

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE CORPOS HÍDRICOS APÓS EVENTOS PLUVIOMÉTRICOS NO MUNICÍPIO DE IRATI-PR, BRASIL

*Guilherme Gavlak¹; Caroline Kozak²; Mylena Maria Bida³; Eduardo Mehret⁴; Angelo Sarna⁵;
Jeniffer Bianca Palhano⁶; Amanda Maria de Lara⁷; Valdemir Antonelli⁸; João Anésio Bednarz⁹;
Kely Viviane de Souza¹⁰*

RESUMO – O avanço populacional e a intensificação das atividades urbanas têm promovido a expansão desordenada nas bacias hidrográficas, resultando em impactos significativos sobre a qualidade das águas superficiais. Nesse contexto, este estudo avaliou a influência do uso e ocupação da terra sobre a qualidade da água em duas bacias hidrográficas localizadas no município de Irati-PR, considerando a resposta dos corpos hídricos após eventos pluviométricos. As bacias foram delimitadas e submetidas à classificação semiautomática do uso e cobertura da terra. Amostras de água foram coletadas nas fozes dos rios principais após três eventos de precipitação (13,4 mm, 42,4 mm e 7,4 mm), sendo analisados os parâmetros cor aparente, turbidez, sólidos totais, nitrogênio amoniacal e fósforo solúvel. Os dados foram submetidos à análise de variância, teste de Tukey e Análise de Componentes Principais (ACP). Os resultados indicaram que a Bacia 1, com maior proporção de florestas densas e vegetação rasteira, apresentou menores concentrações dos parâmetros avaliados. Em contrapartida, a Bacia 2, caracterizada por maior extensão de áreas urbanizadas e solo exposto, exibiu valores mais elevados, evidenciando maior susceptibilidade ao transporte de poluentes pelo escoamento superficial após eventos de chuva.

Palavras-Chave – Sensoriamento remoto, Geoprocessamento, Bacia hidrográfica

ABSTRACT– Population growth and the intensification of urban activities have promoted disorderly expansion in watersheds, resulting in significant impacts on surface water quality. In this context, this study evaluated the influence of land use and land cover on water quality in two watersheds located in the municipality of Irati, Paraná, Brazil, considering the response of water bodies after rainfall events. The watersheds were delineated and subjected to semi-automatic land use and land cover classification. Water samples were collected at the outlets of the main rivers after three precipitation events (13.4 mm, 42.4 mm, and 7.4 mm), and the parameters analyzed included apparent color, turbidity, total solids, ammoniacal nitrogen, and soluble phosphorus. The data were subjected to analysis of variance, Tukey's test, and Principal Component Analysis (PCA). The results indicated that Watershed 1, characterized by a higher proportion of dense forest and grassland vegetation, presented lower concentrations of the evaluated parameters. In contrast, Watershed 2, marked by a greater extent of urbanized areas and exposed soil, showed higher values, evidencing greater susceptibility to pollutant transport by surface runoff after rainfall events.

Key-words – Remote sensing; geoprocessing; watershed

¹ Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO)/Departamento de Engenharia Ambiental (DENAM) – Irati/PR – eng.guilhermegavlak@gmail.com

² UNICENTRO/DENAM – Irati/PR – ckozak@unicentro.br

³ UNICENTRO/DENAM – Irati/PR – bidamylena@gmail.com

⁴ UNICENTRO/DENAM – Irati/PR – mehreteduardo@gmail.com

⁵ UNICENTRO/DENAM – Irati/PR – angelo3210000@gmail.com

⁶ UNICENTRO/DENAM – Irati/PR – jeniffer.palhano@escola.pr.gov.br

⁷ UNICENTRO/DENAM – Irati/PR – amandadelara.ambiental@gmail.com

⁸ UNICENTRO/Departamento de Geografia (DEGEO) – Irati/PR – vantoneli@unicentro.br

⁹ UNICENTRO/DEGEO – Irati/PR – jabednarz@unicentro.br

¹⁰ UNICENTRO/DENAM – Irati/PR – kelys@unicentro.br

INTRODUÇÃO

O crescimento das atividades urbanas, industriais, agrícolas e comerciais tem promovido transformações rápidas nas paisagens naturais, resultando em processos de urbanização frequentemente desordenados e carentes de planejamento ambiental adequado. Essas mudanças alteram diretamente a estrutura dos ecossistemas, especialmente nas proximidades de corpos hídricos, onde intervenções antrópicas tendem a intensificar processos de degradação, afetando variáveis físicas, químicas e biológicas da água e comprometendo a biodiversidade aquática (OKUMURA *et al.*, 2020).

A falta de qualificação técnica para um planejamento urbano adequado causa a expansão da mancha urbana de forma desordenada, o que modifica significativamente a cobertura vegetal e a capacidade de suporte das áreas de mananciais. A remoção da vegetação ripária reduz a integridade ecológica dos sistemas aquáticos, uma vez que as matas ciliares exercem funções essenciais como retenção de sedimentos, regulação térmica, filtragem de nutrientes e estabilidade das margens (LORENZI, 2002). Diversos estudos têm demonstrado que esses ambientes funcionam como importantes “filtros ecológicos”, favorecendo a manutenção da qualidade da água e a proteção de habitats sensíveis (NEGREIROS *et al.*, 2014; PINTO *et al.*, 2022).

