapá State - Brazil. **Pesquisas Em Geociências**, v. 28, n. 2, p. 487 - 496, 2001. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.20322>

CUNHA, A. C.; DA CUNHA, H. F. A.; TAKIYAMA, L. R.; DA SILVA, M. S.; SILVEIRA, O. F.; PANTOJA, S.; DE SIQUEIRA, E. Q. Approaches to Evaluation of Self-purification in Estuarine Rivers of Southeast of Amapá State Brazil. In: **ABEQUA -VIII Congresso da Associação Brasileira do Quaternário: Período**. Mariluz, Imbé - Rio Grande do Sul. 2002.

DAMACENA, M.E.M; SANTOS, T.F; MONTE, E.R; ALBUQUERQUE, C.C. Ações operacionais e regulatórias no enfrentamento da estiagem de 2024 em Manaus/Am. **Revista REGEO**, v. 16, n. 5, p. 1-16. São José dos Pinhais, 2025.

DAMASCENO, S. B. **Reestruturação do comitê de bacia hidrográfica do rio Tarumã-Açu**. 84f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos), Universidade do Estado do Amazonas, Manaus, 2018.

DAMASCENO, S. B.; SIMÃO, M. O. D. A. R. Subsídios para estudos sobre a governança na bacia hidrográfica do Tarumã-Açu, Manaus, Amazonas. **Universidade e Meio Ambiente**, v. 8, n. 2, p. 162-185, 2023.

D'ÁVILA JUNIOR, J.C.M.; VIEIRA, A.F.S.G. Padrões pluviométricos da cidade de Manaus-AM: 1986 a 2015. **Boletim Paulista de Geografia**, v.102, p. 1-31, 2019.

DE FREITAS, R. G. **Química geral e físico-química: problemas e exercícios de Química**. 10a Edição, Vestseller. Fortaleza, 2007.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. São Paulo: Oficina de textos. 2016.

DIB, B. S.; CANHOTO, O. M. F.; MORAES, R. P. G.; SILVA, I. R. Saneamento Básico: Impactos ambientais causados pelo despejo de esgoto no Rio Negro (Amazonas-Brasil). **Research, Society and Development**. v. 11, n. 13, e506111335693, 2022. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i13.35693>

DUVOISIN JR.S.; ALBUQUERQUE, P. M.; OLIVEIRA, R. L. E.; DE LOIOLA, S. K.; NETA, A. S.; BATISTA, C. E.; ARCOS, A. N.; BANHOS, E. F. A Water Quality Index for the Black Water Rivers of the Amazon Region. **Water**, v. 17, n. 6, 833, 2025. <https://doi.org/10.3390/w17060833>

DUVOISIN JR.; S.; ALBUQUERQUE, P. M.; BANHOS, E. F.; OLIVEIRA, R. L.; BATISTA, C. E.; RIBEIRO, I. O.; LOIOLA, S. K. S.; NETA, A. S. C.; MORAES, C. R. F. Hydrographic Basins in the City of Manaus, Amazonas, Brazil: Monitoring of the Water Quality in the São Raimundo Basin Between 2020 and 2021. **Water Air Soil Pollut**, v. 235, n. 191, 2024. <https://doi.org/10.1007/s11270-024-06990-0>

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FELTRE, R. **Química Geral**, v. 1. 6 ed. São Paulo: Moderna, 2006.

FERREIRA, S. F.; PINEL, S., RÍOS-VILLAMIZAR, E. A.; MIRANDA, S. A. F.; PASCOALOTO, D.; VITAL, A. R. T.; MONTEIRO, M. T. F.; SILVA, M. S. R.; CUNHA, T. R. B.; SANTOS, A. S.; BENDER, S.; CUNHA, H. B. Impact of rapid urbanization on stream water quality in the Brazilian Amazon. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09621-7>

FIA, R.; TADEU, H.C.; MENEZES, J.D.; FIA, F.R.L.; OLIVEIRA, L.D. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 267-275, 2015.

FILHO, A.T; MUZUSAKI, A.M.P; KAWASHITA, K; TORQUATO, J.R. Datação de rochas sedimentares pelos métodos radiométricos rubídio-estrôncio (Rb/Sr) e potássio-argônio (K/Ar). In: **Revista de Geologia**, v. 8. Ceará, Universidade Federal do Ceará, 1995 p.191-219.

