REVISTA TÓPICOS
ISSN 2965-6672 | Qualis A2

AVALIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO URAIM SOB DIFERENTES PRESSÕES ANTRÓPICAS EM PARAGOMINAS, PARÁ

SPATIAL AND TEMPORAL ASSESSMENT OF URAIM RIVER WATER QUALITY UNDER DIFFERENT ANTHROPOGENIC PRESSURES IN PARAGOMINAS, PARÁ, BRAZIL

Ciências Exatas e da Terra, Ciências Biológicas, Ciências Agrárias •

14/11/2026

REGISTRO DOI: 10.70773/revistatopicos/794437382

Sandro Wilton Pinheiro de Almeida[1]

Lincon Oliveira Stefanello da Silva[2]

Maura Gabriela da Silva Brochado[3]

Leonides Dias Pereira[4]

Cheila Bruna Torres de Almeida[5]

RESUMO

As transformações no uso e ocupação da terra podem comprometer a qualidade das águas superficiais, especialmente em bacias hidrográficas submetidas à expansão urbana e agropecuária. Este estudo objetivou avaliar as variações espaciais e temporais da qualidade da água do Rio Uraim, em Paragominas, Pará, considerando possíveis associações com pressões antrópicas. A pesquisa apresentou caráter descritivo e exploratório, com abordagem predominantemente quantitativa, abrangendo dez pontos de amostragem distribuídos ao longo do trecho investigado, em campanhas realizadas em janeiro e abril. Foram analisados parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, interpretados individualmente e de forma integrada, utilizando como referência comparativa os padrões da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. Os resultados evidenciaram aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e redução da turbidez em todos os pontos na campanha de abril, além de variações nas concentrações de nutrientes e coliformes termotolerantes, com alterações mais expressivas entre P6 e P10. Embora os valores de DBO e oxigênio dissolvido tenham atendido aos limites de referência considerados, foram identificados valores de pH inferiores à faixa estabelecida, concentrações elevadas de fósforo total e coliformes termotolerantes em determinados pontos e turbidez superior a 100 UNT em parte das amostras. Essas diferenças sugerem possíveis associações com as condições naturais da bacia e as pressões decorrentes das atividades humanas, sem permitir estabelecer relações causais diretas. A ausência de valores finais do Índice de Qualidade da Água (IQA) e de dados hidrológicos simultâneos limitou a avaliação quantitativa integrada e a interpretação da influência sazonal. Conclui-se que o Rio Uraim apresenta heterogeneidade espacial e temporal nos indicadores de

qualidade da água, evidenciando a necessidade de monitoramento contínuo e de estratégias integradas de conservação e gestão dos recursos hídricos.
Palavras-chave: Qualidade da água; Rio Uraim; Pressões antrópicas; Monitoramento ambiental; Parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

ABSTRACT

Changes in land use and land cover can compromise surface water quality, particularly in watersheds affected by urban and agricultural expansion. This study aimed to assess spatial and temporal variations in water quality in the Uraim River, located in Paragominas, Pará, Brazil, considering potential associations with anthropogenic pressures. The research was descriptive and exploratory, adopting a predominantly quantitative approach and encompassing ten sampling sites distributed along the investigated river section, with sampling campaigns conducted in January and April. Physical, chemical, and microbiological parameters were analyzed individually and collectively, using the standards established by Brazilian National Environmental Council (CONAMA) Resolution No. 357/2005 for Class 2 freshwater bodies as comparative references. The results revealed an increase in biochemical oxygen demand (BOD) and a decrease in turbidity at all sampling sites during the April campaign, as well as variations in nutrient concentrations and thermotolerant coliform levels, with more pronounced changes between sites P6 and P10. Although BOD and dissolved oxygen concentrations complied with the reference limits considered, pH values below the established range, elevated concentrations of total phosphorus and thermotolerant coliforms at certain sites, and turbidity exceeding 100 NTU in some samples were identified. These differences suggest potential associations with the

watershed's natural characteristics and pressures arising from human activities, without allowing direct causal relationships to be established. The absence of final Water Quality Index (WQI) values and simultaneous hydrological data limited the integrated quantitative assessment and the interpretation of seasonal influences. It is concluded that the Uraim River exhibits spatial and temporal heterogeneity in water quality indicators, highlighting the need for continuous monitoring and integrated strategies for water resource conservation and management.
Keywords: Water quality; Uraim River; Anthropogenic pressures; Environmental monitoring; Physicochemical and microbiological parameters.

1. INTRODUÇÃO

Os sistemas fluviais desempenham funções essenciais à manutenção dos processos ecológicos, à regulação dos ciclos biogeoquímicos e ao atendimento das demandas humanas por recursos hídricos. Sua dinâmica resulta da interação entre fatores climáticos, hidrológicos, geomorfológicos e biológicos, que condicionam o transporte de água, sedimentos, nutrientes e matéria orgânica ao longo das bacias hidrográficas. Nesse contexto, a qualidade da água constitui um importante indicador das condições ambientais dos ecossistemas aquáticos, refletindo tanto características naturais quanto modificações decorrentes das atividades humanas. Alterações nesses sistemas podem comprometer processos ecológicos, modificar a disponibilidade dos recursos hídricos e afetar seus múltiplos usos, especialmente em regiões submetidas a intensas transformações territoriais (Atkinson *et al.*, 2018; Phillips *et al.*, 2022; Van Vliet *et al.*, 2023). Dessa forma, compreender a interação entre a dinâmica natural dos rios e as

pressões externas constitui uma etapa fundamental para o desenvolvimento de estratégias de monitoramento, conservação e gestão ambiental.

As transformações no uso e na cobertura da terra representam importantes fatores de pressão sobre os ambientes fluviais, particularmente quando associadas à expansão urbana, às atividades agropecuárias e à supressão da vegetação ripária. A impermeabilização do solo e a conversão de áreas naturais em superfícies agrícolas, pastagens e espaços urbanizados podem modificar os processos de infiltração e escoamento superficial, intensificando o transporte de sedimentos, nutrientes, matéria orgânica e contaminantes para os cursos d'água (Anh *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025). Paralelamente, a retirada da vegetação marginal pode reduzir a estabilidade das margens, alterar as condições térmicas e favorecer processos erosivos e de assoreamento. Essas interferências também podem modificar as relações de retroalimentação existentes entre o fluxo hídrico, o transporte sedimentar e a configuração dos canais, desencadeando respostas ambientais que variam conforme a intensidade das pressões e as características naturais da bacia (Phillips *et al.*, 2022; Soboyejo *et al.*, 2025). Entretanto, tais alterações não ocorrem de maneira uniforme, uma vez que fatores como sazonalidade pluviométrica, características dos solos e condições hidrológicas influenciam a magnitude das respostas observadas.

A avaliação integrada de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos constitui uma abordagem amplamente empregada para caracterizar as condições dos corpos hídricos e identificar possíveis alterações associadas às pressões ambientais. Variáveis como oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio,

potencial hidrogeniônico, temperatura, turbidez, sólidos totais, nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes fornecem informações complementares sobre as condições da água e os processos que ocorrem nos ambientes aquáticos. Nesse contexto, o Índice de Qualidade da Água (IQA), desenvolvido a partir da metodologia da *National Sanitation Foundation* e posteriormente adaptado para utilização no Brasil, permite integrar diferentes indicadores em uma medida sintética, favorecendo comparações espaciais e temporais e a identificação de trechos submetidos a distintas condições ambientais (Ana, 2023; CETESB, 2024). Contudo, a utilização isolada desse índice apresenta limitações, pois a agregação das variáveis pode ocultar alterações específicas e não contempla todas as substâncias potencialmente presentes nos corpos hídricos. Assim, sua interpretação deve ser associada à análise individual dos parâmetros e às características ambientais da bacia hidrográfica, permitindo uma avaliação mais consistente das possíveis influências antrópicas (Uddin *et al.*, 2021; Chidiac *et al.*, 2023; Fortes *et al.*, 2023).

No município de Paragominas, localizado no estado do Pará, o Rio Uraim está inserido em uma paisagem submetida a diferentes formas de uso e ocupação do território, incluindo atividades agropecuárias e expansão urbana. Estudos realizados na microbacia identificaram transformações na cobertura da terra, com presença expressiva de áreas destinadas à agricultura e à pastagem, evidenciando modificações na configuração da paisagem (Conceição *et al.*, 2024). Adicionalmente, Sardinha e Ventura (2026) registraram expansão da malha urbana no entorno do rio e situações relacionadas à erosão, ausência de vegetação marginal, ocupações, disposição inadequada de resíduos sólidos e estruturas rudimentares de saneamento. Essas condições evidenciam a

coexistência de diferentes pressões ambientais potencialmente capazes de influenciar o funcionamento do sistema fluvial. Embora os estudos mencionados contribuam para a compreensão das transformações territoriais e das intervenções existentes na microbacia, permanece relevante investigar como as condições físico-químicas e microbiológicas da água variam entre trechos submetidos a diferentes contextos de ocupação e ao longo de períodos distintos de amostragem. Essa abordagem permite relacionar os padrões de qualidade da água às características ambientais do território, sem desconsiderar a influência dos processos naturais e da sazonalidade hidrológica.

