

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MINAS GERAIS
UNIDADE FRUTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA EM
SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG

Adriana Duneya Díaz Carrillo
Licenciada em Ciências Ambientais

FRUTAL-MG
2023

ADRIANA DUNEYA DIAZ CARRILLO

**MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA EM
SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Frutal, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Rodrigo Ney Millan

Co-orientadora

Dra. Eliana Aparecida Panarelli

**FRUTAL-MG
2023**

Ficha Catalográfica da Obra

C317m Carrillo, Adriana Duneya Díaz
Monitoramento da qualidade de água em sistemas
lóticos no Município de Frutal - MG / Adriana Duneya
Díaz Carrillo. - Frutal. – 2023.
157 f. : il., tab., gráf., mapas

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado
de Minas Gerais - Unidade Frutal, 2023.
Orientador: Rodrigo Ney Millan.
Co-orientadora: Eliana Aparecida Panarelli.

1. Diagnóstico ambiental. 2. Estação de tratamento de
esgoto (ETE). 3. Impactos ambientais. 4. Recursos
hídricos. 5. Uso e ocupação da terra. I. Millan, Rodrigo
Ney. II. Panarelli, Eliana Aparecida. III. Universidade do
Estado de Minas Gerais - Unidade Frutal. IV. Título.
CDU 628.3

Catálogo na fonte

Bibliotecária: Gesiane Patrícia de Souza CRB-6/1894



GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS

ADRIANA DUNEYA DÍAZ CARRILLO

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA EM SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG

Dissertação apresentada a Universidade do Estado de Minas Gerais, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, na área de concentração Ciências Ambientais, Linha de Pesquisa Diagnóstico e Ecologia Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 23 de agosto de 2023.

Profa. Dra. Cristiane Freitas de Azevedo Barros - UEMG-Ibirité-MG

Prof. Dr. Eduardo da Silva Martins - UEMG-Frutal-MG

PROF. DR. RODRIGO NEY MILLAN

ORIENTADOR

PROF. DRA. ELIANA APARECIDA PANARELLI

COORIENTADORA



Documento assinado eletronicamente por **Rodrigo Ney Millan, Professor de Educação Superior**, em 23/08/2023, às 16:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 47.222, de 26 de julho de 2017](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cristiane Freitas de Azevedo Barros, Professora de Educação Superior**, em 23/08/2023, às 16:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 47.222, de 26 de julho de 2017](#).



Documento assinado eletronicamente por **Eduardo da Silva Martins, Professor de Educação Superior**, em 23/08/2023, às 16:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 47.222, de 26 de julho de 2017](#).



Documento assinado eletronicamente por **Eliana Aparecida Panarelli, Professora de Educação Superior**, em 23/08/2023, às 18:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 47.222, de 26 de julho de 2017](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.mg.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **71732566** e o código CRC **E667613D**.

Dedicatória

Dedico este trabalho em memória póstuma de meu avô materno, Pedro José Carrillo, agradeço os ensinamentos, os momentos compartilhados e o amor recíproco.

Dedico este trabajo a la memoria de mi abuelo materno, Pedro José Carrillo, agradezco las enseñanzas, los momentos compartidos y el amor recíproco.

Epígrafe

La comodidad cuesta real.

Oscar Díaz

Solo límitate a responder lo que te estoy preguntando.

Adrián Díaz

Mi niñooooo!

Minerva Loyo.

Pobrecito...

Duneya Carrillo

Mamita, no lean porquerias

Pedro Carrillo

Mija, atiende a su marido

Carmen Sandoval

AGRADECIMENTOS

Ao Programa Bolsas Brasil PAEC OEA-GCUB (Organização de Estados Americanos – Grupo Coimbra) pela bolsa de pós-graduação concedida no ano de 2021-2023. A Universidade Estadual de Minas Gerais (UEMG) e ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCiamb).

A mis Padres, por todo el apoyo y el amor que me han dado durante este tiempo. Sé que muchas veces no es fácil lidiar conmigo y mis decisiones, pero siempre recibí de su parte libertad para hacer, decir, crear, estudiar y viajar, y para mí, eso fue algo importante que me hace ser la persona de hoy en día. Son los mejores padres del mundo. Los Amo. Mis hermanos Andreina y Adrián Jesús, los amo y adoro pero de lejitos jajaja....Mentira. Saben que los Amo inmensamente. A pesar de que nunca entienden lo que digo, siempre están ahí para mí. Espero siempre estar ahí para ustedes. Los Amo, Gracias por ser mi familia.

A mi familia paterna, Mis tíos y mis primos, Gracias por todos los momentos compartidos, las risas, las lágrimas, las luchas juntos. Gracias a tía Adriana, Carlucho y Tía Yvonne, por la motivación y animo que le ponen a las cosas y la confianza que han puesto en mí y en mis capacidades para alcanzar los logros actuales. Gracias a todos por el cariño.

A mis Abuelos Queridos, Oscar Díaz y Minerva Loyo. Gracias por enseñarme que donde come uno, comen todos, que la familia unida permanece unida. Que la comodidad cuesta real. Que el amor de una abuela es lo más grande que una persona puede tener. Infinitamente Gracias.

Mis Nonos, mis amores, Pedro José Carrillo que en paz descanse, y Mi nona Carmen Sandoval, Gracias por la oportunidad de haber podido compartir tiempo y momentos memorables juntos a Ustedes, por enseñarme la belleza de la cultura colombiana, el amor por el campo y la naturaleza. Los amo y los amaré más allá de la distancia, la memoria y el tiempo.

Para mis Amigos La Pato, La Dita, La Osa y El Divo de Juan, agradezco el pasado, el presente y el futuro con ustedes. Gracias porque ustedes me enseñaron que *“Los verdaderos amigos se lastiman con la verdad para no destruirse con la mentira”*.

A mis amigos académicos, mi grupito de ambiental, muchas gracias a Jesús Renedo, Marián, Gabriel, Orlando y Manuel Molina por las enseñanzas académicas y las vivencias. Agradezco al grupito de las Cheveronas Cironeli, Dioselina, Juberzay, La secre Rossy y la pajaróloga del grupo, Vanessa.

Gracias a mi amorcito querido, que sin él este recorrido hubiese sido más difícil de conllevar, gracias por la compañía, el tiempo compartido, la paciencia y dedicación que me das. Gracias por ser mi refugio. Muchas veces no me la merezco y tiendo a ser egoísta e infantil, y sin embargo sigues a mi lado. Espero que el tiempo nos dé la razón y podamos continuar juntos este camino.

A mis profesoras Queridas María y Maribel, que son un ejemplo a seguir, las admiro muchísimo y las quiero un montón, aunque nunca se los digo, la verdad gracias por todo.

Agradecer a meu orientador, Dr. Rodrigo Ney Millan, por ter aceitado o desafio de me orientar, obrigada pela compreensão e flexibilidade, apesar das barreiras culturais e linguísticas conseguimos trabalhar de forma harmoniosa e os resultados foram satisfatórios. A minha coorientadora Dra. Eliana Aparecida Panarelli pela confiança e receptividade tanto no âmbito acadêmico quanto pessoal. Graças pelo carinho.

Agora, nesta seção dedicarei um parágrafo apenas à professora Osania, pois se não o fizer posso sofrer as consequências de seus comentários kkkkkkkkkkkk.. Muito obrigado a Osania pela acolhida, pelo carinho, pelos ensinamentos no laboratório, e principalmente pelas vacinas, nunca na minha vida eu tinha tomado tantas vacinas. Obrigado pela atenção, preocupação e calidez de sua pessoa. Espero que você continue sendo tão bondadosa e tente desacelerar um pouco, se acalmar de vez em quando, não precisa correr para ter sucesso, você já tem sucesso. Aproveita a vida.

Quiero agradecer enormemente a todo el personal de la UEMG, profesores, obreros y administrativos, pero en especial a Larissa, Pedro, Adriana Alves y Marilia, por ser mi punto de apoyo en mi llegada a Brasil, por integrarme a sus vidas y a su familia, por la amabilidad, la calidez y el cariño que me ofrecieron, siendo yo una extraña, extranjera sin rumbo.

Gostaria de agradecer imensamente a todos os funcionários e professores da UEMG, mais em especial a Larissa, Pedro, Adriana Alves e Marília, por serem meu ponto de apoio quando cheguei ao Brasil, por me integrarem à vida deles e de sua família, pela gentileza, calidez e carinho que me ofereceram, sendo um estranho, um estrangeiro sem rumo.

Agradeço a minha turma de 2021, por me receber, me orientar e me ajudar no processo de aprendizado, por ter me parabenizado nas apresentações apesar de não entender nada do que eu falava, e por sermos um tour virtual, as experiências acadêmicas foram as mesmas

Para minha gente linda, meus amigos, mis panas, obrigado meu amigo Giovanni, pelo apoio durante esse tempo. Ao Heytor pelo apoio acadêmico, pela atenção, pelo carinho

dispensado que até hoje ele permanece, um homem de bom coração. À Lorrana, obrigado pela amizade e pelas festas. Aos meus amores Gabi, Ana Beatriz e Karen, as Leoninas do meu coração, obrigada imensamente por serem minhas amigas e parceiras de role kkkkk... Obrigada pela companhia, pelas risadas e pelas dificuldades que passamos juntas. Eu valorizo muito sua amizade, espero que continuemos amigas no futuro. Eu amo todos vocês.