Quando esses filtros naturais são suprimidos, o impacto do uso inadequado da terra torna-se mais evidente. Atividades como desmatamento, agricultura intensiva, impermeabilização urbana e ocupação irregular de Áreas de Preservação Permanente (APP) elevam a carga de sedimentos, nutrientes e contaminantes nos corpos hídricos. Gavlak *et al.*, (2024) reforçam que o avanço das ações antrópicas aumenta substancialmente o risco de toxicidade nos ecossistemas aquáticos, promovendo alterações ecológicas que ameaçam a integridade funcional dos sistemas fluviais. Trabalhos recentes também demonstram que o padrão de uso do solo é determinante para a resposta hidrológica de uma bacia, influenciando a magnitude do escoamento superficial, a mobilização de poluentes e a variabilidade da qualidade da água após eventos de precipitação (QUARESMA *et al.*, 2024; DOMINGUES *et al.*, 2021).

Nesse cenário, o monitoramento ambiental torna-se essencial para compreender as pressões exercidas sobre os recursos hídricos e subsidiar estratégias de gestão e conservação. As técnicas de sensoriamento remoto têm se consolidado como ferramentas fundamentais nesse processo, oferecendo informações precisas sobre os padrões de uso e cobertura da terra e permitindo análises multitemporais que auxiliam na compreensão da dinâmica espacial das bacias hidrográficas (MWAIJENGO *et al.*, 2020). A integração entre dados de campo, geotecnologias e monitoramento hidrológico é particularmente importante em regiões onde os eventos pluviométricos intensificam o transporte de contaminantes e a variabilidade das condições da água.

Diante desse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar a influência das diferentes composições de uso e ocupação da terra na qualidade da água de dois corpos hídricos localizados em bacias hidrográficas do município de Irati-PR, Brasil, analisando as respostas ambientais após a ocorrência de eventos pluviométricos.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo está inserida na Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi, abrangendo duas microbacias hidrográficas na região centro-sul do estado do Paraná. A primeira microbacia (Bacia 1) encontra-se localizada integralmente no município de Irati, enquanto a segunda (Bacia 2) além de abranger o território do mesmo município, estende-se também sobre uma pequena porção do município de Rebouças.

O local possui clima do tipo Cfb, segundo a classificação de Köppen e Geiger (1928), caracterizado como subtropical úmido mesotérmico, sem estação seca definida e com verões amenos. A variação térmica média anual oscila entre 11,0 °C nos meses de inverno (junho) e 24,2 °C no verão

(janeiro). A pluviosidade média mensal é de aproximadamente 150 mm, conferindo condições hidrológicas relevantes para a dinâmica ambiental da região.

As áreas de estudo possuem extensões distintas: a Bacia 1 apresenta área aproximada de 10,42 km², enquanto a Bacia 2 corresponde a cerca de 22,05 km². A localização espacial e os limites dessas microbacias e a posição do seus exutórios (ambos no mesmo local) estão representados na Figura 1.

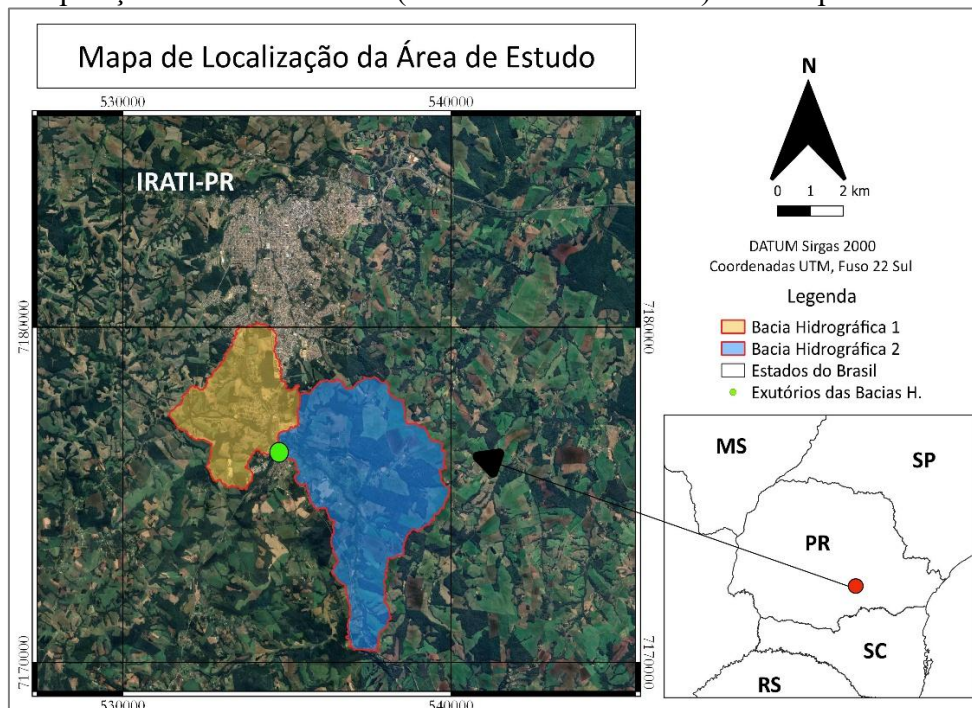


Figura 1 – Mapa de localização das bacias hidrográficas em estudo.

Fonte: Autores (2026)

Para cada bacia em estudo, foi selecionado um ponto de amostragem localizado na foz dos respectivos rios principais de cada uma delas, de modo a representar a condição de saída das águas dessas unidades de drenagem. Adicionalmente, estabeleceu-se um terceiro ponto de coleta situado na zona de confluência, onde ocorre a mistura das águas provenientes das duas microbacias e a subsequente formação do Rio Riozinho. A Figura 2 apresenta os pontos de amostragem adotados para realização das coletas das amostras de água.