Diante desse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água em um trecho do Rio Uraim, no município de Paragominas, Pará, por meio da determinação de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos e da aplicação do Índice de Qualidade da Água (IQA), considerando as possíveis influências das atividades antrópicas sobre o sistema fluvial. Especificamente, buscou-se comparar as condições da água entre diferentes pontos e períodos de amostragem, identificar variações nos indicadores analisados e relacioná-las às características de uso e ocupação do território. A integração dessas informações pretende contribuir para a compreensão das respostas ambientais do Rio Uraim às pressões existentes em sua bacia hidrográfica, fornecendo subsídios científicos para o monitoramento da qualidade da água, o planejamento territorial e a gestão dos recursos hídricos.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Dinâmica dos Sistemas Fluviais e Processos de Retroalimentação

Os sistemas fluviais constituem ambientes dinâmicos, cujo funcionamento resulta da interação entre processos hidrológicos, geomorfológicos e ecológicos. Fatores como precipitação, relevo, solo e cobertura vegetal condicionam o escoamento e o transporte de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica, promovendo ajustes em diferentes escalas espaciais e temporais. Essas interações envolvem tanto componentes físicos quanto biológicos e estabelecem relações recíprocas entre fluxo hídrico, transporte sedimentar e configuração dos canais (Atkinson *et al.*, 2018; Phillips *et al.*, 2022).

A dinâmica hidrossedimentológica exerce papel fundamental na organização desses ambientes, pois os processos de erosão, transporte e deposição influenciam a geometria dos canais, a estabilidade das margens e a distribuição dos materiais no leito. Essas condições variam conforme a disponibilidade de sedimentos, a intensidade do escoamento e a sazonalidade hidrológica (Anh *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025; Sharma *et al.*, 2024). Além de modificar a estrutura física dos habitats, os sedimentos participam do transporte e da redistribuição de substâncias no ambiente aquático (Gupta *et al.*, 2023; Glaser *et al.*, 2023).

A interdependência desses processos caracteriza mecanismos de retroalimentação, nos quais alterações em um componente do sistema desencadeiam respostas em outros, podendo intensificar ou atenuar as modificações iniciais. A geometria dos canais, por exemplo, influencia a velocidade do fluxo e o transporte sedimentar, ao mesmo tempo em que é modificada pela erosão e deposição (Phillips *et al.*, 2022). Essas relações também envolvem componentes biológicos, que participam da ciclagem de nutrientes e da organização dos ambientes fluviais (Atkinson *et al.*, 2018).

As características da paisagem influenciam diretamente essa dinâmica. A vegetação ripária contribui para a estabilidade das margens, a retenção de sedimentos, o sombreamento e o fornecimento de matéria orgânica (Junk *et al.*, 2024). Sua supressão, associada às mudanças no uso da terra, pode intensificar processos erosivos, aumentar o aporte de partículas e simplificar a estrutura dos habitats aquáticos, conforme observado em estudos sobre alterações ambientais em riachos e microbacias amazônicas (Alvarenga *et al.*, 2021; Garcia *et al.*, 2023).

As atividades antrópicas podem modificar esses mecanismos ao interferirem na infiltração, no escoamento superficial e no transporte de sedimentos. A expansão urbana, a impermeabilização do solo e a conversão de áreas naturais em superfícies agrícolas e pastagens alteram a conectividade hidrológica e o aporte de materiais aos cursos d'água. Entretanto, a intensidade dessas respostas depende das características geomorfológicas e das condições preexistentes dos canais (Anh *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025 ; Soboyejo *et al.*, 2025). Essas transformações também podem comprometer a qualidade das águas superficiais, especialmente em bacias submetidas à intensificação das atividades humanas (Anh *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025).

Além das alterações morfológicas, o escoamento superficial e o transporte sedimentar favorecem a mobilização de nutrientes, matéria orgânica e contaminantes, influenciando parâmetros como turbidez e concentração de sólidos. Os sedimentos também podem atuar como veículos de transporte de diferentes substâncias (Glaser *et al.*, 2023). A magnitude desses processos varia conforme a precipitação, a vazão e as características da bacia, tornando a

sazonalidade um fator relevante para a interpretação das condições ambientais dos rios (Sharma *et al.*, 2024; Van Vliet *et al.*, 2023).

Dessa forma, os mecanismos de retroalimentação fluvial refletem a interação entre processos naturais e modificações decorrentes das atividades humanas. As intervenções antrópicas podem alterar o funcionamento desses mecanismos e desencadear novos ajustes hidrológicos, sedimentares e morfológicos, sem necessariamente interromper a dinâmica natural dos rios (Phillips *et al.*, 2022; Soboyejo *et al.*, 2025). Nesse contexto, a análise integrada da paisagem e dos indicadores de qualidade da água contribui para identificar possíveis respostas às pressões ambientais (Anh *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025). Contudo, a comprovação de alterações nos mecanismos de retroalimentação exige dados hidrológicos e geomorfológicos específicos, não sendo possível estabelecê-las exclusivamente por meio de parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

2.2. Influência das Atividades Antrópicas e das Alterações do Uso e Cobertura da Terra

As transformações no uso e cobertura da terra constituem importantes pressões sobre os ecossistemas fluviais, pois modificam as interações entre os ambientes terrestres e aquáticos. A expansão urbana, as atividades agropecuárias e a substituição da vegetação natural alteram os processos de infiltração, escoamento superficial e transporte de materiais, com possíveis repercussões sobre as características físicas, químicas e microbiológicas da água (Anh *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025). Essas pressões podem atuar de forma simultânea, produzindo respostas ambientais distintas conforme

sua intensidade e as condições dos ecossistemas aquáticos (Ahmed *et al.*, 2022; Orr *et al.*, 2024).

A urbanização destaca-se pela impermeabilização do solo e pela implantação de sistemas artificiais de drenagem, que modificam o escoamento e favorecem o transporte de sedimentos e substâncias para os cursos d'água. Entretanto, a magnitude dessas alterações depende das características geomorfológicas e das condições preexistentes dos canais (Soboyejo *et al.*, 2025). Em riachos urbanos brasileiros, Pessoa *et al.* (2021) identificaram alterações associadas à redução da cobertura vegetal, ao aumento do assoreamento, à diminuição do oxigênio dissolvido e à elevação da condutividade elétrica, evidenciando possíveis efeitos da ocupação urbana sobre a qualidade ambiental.

De maneira semelhante, a expansão agropecuária pode intensificar processos erosivos e o aporte de sedimentos e nutrientes aos corpos hídricos, especialmente quando envolve a conversão de áreas florestadas em pastagens e cultivos agrícolas. Alterações no uso da terra têm sido associadas à simplificação estrutural dos riachos e a modificações nas características físicas dos canais e substratos (Alvarenga *et al.*, 2021; Garcia *et al.*, 2023). Teresa *et al.* (2021) também identificaram relações entre a substituição da vegetação nativa e a redução da complexidade dos habitats aquáticos, demonstrando que essas transformações podem afetar diferentes componentes dos ecossistemas fluviais.

Nesse contexto, a vegetação ripária desempenha funções essenciais para a proteção dos cursos d'água, contribuindo para a estabilidade das margens, a retenção de sedimentos, o sombreamento e a manutenção das condições ecológicas (Junk *et al.*, 2024). Sua

supressão pode favorecer a erosão, elevar o aporte de partículas e reduzir a heterogeneidade dos habitats, comprometendo as condições necessárias à manutenção das comunidades aquáticas (Hepp *et al.*, 2023; Moi *et al.*, 2024). Em ambientes submetidos à perda de cobertura florestal, Baldasso *et al.* (2024) identificaram relações entre assoreamento, simplificação dos habitats e alterações nas comunidades de peixes.

Além das modificações físicas, as atividades humanas podem introduzir matéria orgânica, nutrientes, microrganismos e contaminantes nos ambientes aquáticos. Em áreas urbanas, essas substâncias podem estar associadas ao lançamento de efluentes e à disposição inadequada de resíduos, enquanto nas áreas rurais podem decorrer do transporte de fertilizantes, partículas do solo e resíduos das atividades produtivas. O aporte excessivo desses materiais pode modificar as condições físico-químicas da água e interferir no equilíbrio ecológico dos sistemas fluviais (Anh *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025; Ahmed *et al.*, 2022; Orr *et al.*, 2024).

A intensidade dessas alterações também depende das condições hidrológicas e da sazonalidade. Durante períodos chuvosos, o aumento do escoamento superficial pode intensificar o transporte de sedimentos, nutrientes e contaminantes, enquanto períodos de menor vazão podem reduzir a capacidade de diluição de determinadas substâncias. Assim, as variações na qualidade da água resultam da interação entre as fontes de materiais, as características da paisagem e as condições climáticas e hidrológicas da bacia (Van Vliet *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025).

Na região amazônica, essas relações assumem relevância diante da expansão agropecuária e urbana e das mudanças na cobertura

vegetal. Estudos em ambientes aquáticos brasileiros associam essas transformações à redução da integridade dos habitats, às alterações físico-químicas e às modificações nas comunidades biológicas (Garcia *et al.*, 2023; Pessoa *et al.*, 2021; Baldasso *et al.*, 2024). Contudo, a interpretação desses efeitos deve considerar as particularidades naturais de cada bacia, incluindo solo, geologia, vegetação e regime pluviométrico, que também influenciam a dinâmica e a composição das águas superficiais (Anh *et al.*, 2023; Van Vliet *et al.*, 2023).

Dessa forma, a avaliação integrada do uso e cobertura da terra e dos indicadores físicos, químicos e microbiológicos constitui uma abordagem relevante para compreender possíveis influências antrópicas sobre os sistemas fluviais (Anh *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025). Essa perspectiva fundamenta a análise da qualidade da água do Rio Uraim, considerando as pressões associadas à urbanização e às atividades agropecuárias em sua bacia, sem desconsiderar a contribuição dos processos naturais e da sazonalidade para as variações observadas.