Agradecer a Javier, por haber llegado y compartir su cultura mexicana conmigo, por sus buenos deseos, a pesar de haber sido poco tiempo, me diste compañía en momentos en que hablar en otro idioma es complicado. Gracias por el cariño. La próxima no las tomamos en México jajajaja...

Por fim, agradeço a todos aqueles que antes e durante esta etapa da minha vida participaram, contribuíram e me apoiaram de uma forma ou de outra. Todos nós sabemos que chegar em outro país sem conhecer a língua, a cultura e a comida são difíceis, mas o povo brasileiro foi meu refúgio nessa época e por eles não só agradeço ao povo como também a este lindo e maravilhoso país que me acolheu com braços abertos.

RESUMO

O Brasil possui o maior volume de água doce em comparação com outras nações e os recursos hídricos sofrem pressão de eventos naturais e antrópicos. No bioma Cerrado as atividades agropecuárias e a expansão urbana têm causado impactos nos ecossistemas aquáticos. O monitoramento dos sistemas lóticos é uma ferramenta importante para o gerenciamento de bacias hidrográficas e da gestão das águas. A pesquisa realizou uma revisão bibliométrica dos impactos ambientais em rios brasileiros (2013-2022) selecionando 167 artigos. A agricultura e os efluentes domésticos e industriais, foram as atividades mais frequentes que afetam os rios brasileiros. As variáveis de avaliação foram no mínimo, 25 parâmetros físico-químicos e 12 parâmetros biológicos, além do uso de diversas metodologias para identificação de impactos ambientais em rios e bacias hidrográficas. A parte experimental abarcou o monitoramento da qualidade da água considerando a avaliação dos impactos ambientais e influência do uso e ocupação da terra nos córregos São José do Bebedouro e Ribeirão Frutal (Frutal-MG). A condução se deu no período chuvoso (4 meses) e seco (4 meses) avaliando-se 3 pontos de amostragem na terceira ordem de cada sistema. Os parâmetros físicos e químicos da água foram avaliados com sonda multiparamétrica HORIBA U-50, os nutrientes por espectrofotometria e os coliformes termotolerantes pelo método Colilert®. Foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) e elaborado o mapa do uso e cobertura da terra em Qgis 3.16, com dados do MapBiomas coleção 7. Os resultados mostraram que o Ribeirão Frutal apresentou o PAR impactado (35 - 37 pontos), com elevados valores de coliformes termotolerantes ($2.871.893 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$), condutividade elétrica ($306,6 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$), nitrogênio amoniacal total ($4291,17 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) e fósforo total ($422,84 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), além de baixos valores de oxigênio dissolvido ($2,1 \text{ mg L}^{-1}$). A análise de componentes principais (PCA) demonstrou associação das variáveis fósforo total no período seco e das formas nitrogenadas no período chuvoso. Por outro lado, o córrego São José do Bebedouro mostrou melhores condições com os parâmetros analisados enquadrados na classe II da Resolução CONAMA 357/2005 e condições próximas ao natural (67-70 pontos) no PAR apesar de apresentar atividades agropecuárias na bacia. O uso e ocupação da terra, mostraram maior presença de áreas agrícolas (81,78%) com baixa presença de vegetação nativa (12,30%) e 5,92% de áreas urbanas. O Ribeirão Frutal recebe o efluente da Estação de Tratamento de Esgoto doméstico (ETE) da cidade de Frutal, e também é influenciado pelas atividades agropecuárias ao longo do trecho avaliado, indicando elevado impacto ambiental. Concluímos que o Ribeirão Frutal, está impactado por fontes pontuais de contaminação e ocupação inadequada de suas margens mediante o uso da terra agrícola e urbano, comprometendo a integridade da comunidade aquática e oferecendo risco ambiental para os ecossistemas próximos a suas efluentes.

Palavras-chave: Diagnóstico ambiental. Estação de tratamento de esgoto (ETE). Impactos ambientais. Recursos hídricos. Uso e ocupação da terra.

MONITORING THE WATER QUALITY IN LOTIC SYSTEMS FROM THE FRUTAL MUNICIPALITY -MG

ABSTRACT

Brazil has the largest volume of freshwater compared to other nations, and water resources are under pressure from natural and anthropogenic events. In the Cerrado biome, agricultural activities and urban expansion have caused impacts on aquatic ecosystems. However, monitoring lotic systems is a relevant tool for managing river basins and water management. The research constitutes a bibliometric review of environmental impacts on Brazilian rivers (2013-2022), selecting 167 articles. Agriculture and domestic and industrial effluents were the most frequent activities that affected Brazilian rivers. The evaluation variables were at least 25 physical-chemical parameters and 12 biological parameters, in addition the use of diverse methodologies to identify environmental impacts on rivers and watersheds. The experimental part covers water quality monitoring considering the assessment of environmental impacts and the influence of land use and occupation in the São José do Bebedouro and Ribeirão Frutal stream (Frutal-MG). The conduction happened during the rainy (4 months) and dry (4 months) seasons, evaluating three sampling points in the third order of each system. The physical and chemical parameters of the water were evaluated with a HORIBA U-50 multiparametric probe, nutrients spectrophotometrically, and thermotolerant coliforms using the Colilert® method. The Rapid Assessment Protocol (PAR) was applied and a map of land use and coverage was created in Qgis 3.16, with data from MapBiomias collection 7. The results showed that Ribeirão Frutal presented an impacted PAR (35 - 37 points) with high values of thermotolerant coliforms ($2.871.893 \text{ MPN } 100 \text{ mL}^{-1}$), electrical conductivity ($306.6 \mu\text{S cm}^{-1}$), Total Ammonia Nitrogen ($4291.17 \mu\text{g L}^{-1}$) and Total Phosphorus ($422.84 \mu\text{g L}^{-1}$), and low dissolved oxygen values (2.1 mg L^{-1}). Principal component analysis (PCA) demonstrated an association between variables Total Phosphorus in the dry period and nitrogen in the rainy period. Besides, the São José do Bebedouro stream showed better conditions linked to the analyzed parameters falling within class II of CONAMA Resolution 357/2005 and conditions close to natural (67-70 points) in the PAR despite presenting agricultural activities in the basin. Land use and occupation showed a greater presence of agricultural areas (81.79%) with a low presence of native vegetation (12.29%) and 5.92% of urban areas. The Ribeirão Frutal stream receives effluent from the Domestic Sewage Treatment Station (ETE) in Frutal City, also influenced by agricultural activities along the evaluated stretch, indicating a high environmental impact. We conclude that Ribeirão Frutal is impacted by point sources of contamination and inadequate occupation of its banks through agricultural and urban land use, compromising the integrity of the aquatic community and offering an environmental risk to the ecosystems close to its effluents.

Keywords: Environmental diagnosis. Sewage treatment station (ETE). Environmental impacts. Water resources. Land use and occupation.

LISTA DE FIGURAS

	Páginas
CAPÍTULO 3 – IMPACTOS ANTRÓPICOS NA QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS BRASILEIROS: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	
Figura 1 – Fluxograma baseado nos critérios de seleção e exclusão dos artigos analisados ..	65
Figura 2 – Número de publicações por ano de estudos sobre qualidade da água e impactos ambientais em rios brasileiros	65
Figura 3 – Número de publicações por Região Federal associadas à qualidade da água e impactos ambientais em rios brasileiros entre 2013 e 2022. SP: São Paulo, MG: Minas Gerais, RS: Rio Grande do Sul, PR: Paraná, PA: Pará, AM: Amazonas, GO: Goiás, MT: Mato Grosso, MS: Mato Grosso do Sul, RJ: Rio de Janeiro, BA: Bahia, SC: Santa Catarina, MA: Maranhão, RO: Rondônia, SE: Sergipe, AP: Amapá, ES: Espírito Santo, PB: Paraíba, PE: Pernambuco, PI: Piauí, RN: Rio Grande do Norte, DF: Distrito Federal, AL: Alagoas, CE: Ceará, TO: Tocantins, RR: Roraima, AC: Acre.	666
Figura 4 – Número de publicações por periódico relacionadas aos impactos e atividades na qualidade da água dos rios brasileiros. 20 revistas com maior frequência de publicação.....	68
Figura 5 – Parâmetros físico-químicos mais utilizados para avaliação da qualidade da água em ecossistemas lóticos no Brasil	69
Figura 6 – Parâmetros biológicos mais utilizados para avaliação da qualidade da água em ecossistemas lóticos no Brasil	70
 CAPÍTULO 4 – IMPACTOS DAS ÁREAS URBANAS E AGRÍCOLAS NA QUALIDADE DE ÁGUA EM DOIS SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG, BRASIL.	
Figura 1 – Localização da área de estudo, com identificação dos pontos de coleta no município de Frutal-MG. FRU1-FRU3= Córrego Ribeirão Frutal; BEB1-BEB3= Córrego São José do Bebedouro (Frutal, MG, Brasil)	101
Figura 2 – Observação das condições hidro morfológicas e ecológicas do Ribeirão Frutal e Córrego São Jose de Bebedouro (A= FRU1, B= FRU2, C=FRU3, D=BEB1, E=BEB2, F=BEB3).....	104
Figura 3 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais das variáveis limnológicas do Córrego Ribeirão Frutal e São José de Bebedouro, Município Frutal, MG. Pontos azuis representam os Parâmetros físicos químicos. OD = Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹); Temp =	

Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); Cond = Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); TDS = Sólidos Totais Dissolvidos (mg L^{-1}); ORP = Potencial de Oxi-Redução (mV); Turb = Turbidez (NTU); CTer = Coliformes Termotolerantes (NMP 100mL^{-1}); CTot = Coliformes Totais (NMP 100mL^{-1}). Losangos vermelhos (Ribeirão Frutal), Triângulos Verdes (Córrego São José de Bebedouro). 107

Figura 4 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais (ACP), do córrego Ribeirão Frutal no período da seca e chuva. Pontos azuis representam os parâmetros físicos e químicos. OD = Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}); Temp = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); Cond = Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); TDS = Sólidos Totais Dissolvidos (mg L^{-1}); ORP = Potencial de Oxi-Redução (mV); Turb = Turbidez (NTU); CTer = Coliformes Termotolerantes (NMP 100mL^{-1}); CTot = Coliformes Totais (NMP 100mL^{-1}). Triângulos marrons (Período Seco), Quadrados Verdes (Período Chuvoso). F1S-F3S (Frutal no período de Seca); F1C-F3C (Frutal no período de Chuva). 110

Figura 5 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais (ACP), do córrego São José de Bebedouro no período da seca e chuva. Pontos azuis representam os Parâmetros físicos e químicos. OD = Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}); Temp = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); Cond = Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); TDS = Sólidos Totais Dissolvidos (mg L^{-1}); ORP = Potencial de Oxi-Redução (mV); Turb = Turbidez (NTU); CTer = Coliformes Termotolerantes (NMP 100 mL^{-1}); CTot = Coliformes Totais (NMP 100 mL^{-1}). Triângulos marrons (Período Seco), Quadrados Verdes (Período Chuvoso). B1S-B3S (Bebedouro no período de Seca); B1C-B3C (Bebedouro no período de Chuva). 111

CAPÍTULO 5 – INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA NA QUALIDADE DA ÁGUA EM DOIS SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG, BRASIL

Figura 1 – Localização da área de estudo, com identificação dos pontos de coleta no município de Frutal-MG. FRU1-FRU3= Ribeirão Frutal; BEB1-BEB3= Córrego São José do Bebedouro (Frutal, MG, Brasil). 123

Figura 2 – Mapa do uso da Terra da área de estudo com identificação dos pontos de coleta no município de Frutal-MG. FRU1-FRU3= Córrego Ribeirão Frutal; BEB1-BEB3= Córrego São José do Bebedouro. 125

Figura 3 – Mapa do uso da terra da área de estudo com identificação dos pontos de coleta no município de Frutal-MG. FRU1-FRU3= Córrego Ribeirão Frutal; BEB1-BEB3= Córrego São José do Bebedouro. 127

Figura 4 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais (ACP), do córrego Ribeirão Frutal e São Jose de Bebedouro. Pontos azuis representam os parâmetros químicos, NO_3 = Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$); NO_2 = Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$); NAT= Nitrogênio Amoniacal Total ($\mu\text{g L}^{-1}$); PT = Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$). Losangos vermelhos (FRU1-FRU3- Ribeirão Frutal), Triângulos Verdes (BEB1-BEB3- Córrego São José do Bebedouro)..... 128

Figura 5 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais (ACP), do Ribeirão Frutal (FRU1-FRU3) nos períodos de seca e chuva. Pontos azuis representam os parâmetros químicos, NO_3 = Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$); NO_2 = Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$); NAT= Nitrogênio Amoniacal Total ($\mu\text{g L}^{-1}$); PT = Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$). Quadrados verdes (Período de Chuva), Triângulos marrons (Período de seca). 130

Figura 6 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais (ACP), do córrego São Jose de Bebedouro (BEB-BEB3) nos períodos de seca e chuva. Pontos azuis representam os parâmetros químicos, NO_3 = Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$); NO_2 = Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$); NAT= Nitrogênio Amoniacal Total ($\mu\text{g L}^{-1}$); PT = Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$). Quadrados verdes (Período de Chuva), triângulos marrons (Período de seca). 131

LISTA DE TABELAS

Páginas

CAPÍTULO 3 – IMPACTOS ANTRÓPICOS NA QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS BRASILEIROS: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Tabela 1 – Principais atividades humanas e impactos ambientais associados à qualidade da água em rios brasileiros 72

Tabela 2 – Metodologias para avaliar os impactos ambientais nos rios brasileiros 74

CAPÍTULO 4 – IMPACTOS DAS ÁREAS URBANAS E AGRÍCOLAS NA QUALIDADE DE ÁGUA EM DOIS SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG, BRASIL.

Tabela 1– Classificação do Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Habitats 102

Tabela 2 – Resultado da análise do Protocolo de avaliação Rápida aplicado no Ribeirão Frutal e Córrego São José do Bebedouro no município de Frutal, MG. Brasil 105

Tabela 3 – Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos pontos amostrais no Córrego Ribeirão Frutal e São José de Bebedouro, Município Frutal, MG, no período chuvoso e seco. OD = Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}); Temp = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); Cond = Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); TDS = Sólidos Totais Dissolvidos (mg L^{-1}); ORP = Potencial de Oxi-Redução (mV); Turb = Turbidez (NTU); CT = Coliformes Termotolerantes (NMP 100 mL^{-1}); CF = Coliformes Fecais (NMP 100 mL^{-1}). FRU1-FRU3= Ribeirão Frutal; BEB1-BEB3= Córrego São Jose de Bebedouro..... 108

Tabela 4 – Precipitações mensais durante o período de estudo..... 109

CAPÍTULO 5 – INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA NA QUALIDADE DA ÁGUA EM DOIS SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG, BRASIL

Tabela 1 – Identificação de área absoluta e porcentagem das classes de Uso da Terra do buffer do Ribeirão Frutal e córrego São José do Bebedouro no município de Frutal, Minas Gerais, Brasil..... 126

Tabela 2 – Média e desvio padrão dos parâmetros químicos dos pontos amostrais no Ribeirão Frutal e no Córrego São José do Bebedouro, Município de Frutal, MG, no período chuvoso, seco e geral. NO_3 = Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$); NO_2 = Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$); NAT= Nitrogênio Amoniacal Total ($\mu\text{g L}^{-1}$); PT = Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$). 129

SUMÁRIO

	Páginas
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL	17
CAPÍTULO 2 – REFERENCIAL TEÓRICO	22
2.1. Qualidade da água dos corpos hídricos lóticos brasileiros: parâmetros físicos, químicos e biológicos.....	22
2.2. Efeito das atividades antrópicas na qualidade da água: principais impactos ambientais nos rios brasileiros	29
2.2.1. Agricultura	30
2.2.2. Áreas urbanas	32
2.2.3. Mineração	33
2.2.4. Obras Hidráulicas.....	34
2.3. Principais metodologias para a avaliação dos impactos ambientais em trechos e bacias hidrográficas.....	36
2.4. Sistemas de Informações Geográficas para identificação de impactos ambientais em rios brasileiros	38
CAPÍTULO 3 – IMPACTOS ANTRÓPICOS NA QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS BRASILEIROS: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	60
3.1.Introdução	62
3.2.Materiais e métodos	63
3.3.Resultados e discussão	64
3.4.Conclusão.....	75
CAPÍTULO 4 – IMPACTOS DAS ÁREAS URBANAS E AGRÍCOLAS NA QUALIDADE DE ÁGUA EM DOIS SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG, BRASIL.....	98
4.1.Introdução	99
4.2.Materiais e métodos	100
4.2.1.Área de estudo	100
4.2.2.Variáveis físicas e químicas	101
4.2.3.Coliformes totais e termotolerantes	102
4.2.4.Protocolo de avaliação rápida da diversidade de ambientes aquáticos .	102
4.2.5.Análise estatística dos dados.....	103
4.3.Resultados e Discussão	103
4.4.Conclusão.....	112

CAPÍTULO 5 – INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA NA QUALIDADE DA ÁGUA EM DOIS SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG, BRASIL.	119
5.1.Introdução	120
5.1.Materiais e Métodos	122
5.2.1. <i>Área de estudo</i>	122
5.2.2. <i>Analises de Nutrientes na água.</i>	124
5.2.3. <i>Análises de uso e ocupação da terra.</i>	123
5.2.4. <i>Análise estatística dos dados</i>	124
5.3.Resultados	125
5.4.Discussão	131
5.5.Conclusão	135
CONSIDERAÇÕES FINAIS	146
APENDICE	147
ANEXOS	156

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL

As regiões tropicais são caracterizadas pela abundância de recursos naturais e clima estável com períodos sazonais de seca e chuva, que permitem o desenvolvimento de diversos ecossistemas que fornecem múltiplos serviços ambientais, onde a água propicia um papel primordial (Chapin *et al.*, 2000). Estes ecossistemas aquáticos, que incluem rios, riachos e zonas húmidas, fornecem água doce para consumo humano, agricultura e indústria, além de desempenharem um papel vital na regulação do clima local e global através da evaporação e da transpiração (Vammen, 2021). A biodiversidade aquática presente nestes sistemas também sustenta importantes indústrias alimentícias, gerando emprego e segurança alimentar (FAO, 2017). No entanto, apesar da sua importância, os ecossistemas aquáticos tropicais enfrentam uma série de desafios globais que ameaçam a sua saúde e a capacidade de fornecer serviços essenciais. As alterações climáticas, o desmatamento, a poluição e a alteração dos canais dos rios são apenas alguns dos impactos que afetam estes sistemas (Vammen *et al.*, 2021). Estas alterações podem ter efeitos devastadores na qualidade da água, aumentando a turbidez, a concentração de nutrientes e a presença de contaminantes, o que por sua vez afeta negativamente a biodiversidade e a capacidade destes ecossistemas para manter os seus serviços (Vammen *et al.*, 2021).