Figura 2 – Pontos monitorados: a) rio principal da bacia 1, no braço esquerdo (P1), e rio principal da bacia 2, no braço direito (P2); b) ponto de confluência entre os rios das bacias 1 e 2 (P3).

Fonte: Os autores (2025)

Foram coletadas amostras compostas de cada ponto de monitoramento, considerando as margens direita e esquerda, bem como a região central para contemplar a variabilidade espacial das características físico-químicas e limnológicas ao longo da seção fluvial.

As coletas das amostras foram realizadas nos dias 09, 22 e 30 de setembro de 2025, após a ocorrência de eventos pluviométricos com precipitação acumulada de 13,4mm, 42,4mm e 7,4mm, respectivamente, registrados pela estação meteorológica convencional (83836 – Irati-PR) localizada a aproximadamente 3,5km dos pontos de coleta de amostras de água. Os dados pluviométricos foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), sendo a precipitação acumulada nas 24h antecedentes a data da coleta das amostras.

Após as coletas, a qualidade da água foi caracterizada pelos parâmetros de sólidos totais (ST), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), fósforo solúvel (P), cor aparente e turbidez, seguindo as metodologias descritas no *Standard Methods for water and wastewater analysis techniques* (APHA, 2017). Para as análises de nitrogênio amoniacal e fósforo solúvel as amostras foram previamente filtradas em membrana de acetato com porosidade de 1,2µm. Todas as análises de cada um dos parâmetros foram realizadas em triplicata.

Para a elaboração do mapa de uso e ocupação da terra das duas microbacias em estudo, foi empregado o *software* QGIS, versão 3.12.3 *with* GRASS, a partir de dados do Modelo Digital de Elevação (MDE). O mapeamento do uso e ocupação da terra nas respectivas áreas, foi conduzido a partir da obtenção de imagens de alta resolução disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), provenientes do satélite CBERS-4A, com resolução espacial de 8 metros. Optou-se pela classificação em apenas quatro classes, sendo área urbanizada, vegetação densa, vegetação rasteira e solo exposto.

A análise estatística dos dados contemplou a verificação das premissas da Análise de Variância (ANOVA), contemplando os testes de normalidade dos resíduos (Shapiro-Wilk) e de homogeneidade das variâncias (Bartlett ou Levene). Atendidas as condições de aplicabilidade, aplicou-se a ANOVA fatorial para avaliar diferenças significativas entre os tratamentos. Em casos de significância estatística, procedeu-se ao teste de comparações múltiplas de Tukey (HSD – Honestly Significant Difference), a fim de identificar quais pares de médias apresentaram diferenças relevantes. Foi adotado nível de significância de $\alpha = 0,05$, correspondente a um intervalo de confiança de 95%. Por fim foi realizada a Análise de Componentes Principais (ACP) para avaliar os padrões de variação conjunta das variáveis de qualidade da água (N-amoniacal, fósforo solúvel, cor aparente, turbidez e sólidos totais). Os dados foram previamente padronizados (média zero e variância unitária), e as observações foram representadas pelas médias de cada combinação entre bacia e evento de precipitação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 sintetiza as áreas calculadas de cada tipo de uso do solo e suas respectivas proporções percentuais para as Bacias 1 e 2 delimitadas. A Bacia 1 apresentou maior proporção de área urbanizada (21,87%) e de solo exposto (9,71%) em comparação à Bacia 2 (9,73% e 4,03%, respectivamente), indicando maior pressão antrópica decorrente de processos de urbanização mais intensos e de uso inadequado do solo, que potencialmente pode conferir pior qualidade da água da Bacia 1. A Figura 3 apresenta o mapa de uso e ocupação da terra gerado.

Tabela 1 – Resultados obtidos de porcentagem e de área referentes a cada classe a partir do mapeamento do uso e ocupação da terra nas bacias hidrográficas avaliadas.

Classes avaliadas	Bacia 1		Bacia 2	
	km ²	%	km ²	%
Área urbanizada	2,28	21,87	2,15	9,73
Vegetação densa	3,90	37,40	9,14	41,45
Vegetação rasteira	3,23	31,01	9,88	44,79
Solo exposto	1,01	9,72	0,89	4,03
TOTAL	10,42	100,00	22,05	100,00

Fonte: Autores (2025)