2.3. Indicadores Físicos, Químicos e Microbiológicos da Qualidade da Água

A avaliação da qualidade das águas superficiais é fundamental para compreender os efeitos das transformações ambientais sobre os sistemas fluviais, especialmente em bacias submetidas a diferentes formas de uso e ocupação da terra. Nesse contexto, a análise integrada de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos permite identificar alterações associadas à urbanização, às atividades agropecuárias e ao lançamento de efluentes (Anh *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025). Além disso, fatores hidroclimáticos, como precipitação, temperatura e vazão, influenciam a concentração e o

transporte de substâncias, evidenciando a importância de considerar a sazonalidade na interpretação dos resultados (Van Vliet *et al.*, 2023).

Entre os indicadores químicos, destacam-se o oxigênio dissolvido (OD) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que permitem avaliar as condições de oxigenação e a presença de matéria orgânica biodegradável. O aumento do aporte de resíduos orgânicos pode intensificar a atividade microbiana, elevando a DBO e reduzindo a disponibilidade de oxigênio. Entretanto, essa relação também depende da temperatura, da turbulência e da reaeração atmosférica, exigindo uma interpretação conjunta desses parâmetros (Van Vliet *et al.*, 2023; Zhi *et al.*, 2023).

O potencial hidrogeniônico (pH) e a temperatura complementam essa avaliação, pois interferem no equilíbrio químico, na solubilidade de substâncias e nos processos metabólicos dos organismos aquáticos. Suas variações podem decorrer tanto de condições naturais quanto de interferências antrópicas (Anh *et al.*, 2023; Ouellet *et al.*, 2020). Em nascentes de Paragominas, Nascimento *et al.* (2023) observaram ausência de diferenças significativas no pH entre pontos com distintos usos da terra, demonstrando que a estabilidade de um indicador não implica necessariamente ausência de alterações ambientais.

Os parâmetros físicos, como turbidez e sólidos totais, refletem a presença e o transporte de materiais nos corpos hídricos. A intensificação do escoamento superficial, especialmente em áreas desmatadas, agrícolas ou urbanizadas, favorece o carreamento de partículas minerais e orgânicas. Embora relacionados, esses indicadores apresentam características distintas, uma vez que a

turbidez expressa a dispersão da luz pelas partículas, enquanto os sólidos totais abrangem materiais dissolvidos e suspensos (Misman *et al.*, 2023; Nascimento *et al.*, 2023). Durante períodos chuvosos, o transporte de sedimentos pode aumentar, contribuindo também para a mobilização de nutrientes e contaminantes associados às partículas (Sharma *et al.*, 2024; Glaser *et al.*, 2023).

O nitrogênio total e o fósforo total constituem indicadores importantes das alterações relacionadas ao aporte de nutrientes. Embora essenciais aos processos biológicos, concentrações excessivas podem favorecer a eutrofização e comprometer o equilíbrio ecológico dos ambientes aquáticos (De Vries, 2021; Edwards *et al.*, 2024; Fauzan *et al.*, 2026). Suas concentrações podem estar associadas a efluentes domésticos, fertilizantes e resíduos orgânicos, sendo influenciadas também pela dinâmica hidrológica e pelos processos biogeoquímicos. Estudos de Drake *et al.* (2021) e Zhou *et al.* (2026) evidenciam, respectivamente, a influência dos ciclos hidrológicos sobre o nitrogênio e a diversidade de fontes e mecanismos envolvidos no transporte de fósforo.

No aspecto microbiológico, os coliformes termotolerantes são utilizados como indicadores de possível contaminação fecal, frequentemente associada ao lançamento de esgotos, aos resíduos de origem animal e ao escoamento superficial. Sua análise contribui para a avaliação das condições sanitárias dos corpos hídricos, embora sua presença não confirme, isoladamente, a ocorrência de patógenos específicos ou a origem da contaminação (Holcomb; Stewart, 2020; Demeter *et al.*, 2020; Devane *et al.*, 2020).

A interpretação desses indicadores deve considerar ainda as variações espaciais e sazonais. Durante o período chuvoso, o

escoamento superficial pode intensificar o transporte de sedimentos, nutrientes e microrganismos, enquanto a redução da vazão em períodos menos chuvosos pode diminuir a capacidade de diluição de determinados constituintes. Essas respostas dependem das características dos solos, da cobertura vegetal e das fontes de poluição presentes na bacia (Van Vliet *et al.*, 2023; Nascimento *et al.*, 2023).

Dessa forma, a avaliação integrada dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos constitui uma abordagem essencial para compreender as alterações na qualidade da água do Rio Uraim, em Paragominas. A associação desses indicadores às características de uso e cobertura da terra e à sazonalidade hidroclimática permite identificar possíveis pressões antrópicas e fundamentar a aplicação de instrumentos sintéticos de avaliação, como o Índice de Qualidade da Água (IQA), sem desconsiderar as particularidades de cada variável analisada (Anh *et al.*, 2023; Mânica *et al.*, 2025; Nascimento *et al.*, 2023).

2.4. Índice de Qualidade da Água (IQA) Como Instrumento de Avaliação Ambiental

O Índice de Qualidade da Água (IQA) constitui uma ferramenta amplamente utilizada no monitoramento de recursos hídricos, permitindo sintetizar informações físicas, químicas e microbiológicas em um indicador numérico representativo das condições gerais dos corpos d'água. Sua aplicação facilita a identificação de padrões espaciais e temporais, além de contribuir para a interpretação e comunicação dos resultados ambientais. Entre os modelos existentes, destaca-se o desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF), em 1970, posteriormente

adaptado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), a partir de 1975, consolidando-se como instrumento de apoio à gestão dos recursos hídricos no Brasil (Ana, 2023; CETESB, 2024).

Na metodologia adotada pela CETESB, o IQA integra nove parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), coliformes termotolerantes ou Escherichia coli, potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), variação da temperatura, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e sólidos totais. Esses indicadores representam aspectos relacionados à oxigenação, ao aporte de matéria orgânica, às condições sanitárias, à disponibilidade de nutrientes e às características físicas da água. Sua integração possibilita classificar a qualidade hídrica em categorias e comparar diferentes pontos e períodos de monitoramento (Ana, 2023; CETESB, 2024).

A utilização de índices integrados apresenta vantagens na análise de conjuntos complexos de dados ambientais, especialmente por simplificar a interpretação de múltiplas variáveis. Uddin *et al.* (2021) destacam sua aplicabilidade na avaliação de sistemas fluviais, enquanto Chidiac *et al.* (2023) ressaltam que diferenças na seleção dos parâmetros e nos métodos de agregação podem influenciar os resultados. Dessa forma, a escolha do índice deve considerar as características ambientais e os objetivos do monitoramento, evitando comparações inadequadas entre metodologias distintas.

Apesar de sua relevância, o IQA apresenta limitações decorrentes da síntese de diferentes variáveis em um único valor. Esse procedimento pode ocultar alterações críticas em determinados parâmetros quando compensadas por resultados mais favoráveis

em outros, fenômeno conhecido como efeito de eclipsamento (Uddin *et al.*, 2021; Fortes *et al.*, 2023). Além disso, a atribuição de pesos e os critérios de agregação podem modificar a sensibilidade do índice, reforçando a necessidade de interpretar seus resultados juntamente com os indicadores individuais (Chidiac *et al.*, 2023; Fortes *et al.*, 2023).

Outra restrição está relacionada à abrangência dos parâmetros avaliados, uma vez que o IQA não contempla diretamente contaminantes como metais potencialmente tóxicos, pesticidas e compostos orgânicos emergentes. Essa característica está associada à sua concepção original, direcionada principalmente à avaliação das águas destinadas ao abastecimento público após tratamento (Ana, 2023). Portanto, classificações favoráveis não asseguram a ausência de substâncias prejudiciais nem garantem a adequação da água a todos os usos, sendo necessárias análises complementares conforme os objetivos da investigação (Chidiac *et al.*, 2023; Fortes *et al.*, 2023).

A interpretação do IQA também deve considerar a influência das condições naturais e das atividades antrópicas na bacia hidrográfica. A urbanização, a expansão agropecuária e o lançamento de efluentes podem alterar diferentes parâmetros, enquanto fatores como precipitação, vazão, características dos solos e sazonalidade hidrológica condicionam a intensidade dessas modificações. Assim, variações no índice não devem ser atribuídas exclusivamente à ação humana, sendo fundamental relacioná-las às características territoriais e aos processos ambientais atuantes (Uddin *et al.*, 2021; Chidiac *et al.*, 2023).

No Rio Uraim, localizado em Paragominas, Pará, a aplicação do IQA permite avaliar e comparar as condições da água em trechos submetidos a diferentes formas de uso e ocupação da terra. Sua associação aos parâmetros individuais, às condições hidroclimáticas e às transformações da paisagem contribui para identificar possíveis padrões de alteração e compreender as pressões ambientais sobre o sistema fluvial. Dessa maneira, o IQA representa um importante instrumento de síntese e apoio à gestão dos recursos hídricos, sem substituir análises específicas necessárias à compreensão dos processos que influenciam a qualidade da água.

2.5. Transformações Ambientais e Pressões Antrópicas na Bacia do Rio Uraim

A bacia hidrográfica do Rio Uraim, localizada em Paragominas, no sudeste do Pará, apresenta transformações territoriais associadas principalmente à expansão agropecuária e ao crescimento urbano. A substituição da vegetação natural por áreas produtivas e superfícies urbanizadas modifica as interações entre os ambientes terrestres e aquáticos, podendo influenciar o escoamento superficial, o transporte de sedimentos e a qualidade da água. Nesse contexto, Conceição *et al.* (2024) identificaram expressiva participação de áreas agrícolas e pastagens na microbacia do Rio Uraim, evidenciando mudanças na distribuição das classes de uso e cobertura da terra e a importância das atividades produtivas na configuração da paisagem.