Globalmente, estima-se que mais de um terço da superfície mundial e quase 75% dos recursos hídricos são dedicados à produção agrícola, aproximadamente entre 300 e 400 milhões de toneladas de metais pesados, solventes orgânicos, lamas tóxicas e outros resíduos são despejados nos recursos hídricos globais. Os fertilizantes que chegam aos ecossistemas costeiros produziram mais de 400 zonas mortas, que cobrem mais de 245.000 quilômetros quadrados, uma área maior que a superfície de Inglaterra (IPBES, 2019). A população está a crescer e a procura *per capita* de água está a aumentar. Soma-se a isso as mudanças climáticas, que estão reduzindo a quantidade de água em algumas áreas do planeta. Por esta razão, a utilização de água com qualidade suficiente para diferentes casos tornou-se mais relevante (Roldan *et al.*, 2015).

Nesse sentido, o Brasil, como uma das nações com a maior extensão de floresta tropical do mundo, abriga uma parcela significativa de ecossistemas aquáticos tropicais e é o primeiro país com maior biodiversidade e possui as maiores reservas de água doce do mundo (Ricupero; Iaquinto, 2012). Sua rede hidrográfica, que inclui a bacia amazônica e uma miríade de rios, é

vital não só para o país, mas também para a saúde do planeta. A conservação e a gestão sustentável dos recursos hídricos do Brasil são de importância crítica tanto nacional quanto globalmente (Tundisi *et al.*, 2015).

Apesar disso, os recursos hídricos brasileiros têm sido fortemente impactados por eventos naturais e atividades antrópicas. A pressão exercida pelas atividades humanas, como o desenvolvimento industrial, a agricultura intensiva, a mineração e a expansão urbana, nos últimos 50 anos contribuíram amplamente na complexa e delicada situação da degradação da qualidade da água no Brasil (Val *et al.*, 2019). No entanto, a erosão do solo, o descarte de produtos químicos tóxicos e o desmatamento contribuíram para a sedimentação de compostos e a poluição da água, colocando em perigo a biodiversidade e a disponibilidade de água doce de qualidade (Mello *et al.*, 2020).

Um dos ecossistemas mais afetados pelas atividades humanas no Brasil é o Bioma Cerrado, que tem sido influenciado pela forte presença de atividades agrícolas, urbanas e de mineração, que transformaram rapidamente esta área, alterando os padrões de fluxo dos rios e colocaram em risco a qualidade da água e a capacidade dos ecossistemas aquáticos de regeneração e autodepuração (Mello *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020). Em particular, o estado de Minas Gerais, conhecido pelo seu rico patrimônio natural, tem sofrido uma pressão significativa nos seus recursos hídricos, exigindo atenção urgente para mitigar os impactos (Godoi; Romero, 2019). A água é um recurso chave no desenvolvimento da indústria agropecuária, porém, os recursos hídricos são constantemente degradados e ameaçados pelo uso desordenado e ineficiente dos recursos naturais, perdendo os benefícios ecológicos, econômicos, sociais e científicos que a natureza proporciona (Maciel *et al.*, 2020).

O monitoramento das águas continentais tem sido uma ferramenta útil para a adequada gestão e governança da água, sendo um elemento de segurança pública, econômica e ambiental, pois fornece informações sobre as características da água, principalmente sobre sua qualidade com base em fatores físicos, químicos e parâmetros microbiológicos. A utilização de organismos como bioindicadores (peixes, macroinvertebrados, fitoplâncton, zooplâncton e coliformes termotolerantes) e a aplicação de instrumentos (índices e protocolos) para avaliação dos impactos ambientais presentes nas bacias hidrográficas, têm se difundido entre as investigações para se ter uma visão mais precisa do funcionamento dos ecossistemas aquáticos, percebendo a qualidade ambiental do ecossistema (Carvalho *et al.*, 2015; Crisigiovanni *et al.*, 2020).

A nível global, a deterioração da qualidade da água passou por um processo de mudança que se desenvolveu paralelamente às mudanças nas atividades humanas, ao crescimento populacional, à urbanização, à industrialização e às mudanças progressivas no uso da terra. Os poluentes são cada vez mais complexos e estão diretamente relacionados com a saúde humana e com impactos importantes nos ecossistemas. Este processo afeta os custos e metodologias de purificação de água e tratamento de águas residuais em diferentes descargas e, claro, nos serviços ecossistêmicos (Vammen, 2021).

Por isso, a presente investigação tem como objetivo avaliar a qualidade da água em sistemas lóticos do município de Frutal-MG durante os períodos de seca e chuva, por meio de análises físico-químicas e microbiológicas, e da aplicação de Sistemas de Informação Geográfica, que permitem otimizar os trabalhos desenvolvidos para a gestão deste recurso natural vital.

Para alcançar o objetivo principal, os seguintes objetivos específicos foram traçados: 1) determinar os parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos sistemas hídricos; 2) aplicar um protocolo de avaliação de trechos nas bacias hidrográficas e 3) comparar a qualidade da água dos pontos de coleta com a legislação vigente e entre os sistemas.

Esta pesquisa está estruturada em 5 capítulos, assim definidos: capítulo 1, que se denomina “Introdução Geral”; capítulo 2, denominado “Referencial Teórico”, que apresenta diferentes conceitos em relação ao tema central e dará suporte aos demais capítulos; capítulo 3, intitulado “*Impactos antrópicos na qualidade de água dos rios brasileiros: uma revisão bibliométrica*”, que abordará uma revisão sobre as principais variáveis utilizadas para medir a qualidade de água, as atividades antrópicas presentes e seus possíveis impactos ambientais, assim esse artigo foi submetido a “Revista Agua y Territorio” (Qualis A4); o capítulo 4, intitulado “*Impactos das áreas urbanas e agrícolas na qualidade de água em dois sistemas lóticos no município de Frutal-MG, Brasil*” que analisou as variáveis físico-químicas e microbiológicas em relação à influência antrópica na área de estudo, o qual foi submetido a “Brazilian Journal of Environmental Sciences” (Qualis A3). Por último, o capítulo 5, intitulado “*Influência do uso da terra na qualidade da água em dois sistemas lóticos no município de Frutal-MG, Brasil*”, onde se utiliza os dados de nutrientes (nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal total e fósforo total) da água em conjunto com o mapeamento do uso da terra da bacia hidrográfica, a fim de relacionar esses componentes. Esse artigo foi submetido a Revista “Sociedade e Natureza” (Qualis A1).

REFERÊNCIAS

- CRISIGIOVANNI, E. L.; NASCIMENTO, E. A. do; GODOY, R. F. B.; OLIVEIRA-FILHO, P. C.; VIDAL, C. M. de S.; MARTINS, K. G. Inadequate riparian zone use directly decreases water quality of a low-order urban stream in southern Brazil. **Ambiente & Agua**, [S. l.], v. 15, n. 2, p. 1-11, 2020. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2451>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/PJh6QWr7F5hKSDJ4tBcBYSJ/?f>. Acesso em: 14 jul. 2022.
- CHAPIN, F. S.; ZAVALA, E. S.; EVINER, V. T.; NAYLOR, R. L.; VITOUSEK, P. M.; REYNOLDS, H. L.; HOOPER, D. U.; LAVOREL, S.; SALA, O. E.; HOBBIE, S. E. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, [S. l.], v. 405, n. 6783, p. 234-242, 2000. <http://dx.doi.org/10.1038/35012241>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35012241/#:~:text=Changes%20in%20biodiversity%2C%20through%20changes%20in%20species%20traits%2C,changes%20in%20biodiversity%20can%20influence%20ecosystem%20processes%20%285%29>. Acesso em: 14 jul. 2022.
- FAO. **Water at a Glance**: the relationship between water, agriculture, food security and poverty. Rome, 2017. Disponível em: <http://www.fao.org/nr/water/docs/waterataglance.pdf>. Acesso em 22 jun. 2021.
- GODOI, M. H.; ROMEIRO, A. R. Análise multi-escalar integrada da produção agropecuária no Triângulo Mineiro em relação ao uso da Água. **Revista Iberoamericana de Economía Ecológica**. v. 30, n. 1, p. 138-159. 2019. Disponível em: <https://redibec.org/ojs/index.php/revibec/article/view/253/229>. Acesso em: 8 nov. 2022.
- IPBES. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. El informe de la evaluación mundial sobre la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas. 2019. Disponível em: https://ipbes.net/sites/default/files/2020-02/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers_es.pdf
- MACIEL, A.; SILVA, A.; CARMO, L.; VALDUJO, P.; CHAVES, T. Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e segurança hídrica. In: FONSECA da M. (org.). **Gestão e situação das águas de Minas Gerais**: segurança hídrica. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das águas, IGAM, 2020. p. 181-201. Disponível em: http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/images/Gest%C3%A3o_e_Situa%C3%A7%C3%A3o_das_%C3%81guas_de_Minas_Gerais_2020.pdf. Acesso em: 22 jun. 2021.
- MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 270, p. 110879, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479720308094>. Acesso em: 14 jul. 2022.