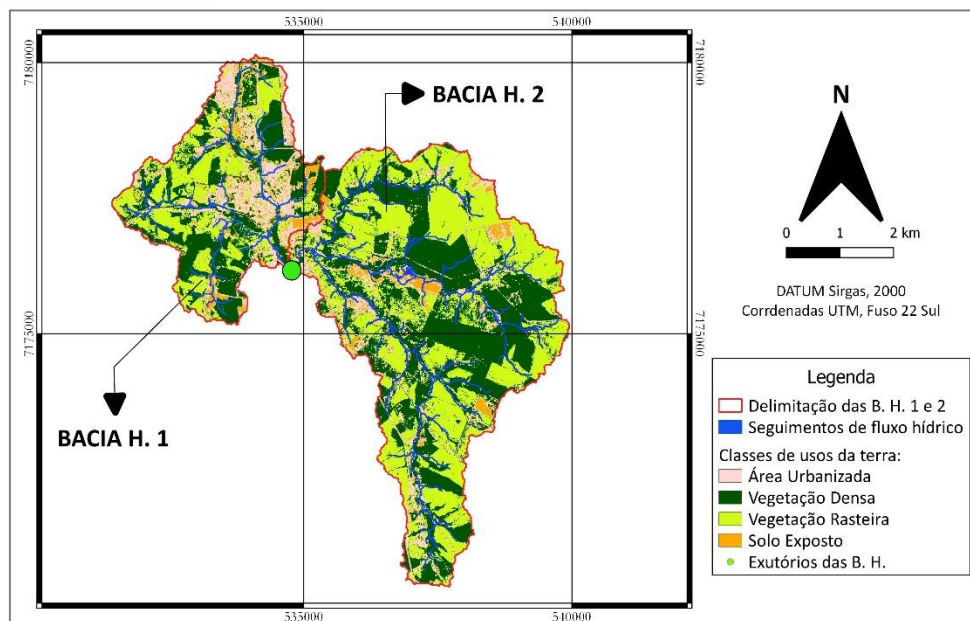


Figura 3 – Mapa de uso e ocupação da terra das bacias hidrográficas em estudo em função das classes avaliadas.
Fonte: Autores (2025)

Essa diferença de uso da terra observada evidencia as maiores proporções de área impermeabilizada na Bacia 1, que consequentemente eleva o escoamento superficial e potencializa o carreamento de poluentes difusos para os corpos hídricos. Além disso, a remoção da cobertura vegetal reduz a porosidade do solo e limita a infiltração da água da chuva, ampliando a susceptibilidade a processos erosivos (GAVLAK *et al.*, 2024). Estudos de Dudgeon *et al.* (2006) destacam globalmente a urbanização como uma das principais pressões sobre ecossistemas aquáticos, modificando o regime hidrológico, aumentando as cargas de poluentes e alterando a estrutura biológica dos rios.

Por outro lado, a Bacia 2 apresentou predominância de vegetação densa (41,44%) e vegetação rasteira (44,78%), em proporções superiores às observadas na Bacia 1 (37,40% e 31,00%, respectivamente). Essa maior representatividade da cobertura vegetal sugere uma condição mais favorável à manutenção da qualidade hídrica, uma vez que a vegetação atua como barreira física à erosão, favorece a infiltração da água no solo e contribui para a retenção de sedimentos. No entanto, a elevada proporção de vegetação rasteira na Bacia 2 pode estar associada a práticas agropecuárias, o que também representa uma fonte potencial de poluição difusa. A presença significativa de florestas e outras formações vegetais é crucial para a proteção dos solos, pois a interceptação da chuva pela copa reduz a energia cinética das gotas, diminuindo o potencial erosivo, enquanto o sistema radicular aumenta a agregação e a porosidade do solo, facilitando a infiltração e a recarga de aquíferos (BRUIJNZEEL, 2004).

Portanto, apesar de ambas as bacias analisadas possuírem maiores proporções de áreas com vegetação densa e vegetação rasteira, as diferenças observadas nas classes de área urbanizada e solo exposto podem atuar como vetores chaves para a degradação hídrica, impactando tanto os parâmetros físico-químicos quanto a integridade ecológica dos corpos d'água, principalmente na Bacia 1.

A Tabela 3 apresenta, os índices pluviométricos antecedentes à coleta das amostras, os valores médios observados para cada parâmetro de qualidade da água analisado, bem como o teste de comparação de médias de Tukey, onde médias seguidas das mesmas letras não se diferenciam estatisticamente entre si.

Tabela 3 – Resultados médios obtidos a partir da caracterização das amostras de água coletadas, juntamente com o teste estatístico de comparação de médias.

Pontos	Data	Precipitação (mm)	N-NH ₃ (mg/L)	Ps (mg/L)	Cor ap. (uC)	Turb. (UNT)	ST (mg/L)
--------	------	----------------------	-----------------------------	--------------	-----------------	----------------	--------------

P1		13,4	3,37 b	0,29 c	2066,6 b	292 b	370,33 b
P2	09/09/2025	13,4	1,31 e	0,0 f	182,33 e	19,83 g	86,66 g
P3		13,4	1,90 d	0,06 e	471,66 d	52,36 e	194 d
P1		42,4	5,41 a	0,74 a	3146 a	383 a	480,66 a
P2	22/09/2025	42,4	2,14 d	0,18 d	452 d	75,33 d	145,33 e
P3		42,4	3,38 b	0,34 b	1047,6 c	104,33 c	294 c
P1		7,4	2,43 c	0,19 d	1016 c	108,66 c	194,33 d
P2	30/09/2025	7,4	1,23 e	0,0 f	83,33 f	12 g	34,33 h
P3		7,4	0,72 f	0,02 e	190,33 e	30 f	115,66 f

Fonte: Autores (2025)

O evento de maior intensidade pluviométrica (42,4 mm) resultou nos valores mais elevados de todos os parâmetros analisados, especialmente no Ponto 1 (Bacia 1), onde foram registrados 5,41 mg/L de N-amoniaco, 0,74 mg/L de fósforo solúvel, 3146 uC de cor aparente, 383 UNT de turbidez e 480,66 mg/L de sólidos totais. Esses valores diferiram estatisticamente dos demais pontos ($p < 0,05$), confirmando que precipitações intensas intensificam o escoamento superficial, a erosão e o carreamento de poluentes difusos. Esse comportamento está em consonância com a maior proporção de área urbanizada e solo exposto identificados na Bacia 1, fatores que contribuem para o aumento da vulnerabilidade à degradação hídrica. Estudos prévios reforçam essa relação, apontando que a supressão da vegetação potencializa perdas de nutrientes e de fertilidade do solo (OLIVEIRA-ANDREOLI *et al.*, 2020), enquanto a manutenção da cobertura vegetal reduz significativamente a exportação de nitrogênio, fósforo e sedimentos (SCHULTZ *et al.*, 2022). Da mesma forma, concentrações elevadas de nutrientes em rios urbanos são frequentemente associadas a áreas submetidas à expansão antrópica (CHAPMAN *et al.*, 2020), em decorrência do despejo indevido de efluentes domésticos.