A expansão agropecuária representa uma potencial fonte de pressão sobre os recursos hídricos, sobretudo quando acompanhada pela supressão vegetal e exposição dos solos. A conversão de áreas naturais em cultivos e pastagens pode alterar a infiltração da água e

intensificar processos erosivos, favorecendo o transporte de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica para os cursos d'água, especialmente durante períodos chuvosos. Entretanto, essas alterações não implicam necessariamente degradação imediata da qualidade hídrica, pois seus efeitos dependem das práticas de manejo, das características ambientais e da conectividade entre as áreas produtivas e a rede de drenagem. Assim, as transformações identificadas por Conceição *et al.* (2024) reforçam a necessidade de relacionar o uso da terra aos resultados do monitoramento ambiental.

Além das atividades rurais, a expansão urbana exerce pressões sobre o sistema fluvial. Sardinha e Ventura (2026) identificaram o crescimento da malha urbana nas proximidades do Rio Uraim, associado à ocupação das margens, à ocorrência de processos erosivos, à ausência de vegetação ripária, ao descarte inadequado de resíduos sólidos e à presença de estruturas precárias de saneamento. Essas condições podem comprometer a estabilidade das margens e favorecer a introdução de sedimentos, matéria orgânica, nutrientes e microrganismos na água. Dessa forma, a urbanização pode interferir simultaneamente nas características físicas, químicas e microbiológicas do ambiente aquático, especialmente em trechos próximos às áreas ocupadas.

Os efeitos dessas pressões podem variar espacialmente conforme a distribuição das atividades humanas e as características naturais da bacia. Em áreas urbanizadas, a proximidade das ocupações e as deficiências sanitárias constituem possíveis fontes de materiais de origem doméstica, enquanto, nas áreas rurais, a exposição dos solos e o manejo agropecuário podem favorecer o transporte de partículas e nutrientes. Contudo, fatores como precipitação,

composição dos solos, cobertura vegetal e dinâmica hidrológica também condicionam essas respostas. Portanto, as alterações territoriais descritas por Conceição *et al*. (2024) e Sardinha e Ventura (2026) representam evidências de pressões ambientais potenciais, mas não permitem, isoladamente, estabelecer relações causais com mudanças na qualidade da água.

Diante desse cenário, a avaliação integrada dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos constitui uma abordagem relevante para compreender as condições ambientais do Rio Uraim. O monitoramento desses indicadores, associado ao Índice de Qualidade da Água (IQA), permite comparar diferentes trechos e períodos hidrológicos, identificando possíveis padrões de alteração. Entretanto, a interpretação dos resultados deve considerar a sazonalidade pluviométrica e as características de uso e cobertura da terra, evitando atribuir exclusivamente às atividades humanas variações que também podem decorrer de processos naturais.

Assim, os estudos de Conceição *et al*. (2024) e Sardinha e Ventura (2026) fornecem subsídios para contextualizar as transformações territoriais e as pressões antrópicas na bacia do Rio Uraim. A articulação dessas informações com o monitoramento da qualidade da água possibilita uma compreensão mais abrangente das relações entre ocupação territorial e dinâmica fluvial, contribuindo para identificar trechos prioritários para conservação, acompanhamento e planejamento ambiental.

3. METODOLOGIA

3.1. Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do Rio Uraim, localizada predominantemente no município de Paragominas, no sudeste do estado do Pará, na Amazônia oriental brasileira. A região apresenta clima tropical de monção (Am), segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de aproximadamente 26,3 °C e precipitação média anual de 1.761 mm, concentrada principalmente entre dezembro e abril (Nascimento *et al.*, 2023). A paisagem regional caracteriza-se pela presença de remanescentes florestais, áreas destinadas às atividades agropecuárias e ocupações urbanas, com predominância de Latossolos Amarelos.

O Rio Uraim constitui um importante manancial para o abastecimento público de Paragominas e integra uma bacia hidrográfica submetida a transformações no uso e na cobertura da terra, especialmente em decorrência da expansão agropecuária e urbana. Essas modificações podem influenciar o escoamento superficial, o transporte de sedimentos e o aporte de nutrientes e matéria orgânica, tornando relevante o monitoramento de suas condições ambientais (Conceição *et al.*, 2024; Ferreira; Moraes; Silva, 2024).

3.2. Delineamento Amostral e Coleta de Água

A pesquisa apresentou caráter descritivo e exploratório, com abordagem predominantemente quantitativa, complementada por observações ambientais realizadas em campo. Foram considerados dez pontos de amostragem (P1–P10), distribuídos ao longo do trecho estudado do Rio Uraim, contemplando diferentes condições de uso e ocupação do território e possíveis influências antrópicas.

Para a análise desenvolvida neste artigo, foram utilizados os resultados das campanhas de amostragem realizadas em janeiro e abril, conforme apresentados nas Tabelas 9 e 10 da pesquisa original. Ambos os meses estão inseridos no período de maior concentração pluviométrica da região, permitindo examinar diferenças espaciais e temporais entre as campanhas, sem pressupor que representem integralmente a variabilidade sazonal do sistema fluvial.

As amostras de água foram coletadas com auxílio de garrafa de Van Dorn e acondicionadas em recipientes apropriados às respectivas determinações analíticas. Durante as atividades de campo, foram realizados registros fotográficos e observações das condições ambientais dos pontos monitorados, utilizados como informações complementares à interpretação dos resultados. A distribuição espacial dos pontos permitiu comparar as características físicas, químicas e microbiológicas da água ao longo do trecho investigado.

3.3. Determinação dos Parâmetros de Qualidade da Água

Foram considerados nove parâmetros físicos, químicos e microbiológicos: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, turbidez, sólidos totais, nitrogênio, fósforo total e coliformes termotolerantes. Esses indicadores correspondem às variáveis tradicionalmente utilizadas na composição do Índice de Qualidade da Água (IQA), sendo analisados individualmente e de forma integrada, sem a determinação de valores numéricos finais do índice.

As determinações de pH, temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido foram realizadas *in situ*, utilizando medidor

multiparâmetro portátil HANNA Instruments, modelo HI 769828. As demais análises foram conduzidas em laboratório especializado, seguindo os procedimentos analíticos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Apha; AWWA; WEF, 2023).

A determinação dos coliformes termotolerantes foi realizada pela técnica de fermentação em tubos múltiplos, com resultados expressos em Número Mais Provável por 100 mL (NMP/100 mL). A demanda bioquímica de oxigênio foi determinada pelo método de diluição e incubação durante cinco dias, à temperatura de 20 °C. O fósforo foi analisado por espectrofotometria, utilizando reagente vanadomolibdato, enquanto o Nitrogênio Kjeldahl Total (NTK) foi determinado por digestão ácida, destilação e titulação.

A concentração de sólidos totais foi obtida por gravimetria, e a turbidez foi determinada instrumentalmente, com resultados expressos em unidades nefelométricas de turbidez (UNT). Complementarmente, foram considerados os resultados de demanda química de oxigênio (DQO), determinada pelo método de refluxo fechado e titulação, e de salinidade, visando ampliar a caracterização físico-química das amostras.

Os resultados foram examinados individualmente e interpretados à luz dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005, considerando os critérios aplicáveis às águas doces de Classe 2, utilizados como referência comparativa. Essa abordagem permitiu identificar variações entre os pontos monitorados e reconhecer indicadores associados a possíveis alterações nas condições ambientais do corpo hídrico.

3.4. Organização, Análise e Interpretação Integrada dos Dados

Os resultados dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos foram organizados em tabelas comparativas, considerando os dez pontos de amostragem e as campanhas realizadas em janeiro e abril. A análise apresentou caráter descritivo, com ênfase na identificação de diferenças espaciais e temporais, na comparação dos valores observados e na interpretação conjunta dos indicadores de qualidade da água.

A avaliação integrada foi fundamentada na complementaridade entre os parâmetros analisados, considerando que cada variável representa diferentes aspectos das condições ambientais do sistema fluvial. O oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio foram utilizados para caracterizar as condições de oxigenação e o consumo potencial de oxigênio associado à matéria orgânica biodegradável. O nitrogênio e o fósforo permitiram examinar o aporte de nutrientes, enquanto os coliformes termotolerantes foram considerados indicadores de possível contaminação fecal. De maneira complementar, turbidez, sólidos totais, temperatura e pH contribuíram para a caracterização das condições físicas e químicas da água.

O Índice de Qualidade da Água (IQA), desenvolvido a partir da metodologia da *National Sanitation Foundation* (NSF) e adaptado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), foi considerado como referência conceitual para a integração dos indicadores (Ana, 2023; CETESB, 2024). Entretanto, não foram determinados os valores numéricos finais do índice, uma vez que sua aplicação quantitativa exige a conversão dos resultados analíticos em subíndices específicos, conforme as curvas de

qualidade e os procedimentos de ponderação estabelecidos pela metodologia. Dessa forma, não foram atribuídas classificações globais de qualidade aos pontos monitorados, restringindo-se a análise à interpretação individual e conjunta dos parâmetros disponíveis.

A comparação dos resultados considerou os valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, quando aplicáveis, permitindo reconhecer situações de conformidade e de divergência em relação aos padrões utilizados. As diferenças entre janeiro e abril foram interpretadas considerando as características ambientais da bacia e a possibilidade de influência das condições hidrológicas, sem atribuição direta das variações observadas à sazonalidade, diante da ausência de medições simultâneas de vazão e precipitação.