RICUPERO, R.; IAQUINTO, K. Brasil, potência ambiental. **Revista Conjuntura Econômica**. v. 66, n. 5, 2012. Disponível em: <https://bibliotecadigital.fgv.br/ojs/index.php/rce/article/view/21940>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ROLDAN, G. TORREGROSA, M.L., VAMMEN, K., GONZÁLEZ, E.J., CAMPUZANO, C., HIDALGO, H., MOLINA, A.D.C. **Urban water challenges in the Americas: a perspective from the Academies of Sciences**. Red Interamericana de Academias de Ciencias, UNESCO Office Montevideo and Regional Bureau for Science in Latin America and the Caribbean. ISBN: 978-607-8379-12-5, 620 p., 2015. Disponível em: <https://ianas.org/wp-content/uploads/2020/08/uwc03.pdf>. Acesso em: 11 set. 2023.

SILVA, F. L.; STEFANI, M. S.; SMITH, W.; SCHIAVONE, D. C.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. An applied ecological approach for the assessment of anthropogenic disturbances in urban wetlands and the contributor river. **Ecological Complexity**, [S. l.], v. 43, p. 100852, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2020.100852>. Acesso em: 14 jul. 2022.

TUNDISI, J. G., TUCCI, C.E. M., SPILKI, F. R., HESPANHOL, I., CIRILO, J.A., SCHEUENSTUHL, B. C. M., PERIOTTO, N.A. Urban Waters in Brazil. *In*: IANAS. **Urban water challenges in the Americas: a perspective from the Academies of Sciences. Montevideo: IANAS, 2015. 620p.** ISBN: 978-607-8379-12-5. Disponível em: <https://ianas.org/wp-content/uploads/2020/08/uwc03.pdf>. Acesso em: 11 set. 2023.

VAL, A. L; BICUDO, C. E. de M; PUJONI, D. G. F.; SPILKI, F. R.; NOGUEIRA, I. de S.; HESPANHOL, I.; CIRILO, J. A.; TUNDISI, J. G.; VAL, P.; HIRATA, R.; AZEVEDO, S. M. F. de O.; CIMINELLI, S. C.; CIMINELLI, V. S.T. La Calidad del agua en Brasil. *In*: IANAS. **Calidad del Agua en las Américas: riesgos y oportunidades**. Mexico DF: IANAS, 2019. Cap. 1. p. 1-661. (978-607-8379-33-0). Suzanne D. Stephens. Disponível em: <https://www.ianas.org/index.php/books/ianas-publications>. Acesso em: 9 nov. 2022.

VAMMEN, K., VAUX, H., GOZALEZ RIVAS, E.J., ROLDÁN PÉREZ, G.A. **Water quality in the americas a survey**. Primera Edição, IANAS, Córdoba, Argentina, 58 p. 2021. Disponível em: https://ianas.org/wp-content/uploads/2021/08/IANAS-AGUA_final-ok-1.pdf. Acesso em: 11 set. 2023.

VAMMEN, K. Calidad del agua y salud de los ecosistemas. *In*: IANAS. **Coloquio Ciencia y Sociedad Calidad del agua: Salud de los ecosistemas y salud humana**. Lima, Perú. Primera edición, 2021. ISBN: 978-9972-50-196-8. Disponível em: https://ianas.org/wp-content/uploads/2021/07/Libro_Calidad_del_Agua-1.pdf. Acesso em: 11 set. 2023.

CAPÍTULO 2 – REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Qualidade da água dos corpos hídricos lóticos brasileiros: parâmetros físicos, químicos e biológicos.

A qualidade da água vem sendo estudada há vários anos por diversos pesquisadores, universidades e grupos de pesquisa. Os primeiros estudos foram voltados para a exploração dos corpos hídricos, suas propriedades, funcionamento, fluxo de energia, benefícios, organismos aquáticos presentes neles (Margalef, 1958; Lewis, 1973; Vannote *et al.*, 1980), entretanto, muito ainda é desconhecido sobre o mundo aquático que temos ao nosso alcance. Os estudos mais recentes têm se dedicado, mais do que à exploração, à constante avaliação, monitoramento e acompanhamento das condições ambientais dos sistemas aquáticos, obtendo resultados que possibilitam uma leitura geral das condições do ecossistema. Foram estabelecidos limites legais que permitem manter as condições ideais para continuar utilizando os recursos hídricos. No Brasil, existem leis como a CONAMA 357/2005, para controlar o excesso de contaminantes em corpos d'água porque a qualidade da água está intrinsecamente ligada à saúde pública, à redução da pobreza, proteção ambiental e desenvolvimento social e econômico (Brasil, 2005; Behmel *et al.*, 2018; Jha *et al.*, 2020; Barcellos *et al.*, 2021).

A qualidade da água é avaliada com base em variáveis físicas, químicas e biológicas, tanto individualmente quanto em grupo. Os parâmetros físico-químicos fornecem amplas informações sobre a natureza das substâncias químicas presentes na água e suas propriedades físicas, porém não fornecem informações sobre sua influência na vida aquática; os métodos biológicos fornecem essas informações, mas não indicam nada sobre o poluente ou poluentes responsáveis, por isso muitos pesquisadores recomendam o uso de ambos na avaliação de recursos hídricos (Dalzochio *et al.*, 2017; Dalzochio *et al.*, 2018; Thompson *et al.*, 2019; Barcellos *et al.*, 2021; Barcellos; Souza, 2022).

A vantagem dos métodos físico-químicos está no fato de que suas análises costumam ser mais rápidas e podem ser monitoradas com mais frequência, em comparação aos métodos biológicos, baseados na observação e medição de determinadas comunidades de seres vivos nas águas (Samboni Ruiz; Carvajal Escobar; Escobar, 2007; Dalzochio *et al.*, 2019).

As variáveis mais utilizadas em estudos no Brasil nos últimos 10 anos estão focadas no monitoramento constante de poluentes associados a variáveis químicas geradas por atividades

humanas em locais adjacentes aos ecossistemas aquáticos. Essas variáveis são analisadas para avaliar a influência dessas atividades na qualidade da água (Barcellos *et al.*, 2021; Barcellos; Souza, 2022).

Os parâmetros físicos mais utilizados para análise da qualidade da água são: temperatura, turbidez, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (Barcellos *et al.*, 2021). Para as variáveis químicas, houve uma grande variedade, porém, a maioria dos estudos se concentrou na medição do pH, oxigênio dissolvido, demanda biológica de oxigênio e demanda química de oxigênio (Samboni Ruiz; Carvajal Escobar; Escobar, 2007; Barcellos *et al.*, 2021).

Uma variável básica na qualidade da água devido aos seus múltiplos efeitos é a temperatura. Aspectos físicos, químicos e biológicos da qualidade da água estão altamente inter-relacionados. A maioria das substâncias de interesse na qualidade da água são endotérmicas ou sua dissolução não é fortemente afetada (Boyd, 2020). Entretanto, a temperatura afeta o movimento molecular que, por sua vez, influencia as propriedades físicas da matéria, as reações bióticas e abióticas e as atividades dos organismos (Esteves, 2011). O aumento da temperatura da água tende a favorecer a maioria dos processos químicos e físicos, bem como os processos biológicos nos ecossistemas aquáticos (taxas de crescimento e respiração), desde que estejam dentro da faixa de tolerância à temperatura dos organismos, uma vez que temperaturas muito altas ou muito baixas irão influenciar negativamente os seres vivos (Esteves, 2011; Boyd, 2020).

Outra variável de destaque é a turbidez que, apesar de não ter efeitos tóxicos ou mecânicos diretos em peixes e outros organismos aquáticos, afeta a penetração de luz na água e reduz a produtividade dos corpos d'água, além do nível estético (água límpida é mais agradável aos olhos, tanto para uso recreativo quanto para consumo humano) (Esteves, 2011). A turbidez aumenta ou diminui de acordo com a quantidade de partículas em suspensão presentes nos corpos d'água. Essas partículas são originárias da erosão, restos vegetais das bacias hidrográficas (detritos orgânicos e inorgânicos, em menor grau os compostos dissolvidos) e microrganismos (bactérias, fitoplâncton) produzidos em corpos d'água (Esteves, 2011; Boyd, 2020).