Em contraste, durante o evento de menor precipitação (7,4 mm), as concentrações foram substancialmente reduzidas em todos os pontos. Destaca-se o Ponto 2 (Bacia 2), com 1,23 mg/L de N-amoniaco, ausência de fósforo solúvel, 83,33 uC de cor aparente, 12 UNT de turbidez e 34,33 mg/L de sólidos totais, valores significativamente inferiores ($p < 0,05$) aos da Bacia 1 e da zona de confluência. Esses resultados confirmam a relevância da cobertura vegetal predominante na Bacia 2, que atua como barreira física à erosão, promove a infiltração e retém sedimentos e nutrientes, contribuindo para a manutenção da qualidade hídrica. Nesse sentido, a literatura reconhece que áreas urbanas e agrícolas intensificam a degradação da água, ao passo que regiões com vegetação natural apresentam melhorias significativas em sua qualidade (QIU *et al.*, 2023).

Na comparação entre os pontos, verifica-se que o Ponto 1 (Bacia 1) apresentou consistentemente os maiores valores médios em todos os eventos, evidenciando os impactos do uso intensivo do solo e da urbanização sobre a qualidade da água. Da mesma maneira, Von Rückert *et al.* (2024) verificaram que trechos urbanos apresentam maiores concentrações de nitrogênio amoniacal e sólidos suspensos totais, com forte relação espacial entre uso e cobertura do solo e a variabilidade da qualidade da água na bacia do Ribeirão Ipanema, em Minas Gerais. Diante deste contexto brasileiro, Quaresma *et al.* (2024) demonstram que a urbanização está consistentemente associada ao aumento de nutrientes, matéria orgânica, sólidos em suspensão e indicadores microbiológicos em rios urbanos, sobretudo onde há déficit de saneamento e ocupações irregulares. Em escala global, estudos sobre córregos urbanos na América Latina mostram que a combinação de canalização, lançamento de esgotos e alterações hidrológicas decorrentes da urbanização desordenada constitui um quadro típico de “síndrome dos rios urbanos”, com impactos cumulativos sobre a integridade ecológica e os usos múltiplos da água (WALTEROS; RAMÍREZ, 2020).

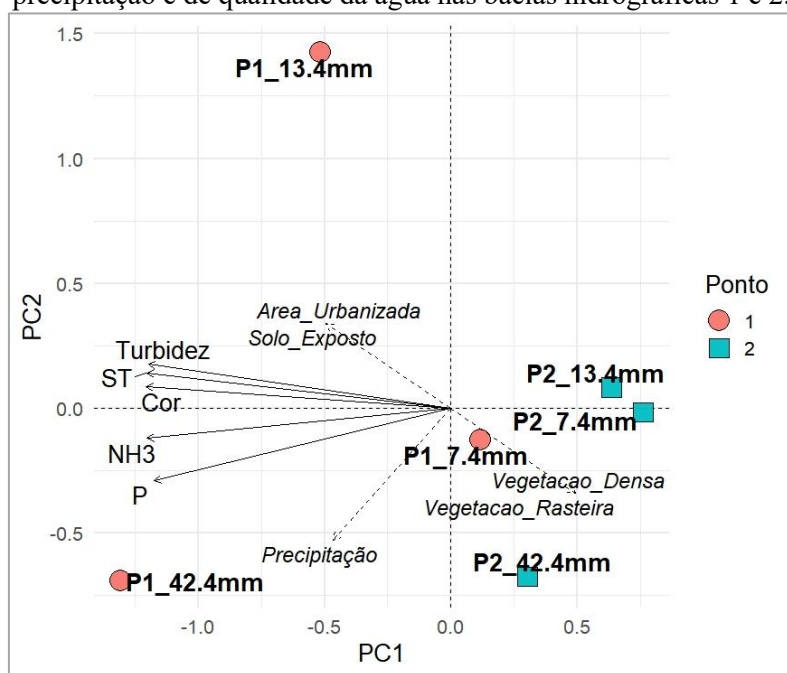
Em oposição, o Ponto 2 (Bacia 2) apresentou os menores valores, mesmo em eventos de maior precipitação, o que reflete a maior resiliência proporcionada pela cobertura vegetal predominante, ainda que parte corresponda a vegetação rasteira associada a usos agropecuários. Uma vez que bacias hidrográficas com maior proporção de cobertura florestal tendem a apresentar menor degradação

hídrica, a vegetação atua na redução da erosão, na retenção de sedimentos e na diminuição do aporte de nutrientes aos corpos d'água (CHEN *et al.*, 2020). Portanto, decorrente da dinâmica da qualidade da água que é influenciada simultaneamente por mudanças no uso do solo e pelas condições climáticas, faz-se necessário a adoção de estratégias integradas de manejo que combinem conservação florestal, planejamento territorial e monitoramento contínuo para garantir a sustentabilidade dos sistemas hídricos (NEPAL *et al.*, 2023; NAKKAZI *et al.*, 2024). O manejo integrado e sistêmico dos recursos hídricos, no contexto da drenagem urbana sustentável, também mostra-se como ferramenta estruturante essencial para o desenvolvimento de ambientais urbanos mais adaptados e resilientes.