De maneira complementar, os resultados foram discutidos à luz das características de uso e ocupação do território, especialmente das pressões associadas à expansão urbana, às atividades agropecuárias e às modificações na cobertura vegetal. Essa interpretação considerou que alterações nos indicadores de qualidade da água podem decorrer da interação entre processos naturais e interferências antrópicas, não sendo possível estabelecer relações causais diretas exclusivamente a partir dos dados disponíveis.

Assim, a abordagem metodológica adotada permitiu caracterizar as condições físico-químicas e microbiológicas do Rio Uraim, identificar padrões de variação entre os pontos e as campanhas e discutir possíveis associações com as pressões ambientais existentes na bacia hidrográfica, reconhecendo as limitações decorrentes da

ausência de valores finais do IQA, de informações hidrológicas simultâneas e de uma série temporal mais abrangente.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Variação Espacial e Temporal dos Parâmetros de Qualidade da Água

A avaliação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos nos dez pontos de amostragem do Rio Uraim evidenciou variações espaciais e temporais entre as campanhas realizadas em janeiro e abril. De maneira geral, janeiro apresentou maiores valores de turbidez, enquanto abril registrou elevação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em todos os pontos, além de alterações nas concentrações de nutrientes e coliformes termotolerantes. Essas diferenças foram particularmente expressivas entre os pontos P6 e P10, embora tenham apresentado comportamentos distintos conforme o indicador analisado, refletindo a heterogeneidade das condições ambientais ao longo do trecho monitorado. Os valores individuais dos parâmetros avaliados estão apresentados na Tabela 1, permitindo a comparação espacial e temporal entre os pontos de amostragem.

Tabela 1. Variação espacial e temporal dos principais indicadores de qualidade da água do Rio Uraim nas campanhas de janeiro e abril

Ponto	DBO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Coliformes (NMP/100 mL)	Turbidez (UNT)
P1	1,25 / 2,05	0,08 / 0,10	700 / 500	140 / 90
P2	1,30 / 1,79	0,09 / 0,10	900 / 500	135 / 83

P3	1,27 / 1,50	0,10 / 0,09	900 / 550	90 / 71
P4	1,15 / 1,20	0,08 / 0,10	1.200 / 700	120 / 82
P5	1,30 / 3,00	0,12 / 0,10	1.300 / 850	115 / 95
P6	1,50 / 4,50	0,15 / 0,20	1.800 / 900	130 / 110
P7	2,00 / 3,10	0,21 / 0,20	2.300 / 1.700	150 / 81
P8	2,60 / 4,00	0,20 / 0,25	2.500 / 2.300	130 / 94,5
P9	2,50 / 4,55	0,20 / 0,30	2.300 / 4.000	120 / 84
P10	2,20 / 4,00	0,20 / 0,21	1.900 / 3.200	85 / 75,1

Fonte: (Autor, 2026).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) variou entre 1,15 e 2,60 mg L^{-1} em janeiro e entre 1,20 e 4,55 mg L^{-1} em abril, com maiores concentrações em P8 e P9 na primeira campanha e em P6, P8, P9 e P10 na segunda. O aumento observado em abril, especialmente em P6 (4,50 mg L^{-1}) e P9 (4,55 mg L^{-1}), sugere maior demanda de oxigênio associada à decomposição de matéria orgânica biodegradável. Esse comportamento pode estar relacionado ao aporte de materiais provenientes das áreas de contribuição da bacia, considerando que as alterações no uso da terra e na dinâmica hidrológica influenciam o transporte de matéria orgânica nos sistemas fluviais (Anh *et al.*, 2023; Van Vliet *et al.*, 2023). Entretanto, a identificação das fontes responsáveis exige informações complementares sobre as condições hidrológicas e as atividades desenvolvidas no entorno.

O oxigênio dissolvido (OD) apresentou menor amplitude de variação, entre 5,83 e 6,10 mg L^{-1} em janeiro e 5,77 e 6,29 mg L^{-1} em abril. Em P6, a concentração de OD de 5,77 mg L^{-1} coincidiu com

DBO de 4,50 mg L^{-1}, indicando possível intensificação do consumo de oxigênio pela decomposição da matéria orgânica. Contudo, P9 apresentou simultaneamente elevada DBO (4,55 mg L^{-1}) e OD de 6,15 mg L^{-1}, demonstrando que a oxigenação também depende da reaeração atmosférica, da turbulência e da temperatura, conforme discutido por Van Vliet *et al.* (2023) e Zhi *et al.* (2023). Apesar dessas diferenças, todos os valores de DBO e OD atenderam aos limites de referência da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2, respectivamente inferiores ou iguais a 5 mg L^{-1} e superiores ou iguais a 5 mg L^{-1}.

O fósforo total apresentou concentrações entre 0,08 e 0,21 mg L^{-1} em janeiro e entre 0,09 e 0,30 mg L^{-1} em abril, com maiores valores predominantemente entre P6 e P10, destacando-se P9 na segunda campanha (0,30 mg L^{-1}). O nitrogênio total variou entre 1,20 e 3,10 mg L^{-1} e entre 1,10 e 3,00 mg L^{-1}, respectivamente. A presença desses nutrientes pode refletir processos naturais de ciclagem biogeoquímica e contribuições provenientes de atividades agropecuárias e áreas urbanizadas. De Vries (2021) e Edwards *et al.* (2024) destacam que o enriquecimento por nutrientes pode comprometer o equilíbrio ecológico dos ambientes aquáticos, enquanto Drake *et al.* (2021) e Zhou *et al.* (2026) evidenciam a influência da dinâmica hidrológica e da diversidade de fontes sobre seu transporte. No Rio Uraim, os valores de fósforo superiores a 0,10 mg L^{-1} merecem atenção em relação ao padrão da Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes lóticos de Classe 2, enquanto o nitrogênio total não deve ser comparado diretamente aos limites específicos de nitrogênio amoniacal.

Os coliformes termotolerantes variaram entre 700 e 2.500 NMP/100 mL em janeiro e entre 500 e 4.000 NMP/100 mL em abril. Os maiores

valores ocorreram em P8 na primeira campanha (2.500 NMP/100 mL) e em P9 e P10 na segunda, com 4.000 e 3.200 NMP/100 mL, respectivamente. Embora tenha ocorrido redução entre P1 e P8, os aumentos nos pontos finais indicam diferenças espaciais nas condições de aporte e persistência microbiológica. Segundo Holcomb e Stewart (2020), Demeter *et al.* (2020) e Devane *et al.* (2020), esses microrganismos constituem indicadores de possível contaminação fecal, associada a contribuições domésticas e animais, sem permitir a identificação isolada de sua origem. Resultados superiores a 1.000 NMP/100 mL exigem atenção, embora a avaliação do atendimento aos critérios microbiológicos da Resolução CONAMA n° 357/2005 dependa da frequência de ocorrência em séries de amostragem.

A turbidez apresentou redução em todos os pontos, passando de 85–150 UNT em janeiro para 71–110 UNT em abril, com maiores valores em P7 (150 UNT) na primeira campanha e P6 (110 UNT) na segunda. Esse comportamento pode estar relacionado às diferenças nas condições de mobilização e transporte de partículas, influenciadas pelo escoamento superficial, pelas características dos solos e pela cobertura vegetal. Sharma *et al.* (2024) e Glaser *et al.* (2023) destacam a importância da dinâmica hidrossedimentológica no transporte de materiais e substâncias associadas aos sedimentos. Entretanto, a ausência de dados simultâneos de vazão e precipitação impede atribuir diretamente essa redução à sazonalidade pluviométrica. Considerando o limite de 100 UNT para águas doces de Classe 2, oito pontos apresentaram valores superiores ao padrão em janeiro, enquanto apenas P6 ultrapassou esse limite em abril.

Os sólidos totais variaram entre 350,00 e 585,00 mg L^{-1} em janeiro e entre 388,10 e 620,50 mg L^{-1} em abril, com maiores concentrações