Os sólidos totais dissolvidos (TDS), estão intimamente relacionados à turbidez, pois são partículas de solo suspensas em corpos d'água, e essas partículas se originam de forma semelhante, seja pela erosão das chuvas em bacias hidrográficas, queda de folhas, a suspensão

de partículas orgânicas em bacias hidrográficas por fluxo superficial, ou o crescimento de organismos microscópicos em corpos d'água (plâncton e bactérias) e restos de organismos aquáticos mortos (detritos) (Boyd, 2020). Ao contrário dessas variáveis, no entanto, a turbidez é o resultado de partículas finas de lodo e argila que não se depositam rapidamente, enquanto os sólidos totais dissolvidos consistem principalmente (>50%) de bicarbonato e carbonato, cloreto, sulfato, cálcio, magnésio, potássio, sódio e silicato (Boyd, 2020).

As concentrações de TDS em águas doces naturais normalmente variam de cerca de 20 a 1.000 mg/L, e os sólidos consistem principalmente de bicarbonato (e carbonato em Ph acima de 8,3), cloreto, sulfato, cálcio, magnésio, potássio, sódio e silicato (Boyd, 2020). A concentração de sólidos dissolvidos pode afetar negativamente os organismos, pois se a concentração estiver fora da faixa aceitável, aumenta a pressão osmótica e ocorrem problemas de osmorregulação (Esteves, 2011; Boyd, 2020). Por esta razão, a concentração de TDS é uma das variáveis mais importantes para avaliar a adequação das águas interiores aos mananciais domésticos, agrícolas e industriais (Boyd, 2020).

Por outro lado, a condutividade elétrica também é uma variável importante para indicar a qualidade da água, pois fornece informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático quanto sobre os fenômenos importantes que ocorrem na bacia hidrográfica (Boyd, 2020). A condutividade elétrica da água aumenta na proporção da concentração de íons dissolvidos, por isso as águas naturais possuem maiores concentrações de íons dissolvidos do que a água pura e, portanto, são melhores condutoras (Boyd, 2020). Um exemplo disso são metais como o cobre que possuem muitos elétrons livres e são excelentes condutores, sua presença na água indica contaminação por metais pesados (Boyd, 2020).

Em relação às variáveis químicas, o pH, refere-se à concentração de bases e ácidos na água, é uma variável chave na qualidade da água, pois muitas reações dependem dele (Esteves, 2011). Os processos biológicos tendem a aumentar a acidez ou basicidade na água, outro elemento que influencia o pH é o dióxido de carbono, este gás dissolvido é ácido e influencia na regulação do pH da água natural (Esteves, 2011). Organismos aquáticos, especificamente peixes, prosperam em uma faixa de pH entre 6 e 9, enquanto valores abaixo de pH 4 (ácido) e acima de pH 11 (alcalino), afetam seu desenvolvimento e podem causar mortalidade (Boyd, 2020).

O oxigênio dissolvido é considerado de vital importância principalmente para os organismos aquáticos (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008). Sua concentração e solubilidade na

água varia de acordo com a temperatura, pois a solubilidade do oxigênio diminui à medida que a temperatura aumenta, por esse motivo, pode afetar organismos aquáticos como os peixes, pois podem morrer por asfixia (Boyd, 2020; Guarda *et al.*, 2021). No caso da regulamentação brasileira (Brasil, 2005), para águas doces de classe II, a concentração adequada de oxigênio dissolvido na água é de 5,0 mg/L ou superior. Apesar da variação na tolerância entre as diferentes espécies de peixes, valores abaixo de 2,0 mg/L podem levar à hipóxia e morte (Baldisserotto, 2002).

Outras variáveis químicas relacionadas ao oxigênio dissolvido são a demanda biológica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO), que permitem estimar as substâncias orgânicas na água, pois medem a quantidade de oxigênio consumida pelas bactérias e processos químicos (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008). A DBO é um indicador que determina indiretamente a concentração de matéria orgânica biodegradável através da demanda de oxigênio exercida pelos microrganismos através da respiração. Um alto teor de matéria orgânica favorece o crescimento de bactérias e fungos, portanto, o oxigênio será utilizado para a oxidação da matéria orgânica, afetando o desenvolvimento da fauna e flora aquáticas. Entre os efeitos no ecossistema, está a alteração da qualidade da água e a possível elevação do pH, causando o desaparecimento de peixes e plantas (Ramalho, 2003). Em condições normais de laboratório, a DBO é determinada a temperatura de 20°C por um período de 5 dias, expressa em mg L⁻¹ O₂ e é conhecida como DBO₅. A DBO é um dos indicadores mais importantes na medição de contaminação em águas residuais, bem como no controle de água potável (Lecca *et al.*, 2014). A DQO, é um indicador de matéria orgânica baseado na concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, em meio ácido e em condições energéticas pela ação de um agente químico oxidante forte. Essa técnica apenas estima a concentração de matéria orgânica em termos de oxigênio consumido, quanto maior a DQO, maior será a contaminação da água (Lecca *et al.*, 2014).

Parâmetros químicos como nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total e fósforo total são frequentemente utilizados para avaliar a contribuição de nutrientes no ecossistema. Essas variáveis foram associadas a estudos com influência de atividades agropecuárias (Bianchi *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2020; Guarda *et al.*, 2021) e/ou áreas urbanas, principalmente em estudos de lançamento de águas residuais urbanas (Figueiredo *et al.*, 2019; Medeiros *et al.*, 2019; Magalhães *et al.*, 2022).

Os rios transportam nitrogênio na forma de nitrato, nitrito ou amônio, e silicato na forma solúvel. O nitrogênio é escasso na água e pode ser removido por algumas microalgas e ainda pode ser disponibilizado para a coluna d'água através da decomposição da matéria orgânica. Pode estar presente na água em diversas formas (molecular, amônia, nitrito, nitrato) e é um elemento essencial para o crescimento das algas, mas, em excesso, pode gerar ou exagerar o desenvolvimento desses organismos (Dalzochio *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2018; Boyd, 2020).

O fósforo é um importante fator limitante para a ocorrência de produtividade dos organismos aquáticos e é apontado como o principal responsável pela eutrofização do ambiente (Esteves, 2008). Aparece principalmente na forma de fosfatos associados ao material particulado, a proporção de cada um desses componentes do fosfatos varia de acordo com o clima, a estação do ano e a geologia da bacia hidrográfica (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008), também pode estar presente por meio do lançamento de efluentes industriais ou domésticos, matéria orgânica, origem animal, lançamento de detergentes e fertilizantes na água, estes últimos associados às atividades agrícolas (Dalzochio *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2018; Boyd, 2020).

Por sua vez, os metais tóxicos são um grupo de compostos que têm sido considerados devido ao seu alto risco de bioacumulação e toxicidade em organismos aquáticos e nos últimos anos sua presença em corpos d'água tem aumentado. Os elementos mais estudados são: cádmio (Cd), Cobre (Cu), Cobalto (Co), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Zinco (Zn), Ferro (Fe), Alumínio (Al), Chumbo (Pb), Cromo (Cr). A presença desses elementos na água está frequentemente associada a lançamentos de efluentes resultantes de diversas atividades antrópicas, principalmente de natureza industrial (Bianchi *et al.*, 2019; Thompson *et al.*, 2019; Rocha *et al.*, 2018; Machado *et al.*, 2016; Queiroz *et al.*, 2018; Gemusse *et al.*, 2021; Guarda *et al.*, 2021). Estudos realizados pelo Bergamaschi *et al.*, (2015) e Kozen *et al.*, (2015) no rio dos Sinos demonstram que altas concentrações de Al e também de Fe podem ser atribuídas às águas residuais domésticas não tratadas e às características específicas do solo da região.

Outros parâmetros foram mensurados em diferentes estudos, mas com menos frequência do que os citados acima. Destaca-se, por exemplo a presença de agrotóxicos nas águas superficiais como atrazina, lindano, dieldrin, endrin, quinclorac, lomazona, imidacloprid, tebuconazol, epoxiconazol, tetraconazol, propiconazol, bentazon, propoxur, trifloxistrobina, metsulfuron metil, azoxistrobina, tiametoxam e carbofurano metalaxil (Severo *et al.*, 2020; Gemusse *et al.*, 2021; Rubio-Vargas *et al.*, 2021; Milhome *et al.*, 2015; Machado *et al.*, 2016).

A presença desses herbicidas no ambiente aquático pode afetar os animais devido aos efeitos tóxicos no sistema endócrino e ao potencial carcinogênico (Machado *et al.*, 2016).