Por fim, o Ponto 3, localizado na confluência dos rios, apresentou valores intermediários, refletindo o efeito de mistura entre as águas das duas bacias, o que reflete o efeito de diluição e mistura hidrodinâmica. Esse comportamento é característico de zonas de confluência, onde a interação entre massas d'água com diferentes cargas poluentes tende a modular os parâmetros físico-químicos, como já descrito por Rhoads e Sukhodolov (2008), que destacam a complexa redistribuição de sedimentos e contaminantes nesses ambientes. Contudo, em eventos de maior pluviosidade (42,4 mm), os valores permaneceram elevados, como 3,38 mg/L de N-amoniaco e 1047,6 uC de cor aparente, o que demonstra a forte influência da Bacia 1 na qualidade da água do rio receptor.

Com base nos dados de qualidade da água, precipitação e nas porcentagens de uso e ocupação do solo das Bacias 1 e 2, foi realizada a ACP, apresentados na Figura 4.

Figura 4 – Análise de componentes principais gerada a partir dos dados de uso e ocupação da terra, precipitação e de qualidade da água nas bacias hidrográficas 1 e 2.



É possível observar a separação dos pontos médios referentes à Bacia 1 (P1) e à Bacia 2 (P2) sob diferentes condições de precipitação, indicando respostas distintas às pressões ambientais impostas pelo uso do solo. Tal comportamento é coerente com análises multivariadas aplicadas à qualidade da água, nas quais a ACP permite identificar gradientes ambientais e associações entre variáveis (HELENA *et al.*, 2000; SIMEONOV *et al.*, 2003). Os vetores das variáveis de qualidade da água mostraram correlação positiva entre cor aparente, turbidez, sólidos totais, nitrogênio amoniacal e fósforo solúvel, associados principalmente à Bacia 1, sobretudo durante o evento de maior precipitação (42,4 mm). Esse padrão reflete o incremento do aporte difuso e o carreamento de poluentes característicos de áreas com maior pressão antrópica. Em contrapartida, a Bacia 2 posicionou-se na direção dos vetores relacionados à vegetação densa e rasteira, sugerindo efeito protetor da cobertura vegetal na retenção de sedimentos e nutrientes, contribuindo para a manutenção da qualidade hídrica.

A diferenciação entre as bacias também é reforçada pelos vetores ambientais, uma vez que a maior predominância de áreas urbanizadas e de solo exposto na Bacia 1 favorece a mobilização de partículas finas e matéria orgânica durante eventos de precipitação intensa, ao passo que a maior proporção de vegetação densa observada na Bacia 2 atua como zona de retenção e estabilização do solo, resultando em menores concentrações de parâmetros indicativos de degradação hídrica.

Estudos recentes demonstram que episódios de chuva extrema ampliam significativamente a carga de sedimentos em suspensão, especialmente em bacias com baixa cobertura vegetal, devido ao aumento do escoamento superficial e da velocidade do fluxo, que intensificam a erosão de margens e a ressuspensão de depósitos do leito (LI *et al.*, 2024). De forma convergente, análises experimentais indicam que sedimentos expostos em leitos e margens podem constituir fontes expressivas de poluentes particulados quando reativados por chuvas intensas, contribuindo para elevações abruptas de turbidez, sólidos suspensos e nutrientes adsorvidos (FREY *et al.*, 2015). Complementarmente, investigações conduzidas no Japão mostram que a relação entre precipitação, escoamento e turbidez é particularmente marcada em bacias urbanizadas, onde a impermeabilização e a carência de zonas ripárias amplificam o transporte de sedimentos e o fluxo de partículas para o curso d'água (AL SAWAF; KAWANISI; BAHREINIMOTLAGH, 2024). Esses achados sustentam a interpretação de que a resposta da Bacia 1 aos eventos de precipitação está diretamente ligada ao uso do solo e à reduzida capacidade de retenção superficial, contrastando com o comportamento mais estável observado na Bacia 2.

Esse contraste entre as bacias reforça a elevada sensibilidade dos sistemas fluviais às modificações no uso e na cobertura da terra, uma vez que alterações na estrutura da vegetação ripária e do mosaico de coberturas influenciam diretamente os processos de escoamento, retenção de sedimentos e exportação de nutrientes. Ademais, esses efeitos indicam que o uso de soluções baseadas na natureza, para além dos benefícios quantitativos associados à redução dos picos de vazão e amortecimento de cheias, eleva os benefícios qualitativos, melhorando a qualidade da água descarregada nos corpos hídricos. Estudos recentes destacam que diferentes arranjos de uso e cobertura do solo exercem forte controle sobre a qualidade da água, e que a manutenção de extensas áreas de vegetação nativa – especialmente em zonas ripárias – constitui estratégia central para reduzir a carga difusa de poluentes e aumentar a resiliência hidrológica frente a eventos extremos (LOCKE, 2024). Esses achados dão suporte aos padrões observados na ACP, na qual bacias com maior integridade de cobertura vegetal se dissociam, em termos de variáveis de qualidade hídrica, daquelas mais antropizadas. Portanto, os resultados da ACP confirmam que a qualidade da água está fortemente condicionada ao uso e à cobertura do solo, reforçando o papel das áreas vegetadas como barreiras naturais contra a degradação hídrica. Essas áreas atuam não apenas como filtros físicos, retraindo sedimentos e partículas, mas também como zonas de transformação bioquímica, capazes de assimilar e imobilizar nutrientes e poluentes antes que atinjam os corpos d'água receptores (SAEIDI *et al.*, 2023; WOZNICKI *et al.*, 2023).