GAMA, D.A. **A aplicabilidade da resolução CONAMA n° 357/2005 no enquadramento dos corpos d'água na bacia do Rio Purus: um instrumento válido para as águas Amazônicas?**. 2009, 132 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) – Graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 209. Disponível em: <https://tede.ufam.edu.br/bitstream/tede/5071/5/Disserta%c3%a7%c3%a3o%20-%20D%c3%a9bora%20dos%20Anjos%20Gama.pdf>. Acesso em 24 set. 2026.

GENG, X; KUG, J.S; SHIN, N.Y; ZHANG, W; CHEN, H.C. On the spatial double peak of the 2023-2024 El Niño event. **Communications Earth & environment**. v. 5, n. 691. 2024.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2020. **Mapa de Províncias Estruturais Brasil, 1:12.000.000**. Disponível em: <https://ibge.gov.br/apps/macrocaracterizacao>. Acessado em 28 jul. 2025.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geografia do Brasil**. Rio de Janeiro, 2006.

HORBE, A.M.C; GOMES, I.L.F; MIRANDA, S.F; SILVA, S.R. Contribuição à hidroquímica de drenagens no Município de Manaus – AM. **Acta Amazonica**. V. 35, n. 2. 2005.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de dados Meteorológicos Para Ensino e Pesquisa–BDMEP**, 2025. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em 01 de outubro de 2025.

Jiang, N., Zhu, C., Hu, ZZ. *et al.* Enhanced risk of record-breaking regional temperatures during the 2023–24 El Niño. **Scientific Reports**. V. 14 , n. 2521, 2024.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F. Flood pulse and connectivity in the Amazon. In **Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management** (Ecological Studies, Vol. 210). Springer, 2011. Disponível em: <https://www.amazon.com/Amazonian-Floodplain-Forests-Ecophysiology-Biodiversity/dp/9400733631>

KAUSHAL, S. S., Likens, G. E.; Pace, M. L.; Reimer, J. E.; Maas, C. M.; Galella, J. G. et al. Freshwater salinization syndrome: From emerging global problem to managing risks. **Biogeochemistry**, v. 154, p. 287-308, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00784-w>

LACHI, A. M. C.; DE SOUZA, M. G.; DA CUNHA ALBUQUERQUE, A. R. O processo de crescimento urbano e os impactos nas Bacias Hidrográficas do Município de Manaus entre 1860-1990. In: **Meio ambiente e seus desafios: Estudos Contemporâneos**, Vol 1. Ruwer, L. M. E. (Org.). Belo Horizonte: Editora Poisson, 2020.

LEITÃO, M. D. V. L.; WACHHOLZ, F.; DESCOVI FILHO, L. L. V. Qualidade da água superficial do Rio Tarumã-Açu/Amazonas, Brasil. **Revista Presença Geográfica**, v. 10, n. 1, p. 124-139, 2023.

LEITÃO, V. R.; LEITÃO, R. R. Contaminação Ambiental por Metais Pesados: Uma Revisão Sistemática de Revisões sobre Impactos Ecotoxicológicos, Riscos à Saúde Humana e Estratégias de Mitigação. **Journal of Convergent Scientific Inquiry**, v. 1, n. 3, p. 1-12, 2025. <https://doi.org/10.5281/zenodo.15807260>

LIMA, A. M; SANTOS, F. F. análise das propriedades físico-químicas e de metais potencialmente tóxicos na água do rio claro, próximo a cidade de JATAÍ – GO. **Revista Ciências Exatas E Naturais**, v. 14, n. 2. 2012.

LIRA, S. A. **Reserva de desenvolvimento sustentável do Tupé: avaliação de condições socioambientais da comunidade Nossa Senhora do Livramento, Manaus - AM**. 2014. 127 f. Dissertação (Mestrado em Sociedade e Cultura na Amazônia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2014.

MACENA, L. S. S.; COSTA, R. C. A cidade como espaço do risco: estudo em bacias hidrográficas de Manaus, Amazonas-BR. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 1, n. 4, p. 318-330, 2012.

MACIEL, J.S.C; SANTOS, A.L.M.R; ALMEIDA, H.R.O; SENNA, R.C; LOUREIRO, L.S. GUIMARÃES, B.A; Fatos e fontes da estiagem de 2024-2024 na Bacia do Amazonas. **Revista Aracê**. v. 7, n. 12, p. 1-17. 2025.

MARENGO, J.A; FISCH, G. Clima da Região Amazônica. In: CAVALCANTI, I.F.A; FERREIRA, N.J. **Clima das regiões brasileiras e variabilidade climática**. 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2021. p. 12-52.