Já na área biológica, os estudos, assim como a resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005), utilizam a variável microbiológica por meio da determinação de coliformes totais e termotolerantes, informação que concorda com o estudo de Barcellos *et al.* (2021), que indicaram frequência de 78 e 73% das estações monitoradas. Coliformes totais e termotolerantes, são bactérias que sobrevivem tanto na presença quanto na ausência de oxigênio (aeróbios e anaeróbios facultativos), são bacilos Gram-negativos, não esporulam e são frequentemente encontrados na microbiota intestinal de humanos e animais, portanto, *Escherichia coli*, é o principal indicador de contaminação fecal humana (Brasil, 2013; França *et al.*, 2021). Sua presença indica contaminação orgânica, principalmente por descarte de esgoto doméstico (Blume *et al.*, 2010, Scalon *et al.*, 2013, Dalzochio *et al.*, 2018), e confirmando a falta de saneamento básico como um dos principais problemas nas bacias hidrográficas, levando à má qualidade da água (Bianchi *et al.*, 2019). No entanto, atividades como a pecuária também contribuem para o aumento de coliformes na água devido ao lançamento de efluentes de granjas de suínos e bovinos (Blume *et al.*, 2010; Dalzochio *et al.*, 2017).

Por seu lado, a utilização de outros organismos aquáticos para análise da qualidade da água tem demonstrado uma resposta positiva, uma vez que permite observar os efeitos dos poluentes na flora e fauna do ecossistema aquático. Os peixes tendem a ser os mais utilizados para avaliar a contaminação e os riscos de toxicidade e mortalidade das substâncias presentes na água, são caracterizados pela capacidade de bioacumular principalmente metais tóxicos nos tecidos, mesmo em baixas concentrações, exercendo efeitos genotóxicos sobre a ictiofauna nativa (Silva *et al.*, 2016). A exposição dos peixes a diferentes fontes de poluição gera alterações fisiológicas e bioquímicas capazes de limitar o organismo a desempenhar plenamente suas funções no meio ambiente (Souza-Bastos *et al.*, 2017; Gemusse *et al.*, 2021). Os peixes como *Astyanax jacuhiensis*, *Astyanax lacustrisen* (Bianchi *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2021), *Bryconamericus iheringii* (Dalzochio *et al.*, 2017), *Danio rerio* (Severo *et al.*, 2020; Thompson *et al.*, 2019), *Rhamdia quelen* (Souza-Bastos *et al.*, 2017), *Oreochromis niloticus* (Rubio-Varga *et al.*, 2021; Gemusse *et al.*, 2021), *Bryconamericus iheringii* (Dalzochio *et al.*, 2016; Dalzochio *et al.*, 2019) e outras (Silva *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2020), têm sido amplamente estudadas e utilizadas para biomonitoramento e como biomarcadores.

Outro bioindicador, relatado em estudos de qualidade da água, é o fitoplâncton, que é a base para a circulação de materiais e fluxo de energia, pois é o principal produtor no ecossistema aquático (Falkowski *et al.*, 2003). O fitoplâncton desempenha um papel extremamente importante nos ecossistemas aquáticos, pois quando a qualidade da água se deteriora e a turbidez aumenta, o ecossistema aquático muda drasticamente, levando a uma diminuição da biodiversidade (Kruk *et al.*, 2009). O rápido aumento do número de microalgas ou cianobactérias causará sérios problemas nos ecossistemas aquáticos e na saúde pública. Ao mesmo tempo, o fitoplâncton é pequeno, estruturalmente simples e sensível à mudança de habitat, sendo facilmente afetado por vários fatores ambientais em um período relativamente curto e pode refletir a mudança do ecossistema aquático ao longo do tempo (Pérez *et al.*, 2009).

A análise das espécies, quantidade e estrutura da comunidade de fitoplâncton na água é geralmente usada para avaliar a qualidade da água (Liu *et al.*, 2017). Estudos de qualidade da água (Santos *et al.*, 2018; Alves *et al.*, 2018; Abreu; Cunha, 2016), principalmente aqueles que utilizam índices de qualidade como o Índice do Estado Trófico (ITA) desenvolvido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2020), mensuram a clorofila-a como parte de seus componentes biológicos, sendo um indicador da qualidade da água em termos da concentração de fitoplâncton (algas microscópicas). Esse parâmetro fornece informações sobre a quantidade de biomassa presente no ambiente aquático analisado, sendo eficaz na avaliação do estado de eutrofização (Thompson *et al.*, 2019; Pereira *et al.*, 2021). Grupos de organismos fitoplânctônicos como cianobactérias e diatomáceas são ótimos indicadores de impactos ambientais sobre a água, pois indicam a presença de contaminação orgânica. Estudos já mostraram a relação entre parâmetros físico-químicos e a estrutura de conjuntos biológicos, como condutividade e fósforo, portanto, pode ser utilizado como um importante bioindicador para o monitoramento da qualidade da água (Campos *et al.*, 2021; Waite *et al.*, 2019).

Por fim, outro indicador biológico de qualidade da água amplamente utilizado são os macroinvertebrados bentônicos. Esta comunidade é dominada por insetos aquáticos, principalmente das ordens de Ephemeroptera, Plecoptera Trichoptera, Diptera e Odonata. Esses organismos possuem uma grande diversidade em rios e córregos. Vários estudos têm utilizado os parâmetros físico-químicos e a comunidade bentônica para relacionar as variáveis hídricas com relação à influência de impactos antrópicos (Tanaka *et al.*, 2016; Caixeta *et al.*, 2022; Campos *et al.*, 2021). Tem sido demonstrado que rios com altos impactos antrópicos, como

baixos níveis de oxigênio dissolvido e alta turbidez, diminuem a diversidade de macroinvertebrados (Corijmans *et al.*, 2021, Okano *et al.*, 2017).

Barcellos e Sousa (2022) em seu estudo determinam que quanto maior o número de parâmetros avaliados, melhores serão os resultados para avaliação da qualidade da água, e concluem que a utilização de pelo menos 20 parâmetros possibilita resultados confiáveis quanto ao estado de conservação dos corpos d'água no Brasil. Ressalta-se que o território brasileiro é dividido em sete ecorregiões de acordo com a característica do relevo, os tipos de solo, as formas de vegetação e as condições clima-hidrológicas (Ab'sáber, 2021), que não estão relacionadas a limites estabelecidos pelas regiões federais, pelo qual, isso fatores e as mudanças nas condições ambientais podem ser responsáveis por grandes flutuações na qualidade da água por tanto, as diversas características regionais brasileiras podem afetar a qualidade da água (Thompson *et al.*, 2019; Omernik *et al.*, 2016).

2.2. Efeito das atividades antrópicas na qualidade da água: principais impactos ambientais nos rios brasileiros

A sociedade transformou o meio ambiente ao longo da história de acordo com suas necessidades, as quais, dentro de uma sociedade dinâmica, tendem a ser diferentes em curtos períodos, e são executadas constantemente utilizando os recursos naturais de diversas formas, gerando efeitos no meio ambiente, na forma como o homem se relaciona com o ecossistema para desenvolver suas atividades cotidianas (Crispim; Souza, 2016). As consequências do uso dos recursos naturais podem ser sentidas em nível local, regional ou mesmo global, dependendo de sua intensidade e duração (Crispim; Souza, 2016). A utilização dos recursos naturais de uma bacia hidrográfica leva à geração de graves problemas ambientais e à deterioração desses recursos, porém a degradação do meio ambiente está relacionada à exploração inadequada dos recursos naturais causada pelo homem, principalmente o solo, modificando a paisagem com efeitos adversos nos ecossistemas (Crispim; Souza, 2016).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 001, um impacto ambiental é definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante de atividades humanas, que afete a saúde, a segurança, o bem-estar da população, a biota, as atividades sociais e econômicas, as condições sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (Brasil, 1986).

Por sua vez, a qualidade da água do rio está intimamente relacionada à bacia hidrográfica, tanto por suas características físicas (forma, estrutura, composição química do solo), quanto pela dinâmica socioeconômica presente nela. Os corpos d'água continentais, como rios e lagos, foram usados antes e agora como fontes de sustento para animais, plantas e seres humanos, representando as principais fontes de abastecimento da sociedade e um recurso principal para a economia. No Brasil, como em outros países do mundo, a proteção ambiental é protegida pela Constituição Federal (CF), no capítulo VI – Do Meio Ambiente, no artigo 225 menciona que

Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (Brasil, 1988).

No entanto, são evidentes os efeitos das atividades humanas no dia a dia, e como algumas exercem mais pressão e efeitos sobre alguns recursos. No Brasil, os principais impactos ambientais sobre os recursos hídricos estão ligados à agricultura como principal atividade econômica (Souza-Bastos, 2017; Mello *et al.*, 2018), à pressão exercida pelas áreas urbanas (Cunha *et al.*, 2016; Alves; Menezes, 2021), à mineração como atividade extrativista (Thompson *et al.*, 2019) e a outras com menor influência como a construção de obras hidráulica (Cochrane *et al.*, 2017; Chaves *et al.*, 2020) e indústria petrolífera (Rubio-Vargas *et al.*, 2021).