No contexto urbano, a implementação de infraestruturas verdes atua como estratégia de adaptação às mudanças climáticas e aumento da resiliência das cidades. É válido destacar os múltiplos serviços ecossistêmicos proporcionados pelas matas ciliares e pela vegetação, incluindo regulação hidrológica, estabilização do solo, aumento da biodiversidade e suporte aos processos de autodepuração fluvial. Nesse sentido, resultados semelhantes foram reportados por Gavlak *et al.* (2025) ao investigarem a Bacia Hidrográfica do Rio das Antas, no município de Irati-PR, onde foi observado que trechos com maior proporção de áreas urbanizadas apresentaram Índices de Qualidade da Água (IQA) significativamente inferiores em comparação com trechos sob influência de áreas vegetadas. Além disso, os autores verificaram a ocorrência de autodepuração natural ao longo do curso do rio, demonstrada pela redução das concentrações de poluentes em regiões adjacentes à Floresta Nacional, evidenciando o papel essencial da vegetação ripária para a recuperação da qualidade da água em ambientes sujeitos a elevadas cargas difusas de origem urbana.

CONCLUSÃO

Os resultados demonstraram que o uso e ocupação da terra influenciam de forma decisiva a qualidade da água nas duas bacias avaliadas. A Bacia 1, com maior proporção de áreas urbanizadas e solo exposto, apresentou as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal, fósforo solúvel, turbidez, cor aparente e sólidos totais, especialmente após o evento pluviométrico mais intenso. Em contraste, a Bacia 2, caracterizada pela predominância de vegetação densa e rasteira, exibiu valores significativamente inferiores, confirmando o efeito regulador da cobertura vegetal na retenção de sedimentos e nutrientes.

As análises estatísticas e a ACP reforçaram esse padrão ao evidenciar a associação entre os parâmetros indicadores de degradação hídrica e as áreas mais antropizadas, enquanto bacias com maior integridade ambiental mostraram maior resiliência mesmo diante de eventos de chuva. A influência da precipitação ficou clara, com eventos mais intensos promovendo aumento do escoamento superficial, ressuspensão de sedimentos e incremento do aporte de poluentes, sobretudo em áreas urbanizadas.

Nesse contexto, os resultados obtidos reforçam a importância da drenagem urbana sustentável como instrumento estratégico para o planejamento territorial e para a adaptação das cidades frente às mudanças climáticas e à intensificação de eventos extremos. A incorporação de soluções baseadas na natureza, como recuperação de matas ciliares, ampliação de áreas permeáveis, jardins de chuva, wetlands construídos e outras infraestruturas verdes, pode contribuir simultaneamente para o amortecimento de vazões, aumento da infiltração e melhoria qualitativa das águas pluviais lançadas nos corpos hídricos.

Dessa forma, conclui-se que a conservação da vegetação ripária aliada à implementação de estratégias integradas de manejo de águas pluviais urbanas constitui medida fundamental para reduzir os impactos da urbanização sobre os sistemas fluviais. Os achados do estudo evidenciam a necessidade de políticas públicas e instrumentos de gestão que promovam o planejamento urbano sustentável, priorizando a proteção da cobertura vegetal e a adoção de técnicas compensatórias de drenagem como mecanismos essenciais para a manutenção da qualidade da água e aumento da resiliência das bacias hidrográficas urbanas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. 2017.
- AL SAWAF, M. B.; KAWANISI, K.; BAHREINIMOTLAGH, M. Examining the relationship between rainfall, runoff, and turbidity during the rainy season in western Japan. *Hydrology*, v. 5, n. 1, 2024. <https://doi.org/10.3390/geohazards5010009>
- BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the leaves? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 104, n. 1, p. 185-228, 2004.
- CHAPMAN, D.; BRADLEY, C.; GETTEL, K.; ORMEROD, S.; SKEFFINGTON, R.; STEPHENSON, T. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 4. ed. Paris: UNESCO/WHO/UNEP, 2020.
- CHEN, D.; ELHADJ, A.; XU, H.; XU, X.; QIAO, Z. A study on the relationship between land use change and water quality of the Mitidja Watershed in Algeria based on GIS and RS. *Sustainability*, v. 12, n. 9, p. 3510, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12093510>.
- DOMINGUES, A. L. L.; BISCALEQUINI, J.; MORAES, P. R. B.; OLIVEIRA, E. M.; SILVA, M. R. G. Impact of urbanization on the water quality of the Uberaba River and tributaries. *Ciência e Natura*, v. 43, n. 1, p. e36, 2021. DOI: 10.5902/2179460X63662.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z. I.; KNOLL, D. J.; LÉVÊQUE, C.; ORMEROD, S. J.; THIEME, M. L. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, v. 81, n. 2, p. 163–182, 2006.