MARINHO, R. R.; MARTINEZ, M. R.; OLIVEIRA, T. C. S.; MOREIRA, W. P.; CARVALHO, L. A. S.; MOREIRA-TURCQ, P.; HARMEL, T. Estimating the colored

dissolved organic matter in the Negro River, Amazon Basin, with in situ remote sensing data. **Remote Sensing**, v. 16, n. 4, 613, 2024. <https://doi.org/10.3390/rs16040613>

MARKEWITZ, D.; FIGUEIREDO, R. O.; DAVIDSON, E. A. CO₂-driven cation leaching after tropical forest clearing. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 88, n. 1, p. 214–219, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2005.08.042>

MARKS, J. C.; Cravotta III, C. A.; Rossi, M. L.; Silva, C.; Kremer, P.; Goldsmith, S. T. Exploring spatial and temporal symptoms of the freshwater salinization syndrome in a rural to urban watershed. **Science of the Total Environment**, v. 906, 174266, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174266>

MARQUES, M. B. L.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Efeitos ecotoxicológicos de metais aos organismos aquáticos. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 14, n. 4, p. 85-95, 2018.

MARQUES, S. M.; PINHEIRO, J. H. P. A. Algas como bioindicadores da qualidade da água. **Revista Científica ANAP Brasil**, São Paulo, Brasil, v. 10, n. 19, 2017.

MATTOS, F. V.; CLARINDO, M. D.; OLIVEIRA, R. L.; SOARES DE LOIOLA, S. K.; NETA, A. S. C.; ARCOS, A. N.; SIQUEIRA, D.; DUVOISIN JUNIOR, S. Comparative evaluation of the water quality of the Tarumã-Açu and Tarumã-Mirim urban basins in Manaus–Amazonas, Brazil. **Urban Water Journal**, p. 1-15, 2026. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2026.2613224>

MELO, E. G. F.; SILVA, M. DO S. R. DA; MIRANDA, S. Á. F. Influência antrópica sobre águas de igarapés na cidade de Manaus – Amazonas. **Caminhos de geografia**, v. 5, n. 16, p. 40–47, 2006.

MELO, E. G. F.; SILVA, M. S. R.; MIRANDA, S. A. F. Influência antrópica sobre águas de igarapés na cidade de Manaus – Amazonas. **Caminhos de Geografia**, v. 5, nº 16, p. 40-47, 2005.

METCALF, L.; EDDY, H. P.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse** (Vol. 4). New York: McGraw-Hill, 2004.

MEYBECK, M. Global analysis of river systems: From Earth system controls to Anthropocene syndromes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 358, p. 1935–1955, 2003. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1379>

MIRANDA, M. J. O. **O Uso De Geotecnologias Na Análise Temporal Do Processo De Expansão Urbana Sobre A Bacia Hidrográfica Do Puraquequara: Manaus - Am.** 2017. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2017.

MUANDO, R. F. **Determinação de Metais Alcalinos e Alcalino-terrosos em Água Engarrafada Comercializada nas Cidades da Matola e Maputo.** Monografia (Licenciatura em Química Industrial). Universidade Eduardo Mondlane, Maputo, 2024.
<http://196.3.97.28/bitstream/123456789/3713/1/2024%20-%20Muando%2c%20Ronaldo%20Francisco%20.pdf>

MURPHY, S. F.; RUNKEL, R. L.; STETS, E. G.; NOLAN, A. J.; REPERT, D. A. Urbanization and water management control stream water quality along a mountain to plains transition. **Water Resources Research**, 60, e2023WR035633, 2024.
<https://doi.org/10.1029/2023WR035633>

NÁBELKOVÁ, J.; KOMÍNKOVÁ, D. Trace metals in the bed sediment of small urban streams. **The Open Environmental & Biological Monitoring Journal**, v. 5, n. 1, p. 48–55, 2012. <https://doi.org/10.2174/1875040001205010048>

NEVES, R. K. R. **Subsídios para planejamento e gestão dos recursos hídricos na bacia do rio Puraquequara - Am.** 2018. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos). Universidade do Estado do Amazonas, Manaus, 111 p., 2018.

NEVES, R. K. R; BATISTA, I. H; VIANA, A. L; FILHO, E. A. S; ALBUQUERQUE, C. C; SILVA, J. R. C; NETO, N. F. A; NEVES, E. P. L. Usos múltiplos da água na Bacia do Rio Puraquequara, Manaus, Amazonas. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 12. 2020.