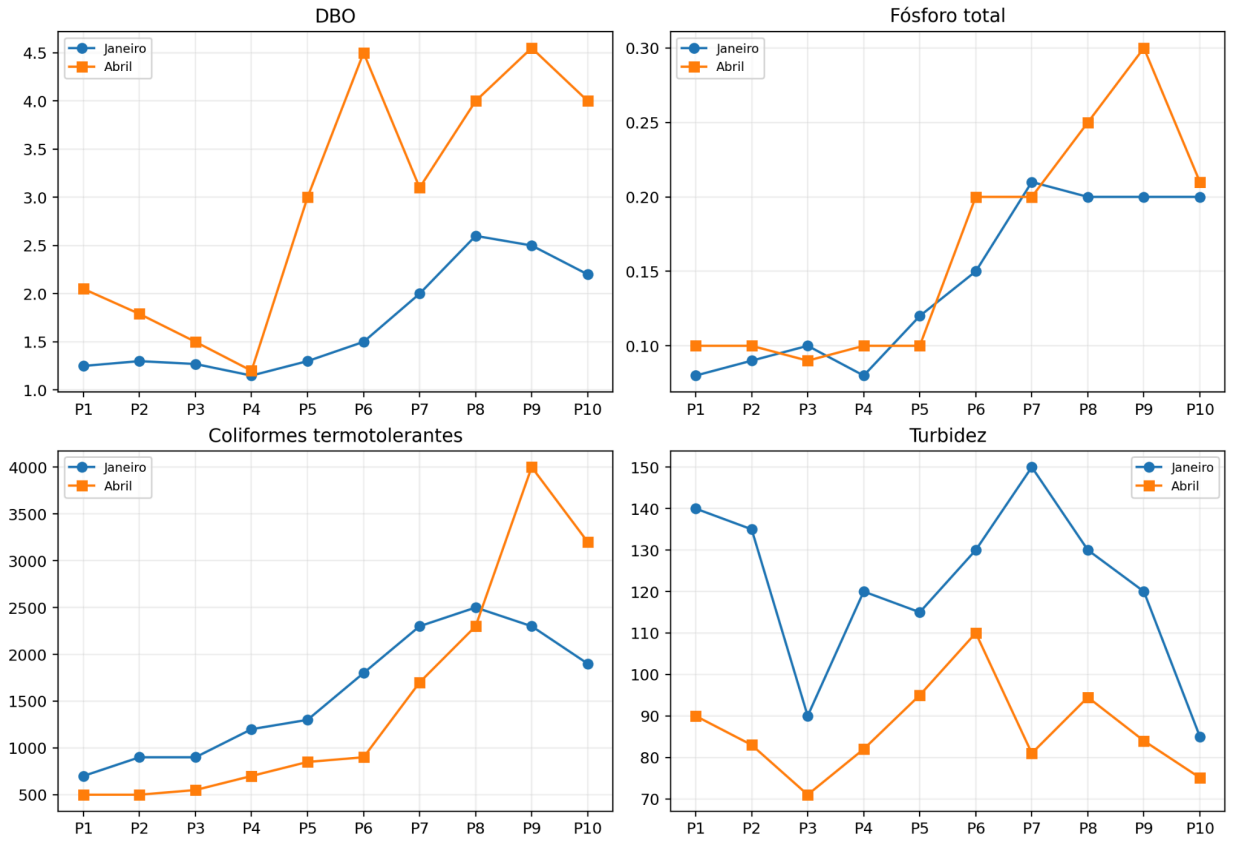
em P7 nas duas campanhas. Diferentemente da turbidez, não apresentaram redução generalizada, evidenciando respostas distintas dos indicadores físicos. Conforme Misman *et al*. (2023) e Nascimento *et al*. (2023), essa diferença decorre das características dos parâmetros, uma vez que a turbidez está relacionada à dispersão da luz pelas partículas, enquanto os sólidos totais abrangem materiais dissolvidos e suspensos. Assim, os resultados sugerem diferenças na composição e no transporte de materiais ao longo do rio, sem permitir identificar isoladamente os processos responsáveis.

O pH apresentou caráter ácido em todos os pontos, variando entre 4,68 e 4,80 em janeiro e entre 4,69 e 5,80 em abril, permanecendo abaixo da faixa de 6,0 a 9,0 estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. Entretanto, essa condição não deve ser atribuída exclusivamente à influência antrópica, pois características geológicas, pedológicas e processos naturais de decomposição da matéria orgânica também interferem no equilíbrio químico das águas. Nascimento *et al*. (2023), ao investigarem nascentes de Paragominas, destacaram a importância das condições ambientais naturais na interpretação desses parâmetros. A temperatura apresentou pequenas oscilações, entre 26,18 e 26,42 °C em janeiro e 26,24 e 27,08 °C em abril, compatíveis com variações locais de incidência solar, sombreamento e circulação da água, conforme discutido por Ouellet *et al*. (2020) e Van Vliet *et al*. (2023).

A comparação gráfica dos principais indicadores (Figura 1) evidencia comportamentos distintos entre as campanhas, com aumento predominante da DBO, redução generalizada da turbidez e maiores concentrações de fósforo e coliformes termotolerantes em

determinados pontos, especialmente P9 e P10. Essas diferenças demonstram a heterogeneidade espacial e temporal da qualidade da água do Rio Uraim, indicando que os processos associados ao aporte de matéria orgânica, nutrientes, microrganismos e sedimentos não responderam de maneira uniforme às condições ambientais. Dessa forma, os resultados reforçam a necessidade de interpretar os indicadores conjuntamente, considerando tanto as pressões antrópicas quanto as características naturais e hidrológicas da bacia.

Figura 1. Variação espacial de DBO, fósforo total, coliformes termotolerantes e turbidez nos dez pontos de amostragem do Rio Uraim, nas campanhas de janeiro e abril.



Fonte: Autor (2026)

A análise conjunta dos parâmetros demonstra que a qualidade da água do Rio Uraim apresentou heterogeneidade espacial e temporal, com comportamentos distintos entre os indicadores

avaliados. Enquanto a DBO aumentou em todos os pontos na campanha de abril, a turbidez apresentou redução generalizada e os coliformes termotolerantes demonstraram respostas espaciais contrastantes. Os pontos P6 a P10 concentraram algumas das maiores alterações relacionadas à matéria orgânica biodegradável, nutrientes, indicadores microbiológicos e sólidos totais, indicando a necessidade de atenção específica a esses trechos. Entretanto, a identificação dos fatores responsáveis pelas diferenças observadas exige considerar simultaneamente as características naturais da bacia, as condições hidrológicas e as possíveis fontes de aporte de materiais, evitando estabelecer relações causais exclusivamente com base na distribuição espacial dos indicadores.

4.2. Pressões Antrópicas e Suas Possíveis Relações com a Qualidade da Água do Rio Uraim

A distribuição espacial dos indicadores de qualidade da água do Rio Uraim evidenciou diferenças entre os pontos monitorados, possivelmente relacionadas à interação entre as características naturais da bacia e as pressões decorrentes do uso e ocupação da terra. De maneira geral, os pontos P1 a P5 apresentaram menores concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total e coliformes termotolerantes em comparação com P6 a P10, especialmente na campanha de abril. Entretanto, essa diferenciação não ocorreu de forma uniforme para todos os parâmetros, indicando a influência de processos ambientais distintos ao longo do trecho estudado.

A DBO apresentou maiores concentrações entre P6 e P10, variando de 3,10 a 4,55 mg L^{-1} em abril, enquanto P1 a P5 registraram valores entre 1,20 e 3,00 mg L^{-1}. Comportamento semelhante foi observado

para o fósforo total, com destaque para P8 (0,25 mg L^{-1}) e P9 (0,30 mg L^{-1}), enquanto os pontos iniciais apresentaram concentrações entre 0,09 e 0,10 mg L^{-1}. Essas diferenças sugerem maior disponibilidade de matéria orgânica biodegradável e nutrientes em determinados segmentos do rio. Segundo Anh *et al.* (2023) e Mânica *et al.* (2025), as transformações no uso da terra podem modificar o escoamento superficial e favorecer o transporte desses constituintes para os ambientes aquáticos. Contudo, a identificação de suas origens depende de informações complementares sobre as fontes de aporte e as condições hidrológicas.

Os coliformes termotolerantes também apresentaram diferenças espaciais, com maiores concentrações nos pontos finais, especialmente em P9 (4.000 NMP/100 mL) e P10 (3.200 NMP/100 mL), na campanha de abril. Esses resultados indicam possível influência de fontes de contaminação fecal, embora não permitam distinguir contribuições domésticas, animais ou de outras origens. Holcomb e Stewart (2020), Demeter *et al.* (2020) e Devane *et al.* (2020) destacam que a presença desses microrganismos está relacionada às condições sanitárias e aos processos de transporte e persistência microbiológica. No próprio Rio Uraim, Cardenas-Alegria *et al.* (2024) identificaram diferenças espaciais nas comunidades microbianas associadas às características ambientais e à ocupação territorial, reforçando a relevância desses indicadores para a avaliação da qualidade da água.

As alterações no uso e cobertura da terra constituem fatores importantes para compreender os padrões observados. Conceição *et al.* (2024) identificaram expressiva presença de áreas agrícolas e pastagens na microbacia do Rio Uraim, evidenciando transformações na configuração da paisagem. A substituição da

vegetação natural por atividades produtivas pode modificar a infiltração, intensificar o escoamento superficial e favorecer o transporte de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica. Conforme Alvarenga *et al*. (2021) e Garcia *et al*. (2023), essas alterações também podem comprometer as características físicas dos canais e a estrutura dos habitats aquáticos. Entretanto, seus efeitos dependem das condições do solo, da declividade, das práticas de manejo e da conectividade entre as áreas antropizadas e a rede de drenagem.

Nesse contexto, a vegetação ripária exerce função essencial na estabilidade das margens, na retenção de sedimentos e na regulação das condições físicas dos ambientes fluviais. Sua supressão pode intensificar processos erosivos e ampliar o aporte de materiais aos cursos d'água, conforme discutido por Junk *et al*. (2024), Hepp *et al*. (2023) e Moi *et al*. (2024). Embora essas relações sejam reconhecidas na literatura, os resultados obtidos não permitem quantificar a contribuição específica da perda de vegetação marginal para as concentrações registradas nos pontos monitorados, sendo necessária uma análise espacial mais detalhada da cobertura vegetal.

Além das atividades agropecuárias, a expansão urbana representa outra possível fonte de pressão ambiental. Sardinha e Ventura (2026) identificaram, no entorno do Rio Uraim, situações relacionadas à ocupação das margens, processos erosivos, ausência de vegetação ripária, disposição inadequada de resíduos sólidos e estruturas precárias de saneamento. Essas condições podem favorecer a entrada de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos nos corpos hídricos. Pessoa *et al*. (2021) também observaram alterações na qualidade ambiental de riachos urbanos brasileiros associadas à redução da cobertura vegetal e às modificações nas condições

físico-químicas da água. Assim, as concentrações relativamente elevadas de DBO, fósforo e coliformes em P6, P8, P9 e P10 são compatíveis com possíveis influências antrópicas, embora não constituam evidência suficiente para atribuir sua origem exclusivamente às atividades urbanas ou agropecuárias.