- FREY, S. K.; RUDOLPH, D. L.; GOTTSCHELL, N.; SUNOHARA, M. D.; WILKES, G.; TOPP, E.; EDWARDS, M.; LAPEN, D. R. Rainfall-induced runoff from exposed streambed sediments as a source of surface water pollution. *Journal of Environmental Quality*, v. 44, n. 4, p. 1403–1413, 2015. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.03.0122>
- GAVLAK, G.; OLIVEIRA FILHO, P. C.; LOMBARDI, K. C.; MARTINS, K. G. Impacts of land use and occupation in riparian zones on water quality and soil fertility: a study in the Antas River, Irati-PR, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 97, n. 3, e20240042, 2025. DOI: 10.1590/0001-3765202520240042.
- GAVLAK, G.; OLIVEIRA FILHO, P. C. de; MARTINS, K. G.; LOMBARDI, K. C. Relações entre toxicologia de águas fluviais e uso e ocupação da terra. *Ciência e Natura*, Santa Maria, v. 46, p. e84452, 2024. doi:10.5902/2179460X84452.
- HELENA, B.; PARDO, R.; VEGA, M.; BARRADO, E.; FERNÁNDEZ, J. M.; FERNÁNDEZ, L. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Research*, Oxford, v. 34, n. 3, p. 807–816, 2000.
- KÖPPEN W & GEIGER R. 1928. *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm.
- LI, H.; LI, Z.; GAO, P.; HE, Q.; XU, J.; LI, Y.; DUFFY, C. Precipitation-dependent sensitivity of suspended sediment and turbidity response in a Mediterranean stream. *Ecological Indicators*, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111644>
- LOCKE, J. M. Impacts of land use–land cover on water quality: A systematic review of empirical approaches. *Water Quality Research Journal*, v. 59, n. 2, p. 89–108, 2024. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2023.003>
- LORENZI, H. *Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas do Brasil*. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002.
- MWAIJENGO, J. S.; LI, S.; LI, X.; XU, H. Land-use and land-cover change detection using remote sensing for environmental management: A case review. *Remote Sensing Applications*, v. 20, p. 100402, 2020.
- NAKKAZI, M. T.; NKWASA, A.; MARTÍNEZ, A. B.; VAN GRIENSVEN, A. Linking land use and precipitation changes to water quality changes in Lake Victoria using earth observation data. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 196, art. 1104, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13261-2>.
- NEGREIROS, D.; PEREIRA, K. V.; TEIXEIRA, M.; FERNANDES, G. W. Functional traits and ecological strategies in tropical plants: responses to environmental gradients. *Ecological Research*, v. 29, p. 1–9, 2014.
- NEPAL, D.; PARAJULI, P.; OUYANG, Y.; TO, S. F. Assessing hydrological and water quality responses to dynamic land use change at watershed scale in Mississippi. *Journal of Hydrology*, v. 625, 129983, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129983>.
- OKUMURA, L. L.; PIRES, L. F.; DURANTE, L. G. Análise dos impactos antrópicos em áreas ripárias e a implicação na qualidade da água. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25, p. 1–10, 2020.
- OLIVEIRA-ANDREOLI, K.; BIANCHI, M.; GIONGO, V.; KOBIYAMA, M.; CHAFFE, P. L. B. Impacts of land use on water quality in subtropical basins. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, n. 11, p. 682, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08662-x>.
- PINTO, S.; LIMA, J. E. F. W.; ROCHA, H. R.; MORAES, J. M. Riparian vegetation and its role in water quality regulation: A Brazilian case study. *Journal of Environmental Management*, v. 320, p. 115–144, 2022.
- QIU, J.; WU, P.; LIU, R.; ZHANG, M.; LI, Z.; ZHU, Y.; LI, X. Land use change and river water quality: global synthesis and implications. *Science of The Total Environment*, v. 857, p. 159–180, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159180>.
- QUARESMA, T. J. C.; VALENTIM, L. A.; QUARESMA, T. C.; GUERREIRO, Q. L. M.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. M. B. Impactos do processo de urbanização na qualidade de água no Brasil: uma revisão sistemática. *Revista DELOS*, v. 17, n. 60, p. 1–16, 2024.
- SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Multivariate statistical assessment of environmental data: water quality study of the Struma River Basin, Bulgaria. *Environmental Pollution*, London, v. 123, p. 401–412, 2003.
- RHOADS, B. L.; SUKHODOLOV, A. Field Investigation of Three-Dimensional Flow Structure at Stream Confluences. *Water Resources Research*, v. 44, 2008.
- SAEIDI, R.; GHOLAMI, V.; MAHDAVI, M.; SARRAF, B.; RAHIMI, J.; TORKAMAN, J.; ALAVI, S. J. Hydrological and water quality responses to land use dynamics. *Journal of Hydrology*, v. 615, p. 128–160, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128160>.
- SCHULTZ, R. C.; ISENHART, T. M.; SIMPKINS, W. W.; COLLETTI, J. P. Riparian buffers and nutrient retention in agricultural watersheds. *Ecological Engineering*, v. 176, p. 106540, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106540>.
- VON RÜCKERT, G.; FIGUEREDO, C. C.; BARROS, J. E. F.; SILVA, R. R. Qualidade da água e uso e cobertura do solo na bacia do Ribeirão Ipanema (Bacia do Rio Doce/Brasil): efeitos da urbanização. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 29, e25, 2024. DOI: 10.1590/2318-0331.292420230142.
- WALTEROS, J. M.; RAMÍREZ, A. Urban streams in Latin America: current conditions and research needs. *Revista de Biología Tropical*, San José, v. 68, supl. 2, p. S13–S28, 2020. doi:10.15517/rbt.v68iS2.44330.
- WOZNICKI, S. A.; JAHAN, N.; NEARING, M. A.; O’GEEN, A. T. Watershed-scale effects of vegetation and land use on nutrient dynamics. *Ecological Indicators*, v. 148, p. 109–121, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109121>.