NOWACKI, D. J.; OGSTON, A. S.; NITTROUER, C. A.; FRICKE, A. T.; ASP, N. E.; SOUZA FILHO, P. W. M. Seasonal, tidal, and geomorphic controls on sediment export to Amazon River tidal floodplains. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 44, n. 9, p. 1846–1859, 2019.
<https://doi.org/10.1002/esp.4616>

PERH. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Amazonas: PERH/AM; **Resumo executivo/Amazonas. Secretaria do Meio Ambiente, 2020.** Disponível em: https://pdfhost.io/v/UqxW5kzoW_PLANO_EST_DE_RECursos_HDRICOS_DO_AM_170820indd.pdf. Acesso em: 21 de ago. de 2025

PIEDADE, M. E. G.; ASSAYAG, J. R. R.; DOS SANTOS, T. D. A.; DE MELO, M. G. G.; DE AZEVEDO, J. D. A. M.; FILHO, J. S. D. Caracterização do regime hidrológico do rio Negro através da altimetria espacial. **Revista Geonorte**, v. 15, n. 49, p.01-13, 2024. <https://doi.org/10.21170/geonorte.2024.V.15.N.49.01.13>

PIEDADE, M.T.F; VAL, V.M.F.A; LOPES, A; HENRIQUE, H.S; FE, L.M.L; WITTMANN, F. Organismos aquáticos e de áreas umidades em uma Amazônia em transição. **Ciência e Cultura**, v. 66, n. 3, 2014.

PINHEIRO, K. S. F.; CAMPOS, J. E. G.; DE SOUSA, C. J. D. S.; SÍRIO, D. D. L. N. Hidroquímica e análise da capacidade de autodepuração do Rio Paciência, Ilha do Maranhão, Nordeste do Brasil. **Geociências**, v. 44, n. 1, p. 83-101, 2025.

PINTO, A. G. N.; Horbe, A. M. C.; Silva, M. D. S. R. D.; Miranda, S. A. F.; Pascoaloto, D.; Santos, H. M. D. C. Efeitos da ação antrópica sobre a hidrogeoquímica do rio Negro na orla de Manaus/AM. **Acta Amazônica**, v. 39, n. 3 p. 627-638, 2009.

PORTO DE MANAUS. **Nível do rio Negro**. 2025. Disponível em: <https://www.portodemanaus.com.br/>. Acesso em: 9 de set. de 2025.

PROCHNOW, T. R.; PROCHNOW, E. A.; LIBERMAN, B. Efeitos antrópicos sobre concentrações de metais alcalinos na região da microbacia do Arroio Araçá, Canoas – Rio Grande do Sul. **Química Nova**, v. 32, n. 7, p. 1782-1786, 2009.

QUEIROZ NETO, J. C.; CARVALHO DE ALBUQUERQUE, C.; BATISTA, I. H. Qualidade da água e definição de parâmetros preponderantes para monitoramento no Rio Puraquequara, Manaus, Amazonas, Brasil. **Boletim de Geografia**, v. 41, p316-336, 2023. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v41.a2023.e66628>

QUEIROZ, L. G.; CARDOSO-SILVA, S.; SILVA, D. C. V. R.; FERREIRA, K. S.; RANIBORGES, B.; PÔMPEO, M. Microplásticos como vetor de metais em ecossistemas aquáticos de água doce. In **Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2022.

R CORE TEAM, R. D. C. R: **A language and environment for statistical computing**. R foundation for statistical computing. Vienna, Austria, 2023.