Os indicadores físicos apresentaram comportamento distinto, uma vez que a turbidez diminuiu em todos os pontos entre janeiro e abril, enquanto os sólidos totais não demonstraram tendência uniforme. Em janeiro, os maiores valores de turbidez ocorreram tanto nos pontos iniciais, P1 e P2, quanto em P7, indicando que a distribuição de partículas não acompanhou necessariamente as concentrações de matéria orgânica e nutrientes. Conforme Sharma *et al.* (2024) e Glaser *et al.* (2023), o transporte sedimentar depende das condições hidrológicas, da disponibilidade de partículas e das características da paisagem. Entretanto, a ausência de registros simultâneos de vazão e precipitação antecedente impede relacionar diretamente as diferenças observadas à sazonalidade pluviométrica.

O pH, por sua vez, apresentou caráter ácido em todos os pontos, com valores inferiores à faixa estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. Essa condição pode estar associada tanto às características naturais dos solos e aos processos de decomposição da matéria orgânica quanto a possíveis interferências humanas. Nascimento *et al.* (2023), em estudo realizado em nascentes de Paragominas, destacaram a importância das condições ambientais na interpretação dos parâmetros físico-químicos, enquanto Cardenas-Alegria *et al.* (2024) também registraram condições ácidas no Rio Uraim. Dessa forma, a acidez observada não deve ser interpretada isoladamente como evidência de contaminação antrópica.

A comparação entre os segmentos P1–P5 e P6–P10 demonstra maior concentração de determinados indicadores de alteração da qualidade da água na segunda parte do trecho monitorado. Contudo, a relação entre esses padrões e as atividades humanas exige a integração dos resultados analíticos com informações espaciais sobre o uso da terra, a localização de possíveis fontes de poluição e as condições hidrológicas. Conforme Phillips *et al.* (2022) e Soboyejo *et al.* (2025), os sistemas fluviais respondem às modificações ambientais por meio de interações entre processos hidrológicos, sedimentares e geomorfológicos, cuja intensidade depende das características de cada bacia.

Dessa forma, os resultados sugerem que a qualidade da água do Rio Uraim é influenciada pela interação entre processos naturais, variações temporais e possíveis pressões associadas à expansão urbana e agropecuária. As maiores concentrações de matéria orgânica, nutrientes e indicadores microbiológicos em determinados pontos reforçam a importância do monitoramento integrado e da conservação das áreas ripárias. Entretanto, o delineamento da pesquisa permite identificar padrões e associações ambientais plausíveis, sem comprovar relações causais diretas entre as transformações territoriais e os resultados analíticos.

4.3. Integração dos Indicadores e Limitações da Avaliação Pelo Índice de Qualidade da Água

A avaliação integrada dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos evidenciou diferenças espaciais e temporais na qualidade da água do Rio Uraim, refletindo a possível interação entre processos naturais e pressões antrópicas na bacia hidrográfica. Conforme Anh *et al.* (2023) e Mânica *et al.* (2025), as transformações

no uso e ocupação da terra podem modificar o transporte de sedimentos, matéria orgânica, nutrientes e contaminantes, enquanto as condições hidrológicas influenciam a intensidade dessas alterações. Nesse contexto, a interpretação conjunta dos indicadores permite compreender diferentes aspectos da qualidade hídrica, evitando conclusões fundamentadas exclusivamente em parâmetros isolados.

O Índice de Qualidade da Água (IQA), desenvolvido a partir da metodologia da National Sanitation Foundation e adaptado pela CETESB, constitui uma ferramenta de integração de nove parâmetros físicos, químicos e microbiológicos em um indicador numérico ponderado, permitindo comparações entre diferentes locais e períodos de monitoramento (Ana, 2023; CETESB, 2024). Entretanto, sua utilização apresenta limitações, especialmente em razão do efeito de eclipsamento, no qual resultados favoráveis de determinados parâmetros podem compensar parcialmente alterações relevantes em outros, reduzindo sua representatividade individual (Uddin *et al.*, 2021; Chidiac *et al.*, 2023; Fortes *et al.*, 2023). Dessa forma, a interpretação do índice deve ser acompanhada da análise dos indicadores que o compõem, sobretudo em ambientes submetidos a múltiplas pressões ambientais.

No Rio Uraim, embora as concentrações de oxigênio dissolvido tenham permanecido acima de 5 mg L^{-1} e os valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) abaixo de 5 mg L^{-1}, foram identificadas concentrações elevadas de fósforo total e coliformes termotolerantes em determinados pontos, além de valores de pH inferiores à faixa estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. Esses resultados demonstram que condições relativamente favoráveis de oxigenação não indicam,

necessariamente, ausência de alterações químicas e microbiológicas. Conforme Van Vliet *et al*. (2023) e Zhi *et al*. (2023), a disponibilidade de oxigênio resulta do equilíbrio entre processos de consumo e reposição, enquanto De Vries (2021) e Edwards *et al*. (2024) destacam que o enriquecimento por nutrientes pode comprometer o funcionamento ecológico dos ambientes aquáticos.

Os indicadores microbiológicos complementam essa interpretação, especialmente pelas maiores concentrações de coliformes termotolerantes registradas nos pontos P9 e P10 durante a campanha de abril. Segundo Holcomb e Stewart (2020) e Devane *et al*. (2020), esses microrganismos constituem indicadores de possível contaminação fecal, embora sua ocorrência não permita determinar isoladamente a origem da contaminação. De maneira complementar, Cardenas-Alegria *et al*. (2024) identificaram diferenças espaciais na composição das comunidades microbianas do Rio Uraim, associadas às condições ambientais e às características da ocupação territorial, reforçando a importância da avaliação conjunta dos indicadores microbiológicos e físico-químicos.

Embora a metodologia da pesquisa contemple os procedimentos de determinação do IQA, os resultados disponíveis não apresentam valores finais individualizados para os dez pontos nas duas campanhas. Assim, a presente análise concentrou-se na interpretação descritiva e comparativa dos parâmetros, sem atribuição de classificações numéricas globais de qualidade da água. Essa limitação não inviabiliza a caracterização das condições ambientais observadas, mas restringe a aplicação quantitativa do índice e a comparação integrada entre os pontos. Além disso, o IQA não contempla diretamente substâncias como pesticidas, metais

potencialmente tóxicos e contaminantes orgânicos emergentes, sendo insuficiente, isoladamente, para representar todas as dimensões da qualidade hídrica (Ana, 2023; Fortes *et al.*, 2023).

As diferenças entre as campanhas de janeiro e abril também sugerem a influência das condições hidrológicas sobre o comportamento dos indicadores. A redução generalizada da turbidez, acompanhada pela elevação da DBO e por variações nas concentrações de nutrientes e coliformes termotolerantes, evidencia respostas distintas dos processos de transporte e transformação de materiais. Conforme Sharma *et al.* (2024) e Glaser *et al.* (2023), a mobilização de sedimentos depende das condições de escoamento e das características da paisagem. Contudo, a ausência de medições simultâneas de vazão e precipitação limita a atribuição dessas diferenças à sazonalidade. Da mesma forma, os valores reduzidos de pH podem estar associados às características naturais da bacia, conforme discutido por Nascimento *et al.* (2023) e Cardenas-Alegria *et al.* (2024), não constituindo, isoladamente, evidência de contaminação antrópica.

Sob a perspectiva da dinâmica fluvial, Atkinson *et al.* (2018) e Phillips *et al.* (2022) destacam que os processos hidrológicos, sedimentares e biogeoquímicos estabelecem relações de retroalimentação, nas quais modificações em determinados componentes podem desencadear respostas em outros. No Rio Uraim, as variações observadas são compatíveis com possíveis alterações nessas interações, embora não permitam comprovar modificações nos mecanismos de retroalimentação, cuja identificação exigiria informações hidrológicas e geomorfológicas específicas. Adicionalmente, a realização de apenas duas campanhas limita a caracterização da variabilidade sazonal e interanual, enquanto a

ausência de dados quantitativos sobre o uso e cobertura da terra nas áreas de contribuição dificulta a identificação das fontes responsáveis pelas alterações registradas.

Dessa forma, os resultados evidenciam a importância de ampliar o monitoramento ambiental do Rio Uraim, integrando indicadores físicos, químicos e microbiológicos, medições hidrológicas e informações espaciais sobre o uso e cobertura da terra. A incorporação dessas informações, associada ao cálculo e à interpretação dos valores individualizados do IQA, poderá proporcionar uma avaliação mais abrangente da qualidade hídrica, contribuir para a identificação de trechos prioritários para conservação e subsidiar estratégias de gestão ambiental fundamentadas nas características naturais da bacia e nas possíveis pressões decorrentes das atividades humanas.

5. CONCLUSÃO

A avaliação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos evidenciou variações espaciais e temporais na qualidade da água do Rio Uraim entre as campanhas de janeiro e abril. Os resultados demonstraram redução generalizada da turbidez e elevação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em abril, além de alterações nas concentrações de nutrientes e coliformes termotolerantes, particularmente nos pontos situados entre P6 e P10. Embora os valores de oxigênio dissolvido e DBO tenham permanecido dentro dos limites de referência considerados para águas doces de Classe 2, foram identificadas alterações no pH e concentrações elevadas de fósforo total e coliformes termotolerantes em determinados pontos. Esses resultados indicam heterogeneidade nas condições ambientais do trecho monitorado e

sugerem possíveis associações com as características naturais da bacia e as pressões decorrentes das atividades antrópicas, sem permitir estabelecer relações causais diretas.