- RAGHURAMAN, S.P; SODEN, B; CLEMENT, A; VECCHI, G; MENEMENLIS, S; YANG, W. The 2023 global warming spike was driven by the El Niño-Southern Oscillation. **European Geosciences Union**. V. 24, n. 19. 2024.
- RIBEIRO, E. V; MAGALHÃES JR, A. P; HORN, A. H; TRINDADE, W. M. Metais pesados e qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora – MG. **Geonomos**, v. 20, n. 1, p. 49-63, 2012.
- RICHEY, J. E.; MELACK, J. M.; AUFDENKAMPE, A. K.; BALLESTER, V. M.; HESS, L. H. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. **Nature**, v. 416, p. 617–623, 2002. <https://doi.org/10.1038/416617a>
- RICKLEFS, R.; RELYEA, R. **A economia da Natureza**. 7 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2016.
- RUSSELL, J. B. **Química geral**. Volume I. 2a Edição, Pearson Universidades. São Paulo, 1994.
- SANAE, R.; AIMAD, A.; KARIM, B.; JAMAA, H.; NOUREDDINE, E.; MOHAMED, F. The impact of physicochemical parameters and heavy metals on the biodiversity of benthic macrofauna in the Inaouene Wadi (Taza, North East Morocco). **Journal of Ecological Engineering**, v. 22, n. 7, p. 231-241, 2021.
- SÁNCHEZ, L. S. H.; HORBE, A. M. C.; MOQUET, J. S.; SONDAG, F.; GUYOT, J. L. Variação espaço-temporal do material inorgânico dissolvido na bacia Amazônica. **Acta Amazônica**, v. 45, n. 2, p. 175-186, 2015. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201402722>
- SANTOS, C. A. C. D.; SATYAMURTY, P.; SANTOS, E. M. D. Tendências de índices de extremos climáticos para a região de Manaus-AM. **Acta Amazônica**, v. 42, n. 3, p. 329-336, 2012.
- SANTOS, M. S.; DE LIMA, A. A.; TRIGO, A. R. T. V.; ARCOS, A. N. Avaliação da qualidade da água da praia da lua no rio Negro, Manaus–Amazonas. **Revista Geonorte**, v.14, n.44, p.185-202, 2023. <https://doi.org/10.21170/geonorte.2023.V.14.N.44.185.202>
- SANTOS, T. O.; DE ANDRADE FILHO, V. S.; DOS SANTOS FRANÇA, R.; DE BRITO GOMES, W.; ROCHA, V. M. Caracterização e variabilidade climática baseada em séries de temperatura e precipitação nos municípios de Manaus (AM) e Belém (PA). **Entre-Lugar**, v. 12, n. 24, p. 321-345, 2021.

SANTOS, T.G; NASCIMENTO, M.J.L. Impactos ambientais e socioeconômicos da estiagem nas comunidades da bacia do Tarumã. **Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação**. v. 11, n. 5. São Paulo, 2025.

SHRIVER, D.F; ATKINS, P.W. **Química Inorgânica**. 3ª ed. São Paulo: Artmed, 2003.

SILVA, M.S.R; MIRANDA, S.A.F; SANTANA, G.P. Bacia hidrográfica do Rio Amazonas: Condições de suas águas versus Resolução N° 357/CONAMA/2005. **Scientia Amazonia**. V. 6, n. 2, p. 83-90. 2016.

SILVA FILHO, E. D.; DA SILVA, A. B.; GUERRA, C. B. G.; DA MOTA DANTAS, G.; DA SILVEIRA, P. L. N.; AUGUSTO, E. A. Impactos da contaminação por metais pesados e parâmetros físico-químicos na qualidade da água do Rio Piancó: implicações ambientais e para a saúde coletiva. **Revista de Gestão e Secretariado**, v. 16, n. 7, p. e5028-e5028, 2025. <https://doi.org/10.7769/gesec.v16i7.5028>

SILVA, B. M. S.; Morales, G. P.; Gutjahr, A. L. N.; Faial, K. C. F.; Carneiro, B. S. Bioaccumulation of trace elements in the crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) from the macrotidal mangrove coast region of the Brazilian Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 214, p. 1-15, 2018.

SILVA, M. D. S. R.; MIRANDA, S. Á. F.; DOMINGOS, R. N.; SILVA, S. L. R.; SANTANA, G. P. Classificação dos rios da Amazônia: uma estratégia para preservação desses recursos. **Holos Environment**, v. 13, n. 2, p. 163-174, 2013.

SIOLI, H. Das Wasser in Amazonasgebiet. **Fosch. Fortschr.** v. 26, p. 274-280, 1950.

SIOLI, H. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. In **The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin**. Dordrecht: Springer, 1984. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-94-009-6542-3>

SIOLI, H. Tropical River as expressions of their terrestrial environments. In: GOLLY, F.B.; MEDINA, E., eds. **Tropical ecological systems trends in terrestrial and aquatic research**. Berlin, Springer - Verlag, 1975. p. 289 – 312.

SIQUEIRA, L. F.; FILIZOLA JUNIOR, N. Estudo hidrológico do efeito de barramento hidráulico no rio Tarumã-Açu, Manaus-AM. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 22, n. 2, p. 315-335, 2021. <https://doi.org/10.20502/rbg.v22i2.1752>

SOARES, B. S.; WACHHOLZ, F.; PEREIRA FILHO, W. Caracterização do pH, total de sólidos dissolvidos, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido no baixo rio Tarumã-Açu (Amazonas, Brasil). **Revista Presença Geográfica**, v. 10, n. 1, p.140-155, 2023.

<https://doi.org/10.36026/rpgeo.v10i1.7318>

SOUZA FILHO, E. A.; ALVES, S. B. D. S. M.; NEVES, R. K. R.; BATISTA, I. H.; DE ALBUQUERQUE, C. C.; DAMASCENO, S. B.; DO NASCIMENTO, D. A. Estudo comparativo de aspectos físico-químicos entre águas da microbacia do mindu e igarapés sob influência antrópica na cidade de Manaus-AM. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 2419-2433, 2020.

SOUZA, P. A. D.; MELLO, W. Z. D.; MALDONADO, J.; EVANGELISTA, H. Composição química da chuva e aporte atmosférico na Ilha Grande, RJ. **Química Nova**, v. 29, p. 471-476, 2006.

SOUZA, R. C.; ALBUQUERQUE, P. M.; E OLIVEIRA, R. L.; DE LOIOLA, S. K. S.; BATISTA, C. E.; CORRÊA NETA, A. S.; SIQUEIRA, D. R.; BANHOS, E. F.; DUVOISIN JR, S. Microbiological Contamination and Water Quality Monitoring in the Puraquequara Basin, Manaus, Brazil: A Predictive Statistical Approach. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 44, p. 302-312, 2025. <https://doi.org/10.1093/etojnl/vgaf302>

STALLARD, R. F.; EDMOND, J. M. Geochemistry of the Amazon: 2. The influence of geology and weathering environment on the dissolved load. **Journal of Geophysical Research**, v. 88, p. 9671–9688, 1983. <https://doi.org/10.1029/JC088iC14p09671>

SUSTAINABILITY DIRECTORY. **How Does the Ph of Water Influence the Toxicity and Mobility of Heavy Metals?** 2025. Disponível em: <https://pollution.sustainability-directory.com/learn/how-does-the-ph-of-water-influence-the-toxicity-and-mobility-of-heavy-metals/#:~:text=251%20min-,How%20Does%20the%20Ph%20of%20Water%20Influence%20the%20Toxicity%20and,Help%20Mitigate%20Heavy%20Metal%20Toxicity?>

TEIXEIRA, I.F. A estiagem no Estado do Amazonas e o agravamento da vulnerabilidade social. 2024. 22 p. Artigo (Pós-Graduação em Estado, Trabalho e Políticas Públicas) – Universidade Federal do Amazonas, Parintins, 2024.

TESSER, T.T.; ROCHA, C.M.; CASTRO, D. Metal contamination in omnivores, carnivores and detritivores fish along the Tramadaí River Basin, RS. Brazil. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v.16, p. 100496, 2021.

THURMAN, E. M. **Organic geochemistry of natural waters**. Springer, 1985.
<https://link.springer.com/book/10.1007/978-94-009-5095-5>

TRATABRASIL. **Ranking do Saneamento 2025**. Disponível em:
https://tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2025/?gad_source=1&gad_campaignid=20030004200&gbraid=0AAAAApGFAdcH6jmgcoD3LZA3qECkdQpmK&gclid=Cj0KCQiA4eHLBhCzARIsAJ2NZoKw0Gk4RMptzuP7VSFz5yf9FeU3B34jdfrIEkQ33ctyjELo6b_OOkIaAjHjEALw_wcB

VAN DER SLOOT, H.A.; MEEUSSEN, J.C.L.; VAN ZOMEREN, A.; KOSSON, D.S. Developments in the characterisation of waste materials for environmental impact assessment purposes. **J. Geochem. Explor.** v. p. 88, 72–76, 2006.

VIEIRA, F. C. B.; BRITO, E. B. B.; TEIXEIRA, A. F. Educação Ambiental: uma análise da poluição e contaminação dos igarapés urbanos na cidade de Manaus. **VII Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 8, n. 2, p. 360-372. 2012.

VILLAMIZAR, E. A. R.; ADENEY, J. M.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. Hydrochemical classification of Amazonian rivers: A systematic review and meta-analysis. **Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 78, p. 211–226, 2020. <https://doi.org/10.14393/RCG217853272>

VON SPERLING, M. **Estudo e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG. v.7, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e tratamento de esgotos**. 2. ed., 243 p. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 1996.