A interpretação integrada dos indicadores permitiu caracterizar diferentes aspectos da qualidade hídrica, embora a ausência de valores finais do Índice de Qualidade da Água (IQA), de medições hidrológicas simultâneas e de uma série temporal mais abrangente limite a avaliação global das condições do rio. Dessa forma, destaca-se a necessidade de ampliar o monitoramento ambiental, incorporando o cálculo individualizado do IQA, dados de vazão e precipitação e informações sobre o uso e cobertura da terra. A integração dessas informações poderá contribuir para a identificação de trechos prioritários para conservação e para o desenvolvimento de estratégias de gestão dos recursos hídricos na bacia do Rio Uraim.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Indicadores de qualidade: Índice de Qualidade das Águas (IQA). Brasília, DF: ANA, 2023.

AHMED, S. F. *et al*. Threats, challenges and sustainable conservation strategies for freshwater biodiversity. Environmental Research, v. 214, 113808, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113808.

ALVARENGA, L. R. P. *et al*. Land-use changes affect the functional structure of stream fish assemblages in the Brazilian Savanna. Neotropical Ichthyology, v. 19, n. 3, e210035, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0035.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 24. ed. Washington, DC: APHA, 2023.

ANH, N. T. *et al*. Influences of key factors on river water quality in urban and rural areas: a review. Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, v. 8, 100424, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100424.

ATKINSON, C. L. *et al*. Incorporating ecogeomorphic feedbacks to better understand resiliency in streams: a review and directions forward. Geomorphology, v. 305, p. 123–140, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.07.016.

BALDASSO, M. C.; OLIVEIRA, A. G.; KLIEMANN, B. C. K.; DELARIVA, R. L. Habitat modification driven by land use as an environmental filter on the morphological traits of Neotropical stream fish fauna. Neotropical Ichthyology, v. 22, n. 1, e230119, 2024. DOI: https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0119.

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 as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, DF: CONAMA, 2005.

CARDENAS-ALEGRIA, O. V. *et al*. Microbiome analyses of the Uraim River in the Amazon and georeferencing analyses to establish correlation with anthropogenic impacts of land use. Frontiers in Environmental Science, v. 12, 1404230, 2024. DOI: https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1404230.

CHIDIAC, Sandra; EL NAJJAR, Paula; OUAINI, Naim; EL RAYESS, Youssef; EL AZZI, Desiree. A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, v. 22, n. 2, p. 349–395, 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2023: Apêndice D – Metodologia de cálculo dos índices de qualidade das águas. São Paulo: CETESB, 2024.

CONCEIÇÃO, M. M. M. da *et al.* Análise de uso e cobertura da terra na microbacia do Rio Uraim, Paragominas-PA. Revista Brasileira de Meio Ambiente & Sustentabilidade, v. 4, n. 1, p. 4–16, 2024.

DE VRIES, W. Impacts of nitrogen emissions on ecosystems and human health: a mini review. Current Opinion in Environmental Science & Health, v. 21, 100249, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100249.

DEMETER, K. *et al.* Automated online monitoring of fecal pollution in water by enzymatic methods. Current Opinion in Environmental Science & Health, v. 16, p. 82–91, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.03.002.

DEVANE, M. L. *et al.* Fecal indicator bacteria from environmental sources: strategies for identification to improve water quality monitoring. Water Research, v. 185, 116204, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116204.

DRAKE, T. W. *et al.* The pulse of the Amazon: fluxes of dissolved organic carbon, nutrients, and ions from the world's largest river.

Global Biogeochemical Cycles, v. 35, n. 4, e2020GB006895, 2021. DOI: https://doi.org/10.1029/2020GB006895.

EDWARDS, T. M. *et al*. Ammonia and aquatic ecosystems: a review of global sources, biogeochemical cycling, and effects on fish. Science of the Total Environment, v. 907, 167911, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167911.

FAUZAN, F. Q. *et al*. Phosphate as a resource: current technologies and future directions for sustainable water quality management. Journal of Environmental Management, v. 404, 129598, 2026. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2026.129598.

FERREIRA, H. de S.; MORAES, B. C. de; SILVA, C. N. da. Análise espacial das pretensões minerárias na bacia hidrográfica do Rio Uraim, Paragominas-PA. Revista Políticas Públicas & Cidades, v. 13, n. 2, e779, 2024. DOI: https://doi.org/10.23900/2359-1552v13n2-68-2024.

FORTES, A. C. C.; BARROCAS, P. R. G.; KLIGERMAN, D. C. Water quality indices: construction, potential, and limitations. Ecological Indicators, v. 157, 111187, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111187.

GARCIA, T. O. *et al*. The influence of landscape at multiple spatial scales of the river basins at the Eastern Amazon fish assemblage. Neotropical Ichthyology, v. 21, n. 2, e220044, 2023. DOI: https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0044.

GLASER, C. *et al*. Particle-associated organic contaminant and cytotoxicity transport in a river during storm events. Journal of Hydrology, v. 621, 129600, 2023.

GUPTA, L. K.; PANDEY, M.; RAJ, P. A.; SHUKLA, A. K. Fine sediment intrusion and its consequences for river ecosystems: a review. Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste, v. 27, n. 1, 2023. DOI: https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000729.

HEPP, L. U. *et al.* Agriculture affects functional diversity of aquatic insects in Subtropical Atlantic Forest streams. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 35, e31, 2023. DOI: https://doi.org/10.1590/S2179-975X2323.

HOLCOMB, D. A.; STEWART, J. R. Microbial indicators of fecal pollution: recent progress and challenges in assessing water quality. Current Environmental Health Reports, v. 7, p. 311–324, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s40572-020-00278-1.

JUNK, W. J. *et al.* Riparian wetlands of low-order streams in Brazil: extent, hydrology, vegetation cover, interactions with streams and uplands, and threats. Hydrobiologia, v. 851, p. 1657–1678, 2024. DOI: https://doi.org/10.1007/s10750-022-05056-8.

MÂNICA, A. N. *et al.* From forest to urban: assessing the impact of land cover on water quality. Journal of Environmental Management, v. 386, 125739, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125739.

MISMAN, N. A.; SHARIF, M. F.; CHOWDHURY, A. J. K.; AZIZAN, N. H. Water pollution and the assessment of water quality parameters: a review. Desalination and Water Treatment, v. 294, p. 79–88, 2023. DOI: https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29433.

MOI, D. A. *et al.* Habitat diversity mitigates the impacts of human pressure on stream biodiversity. Global Change Biology, v. 30, e17534, 2024. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.17534.

NASCIMENTO, R. O. do *et al*. Characterization of water quality and the effects of land use and seasonality on springs in eastern Amazonia. Revista Ambiente & Água, v. 18, e2909, 2023. DOI: https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2909.

ORR, J. A. *et al*. Studying interactions among anthropogenic stressors in freshwater ecosystems: a systematic review of 2396 multiple-stressor experiments. Ecology Letters, v. 27, n. 6, e14463, 2024. DOI: https://doi.org/10.1111/ele.14463.

OUELLET, V. *et al*. River temperature research and practice: recent challenges and emerging opportunities for managing thermal habitat conditions in stream ecosystems. Science of the Total Environment, v. 736, 139679, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139679.

PESSOA, L. A. *et al*. Effect of land-use types on the ecomorphological structure of fish assemblage in distinct mesohabitats of Neotropical streams. Biota Neotropica, v. 21, n. 3, e20201034, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1034.

PHILLIPS, C. B. *et al*. Threshold constraints on the size, shape and stability of alluvial rivers. Nature Reviews Earth & Environment, v. 3, p. 406–419, 2022.

SARDINHA, A. S.; VENTURA, K. S. Assessed urban river hazards: a case study of Paragominas, Eastern Amazon. Ambiente & Sociedade, v. 29, 2026. DOI: https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc01461vu29L29OA.

SHARMA, M. *et al*. The state of the Yamuna River: a detailed review of water quality assessment across the entire course in India. Applied

Water Science, v. 14, n. 8, 175, 2024. DOI: https://doi.org/10.1007/s13201-024-02227-x.

SOBOYEJO, L. A.; RUSSELL, K. L.; FLETCHER, T. D. Predicting urban channel morphology amidst multiple complexities. Geomorphology, v. 468, 109511, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2024.109511.

TERESA, Fabrício B.; RODRIGUES-FILHO, Carlos A. S.; LEITÃO, Rafael P. Diversidade funcional de peixes de riacho. Oecologia Australis, v. 25, n. 2, p. 415–432, 2021. DOI: https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.12

UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. Ecological Indicators, v. 122, 107218, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218.

VAN VLIET, M. T. H. *et al.* Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes. Nature Reviews Earth & Environment, v. 4, p. 687–702, 2023. DOI: https://doi.org/10.1038/s43017-023-00472-3.

ZHI, W. *et al.* Temperature outweighs light and flow as the predominant driver of dissolved oxygen in US rivers. Nature Water, v. 1, p. 249–260, 2023.

ZHOU, B. *et al.* Phosphorus in urban stormwater runoff: a review of sources, transport pathways, and control solutions. Environmental Reviews, v. 34, p. 1–24, 2026. DOI: https://doi.org/10.1139/er-2025-0247.

[1] Bacharel em Química pela UNINTER – Paragominas/PA. E-mail: acesse o artigo original para visualizar o e-mail

[2] Doutor em Ciência do Solo pela UFSM. E-mail: acesse o artigo original para visualizar o e-mail

[3] Doutora em Fitotecnia pela Universidade Federal de Viçosa. E-mail: acesse o artigo original para visualizar o e-mail

[4] Graduada em Pedagogia pela UNINTA. Formação em Educação Geral. E-mail: acesse o artigo original para visualizar o e-mail

[5] Pós-Graduada em Psicanálise pela Anhanguera. E-mail: acesse o artigo original para visualizar o e-mail