2.2.1. Agricultura

A agricultura é uma das atividades econômicas mais importantes do Brasil, mas também é uma das principais causas da degradação da qualidade da água (Martinelli *et al.*, 2010). As terras agrícolas são responsáveis pelo aumento das cargas de sedimentos e nutrientes nos cursos d'água, além de poluentes tóxicos (Taniwaki *et al.*, 2017; Mello *et al.*, 2018; Cruz *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2020). As atividades agrícolas aumentam o fósforo, nitrogênio, nitrato, amônia e sedimentos nos corpos d'água brasileiros (Cruz *et al.*, 2019; Rodrigues *et al.*, 2019). O uso de fertilizantes e pesticidas na agricultura é um grave problema para os ecossistemas aquáticos, pois levam à eutrofização e poluição das águas subterrâneas (Cunha *et al.*, 2016; Taniwaki *et al.*, 2017).

Um estudo realizado por Machado *et al.* (2016), demonstrou a presença de herbicidas e metais tóxicos nas águas do Rio Pardo (São Paulo), que causam principalmente efeitos tóxicos

no sistema endócrino e no potencial carcinogênico dos peixes. Por outro lado, também determinou altos teores de metais tóxicos que também prejudicam a vida aquática. Sua origem esteve principalmente associada a águas residuais urbanas, fertilizantes e atividades de mineração. Outros estudos como Santos *et al.* (2020) e Salvarrey *et al.* (2014) explicam que em corpos d'água com presença de substâncias com potencial genotóxico e substâncias bioacumuláveis (metais tóxicos), e altos teores de nitrato, são tóxicos para invertebrados, peixes e anfíbios, sendo estes bioindicadores, porém isto estudos afirmam que uma diminuição de macroinvertebrados nos ecossistemas aquáticos evidencia um menor número de peixes na água, o que mostra uma deterioração na qualidade da água (Santos *et al.*, 2020).

O desmatamento da mata ciliar é uma das consequências da agricultura, e afeta tanto as propriedades físicas, quanto as químicas e biológicas da água, pois aumenta a erosão, diminui a vazão do rio, gera mudanças no curso do rio e perda de habitat para peixes e outros organismos aquáticos (Barbosa *et al.*, 2017). Tem sido observado o desmatamento principalmente para o desenvolvimento de milho, arroz, cana-de-açúcar, feijão, amendoim e banana (Barbosa *et al.*, 2017; Dias *et al.*, 2017; Rodrigues *et al.*, 2014). A atividade agrícola aumenta os níveis de condutividade elétrica, turbidez, sólidos em suspensão, pH e temperatura, enquanto diminui o oxigênio dissolvido, promove a aceleração da erosão nas margens dos rios, eutrofização artificial e redução da qualidade e quantidade de água nos rios (Santos *et al.*, 2020; Mendes *et al.*, 2020).

No caso da pecuária, como parte da atividade agrícola, também tem efeitos na bacia e, conseqüentemente na qualidade da água dos rios. A transformação das florestas através da remoção da cobertura vegetal para instalação de áreas de pastagem, causa o assoreamento da nascente e a perda de nutrientes do solo (Cocco *et al.*, 2015). A presença da pecuária aumenta os valores de coliformes (totais e termotolerantes) na água, intensifica os processos de desertificação na bacia, gera compactação do solo produzida pelo pisoteio animal, que conseqüentemente gera impermeabilização da superfície, erosão laminar e diminuição da infiltração (Miranda *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2018; Cocco *et al.*, 2015; Chaves *et al.*, 2020). Conseqüência que se refletirá na qualidade da água no aumento da turbidez, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos e diminuição do oxigênio dissolvido (Barbosa *et al.*, 2017; Melo *et al.*, 2016).

2.2.2. Áreas urbanas

Nessa mesma ordem de ideias, as atividades em áreas urbanas foram evidenciadas como a segunda atividade de maior impacto na qualidade da água dos sistemas lóticos brasileiros. As áreas urbanas contribuem para a degradação da qualidade da água no Brasil e são os principais fatores de degradação grave da qualidade da água em todo o mundo (Mello *et al.*, 2020). As áreas urbanas representam apenas 0,6% do país, no entanto, a região metropolitana de São Paulo é a maior aglomeração urbana de Sudamérica com mais de 23 milhões de habitantes (IBGE, 2022). Também está localizada na bacia hidrográfica mais urbanizada do país, com 24% (1.407 km²) de cobertura urbana (FABHAT, 2019). O que resulta em ser o estado com maiores impactos ambientais associados à degradação da qualidade da água. Entre as atividades urbanas que mais influenciam na degradação ambiental dos rios está o lançamento de efluentes não tratados e os baixos índices de tratamento das estações de tratamento de efluentes (ETE) (Medeiros *et al.*, 2019; Cordeiro *et al.*, 2016).

A presença elevada de condutividade elétrica e altas concentrações de fósforo total, nitrogênio, matéria orgânica e coliformes totais e termotolerantes na água são indicadores da presença de efluentes não tratados. Seus efeitos no ecossistema aquático variam desde a ocorrência de ambientes anóxicos, eutrofização artificial, diminuição da riqueza ou morte de organismos aquáticos, contaminação de outros corpos d'água próximos, baixa capacidade de diluição e perda de recursos, assim como outros usos recreativos ou paisagísticos (Alves; Menezes, 2021; Almeida *et al.*, 2017; Medeiros *et al.*, 2019). Um exemplo é o Rio das Velhas, no estado de Minas Gerais, que é degradado pela contaminação de efluentes domésticos e industriais de Belo Horizonte (Pompeu *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2016). Nesse mesmo sentido, o rio Paraná, no estado do Paraná, apresenta altas concentrações de metais tóxicos em peixes, assim como altos valores de coliformes termotolerantes e DBO, associados às atividades de curtimento de couro, práticas agrícolas e tratamento de água domésticos presentes na bacia (Dalzochio *et al.*, 2019).

Outro evento é a expansão urbana desordenada que nos últimos anos tem crescido desproporcionalmente. A ausência de planejamento, investimento público e atenção por parte das instituições governamentais, tem gerado problemas ambientais em bacias hidrográficas localizadas em áreas urbanas. Um exemplo são as cabeceiras do Rio Preto em Formosa (Goiás), Brasil, que vêm sofrendo impactos ambientais negativos devido à expansão urbana descontrolada ao longo das margens e cursos d'água (Pires *et al.*, 2015). O processo de uso e

ocupação desordenada das terras às margens do rio, a ausência de infraestrutura e saneamento básico adequado tem gerado alterações nas características naturais da água, que constituem um alerta à sociedade e aos formuladores de políticas públicas dessa localidade, destacando a situação atual e a necessidade de tomar medidas para enfrentar a contaminação e poluição desse corpo d'água (Pires *et al.*, 2015; Malaquias; Candido, 2013).

O Rio Vieira (Minas Gerais), apresenta efeitos semelhantes: a ocupação das margens dos rios, a retirada da vegetação natural e resíduos sólidos da construção civil, têm comprometido a qualidade e quantidade de água produzida na bacia hidrográfica, além das alterações no microclima regional e das consequências sociais para a população do entorno, que é afetada pelo alargamento do rio em períodos de chuvas intensas (Silva, 2016).

A presença de resíduos sólidos urbanos em rios tem sido evidenciada em diversos estudos, tornando-se um problema socioambiental. O descarte de resíduos sólidos urbanos que podem conter baterias, eletrônicos, material colorido com tinta à base de chumbo, rótulos de embalagens e aditivos para combustíveis (Oliveira *et al.*, 2008; Bueno-Krawczyk *et al.*, 2015), pode ser encontrado em rios localizados em regiões com altos índices populacionais, ou baixos programas de coleta de resíduos, como o Rio dos Sinos (MS), que possui altos índices de contaminação por metais tóxicos, e presença de atividades agropecuárias, lançamento de efluentes metalúrgicos, lançamento de efluentes sem tratamento, disposição de resíduos sólidos próximo ao rio, e o descarte de resíduos sólidos urbanos, contribui negativamente para a saúde do rio dos Sinos (Dalzochio *et al.*, 2017).

2.2.3. Mineração

Os estados de Minas Gerais, Pará, Goiás e Bahia produzem, em termos de valor, cerca de 80% dos produtos minerais brasileiros, pois abrigam as duas principais províncias metalogenéticas e os quatro conjuntos de distritos mineradores do território nacional (Marini, 2016). Embora os dados atuais indiquem uma diminuição do valor atribuído a esses estados desde 2011, a produção mineral registrada em 2016 foi de US\$ 24 bilhões, o que significa que o setor está entre os que mais contribuem para gerar superávit na balança, segundo dados do Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM, 2017).

Estudos nessa região têm apontado que a atividade de mineração tem impactos potencialmente adversos no ambiente natural, na sociedade, no patrimônio cultural e na saúde

e segurança dos mineiros e das comunidades mais próximas às minas (Wantzen; Mol, 2013; Carvalho *et al.*, 2015; Coelho *et al.*, 2016; Matlaba *et al.*, 2017; Coelho *et al.*, 2022).

Um exemplo dos impactos ambientais têm sido os desastres ambientais ocorridos nos últimos anos no estado de Minas Gerais, sendo até o momento os maiores desastres minerários registrados no Brasil. O rompimento da barragem de rejeitos do Córrego do Feijão, na cidade de Brumadinho (Minas Gerias), despejando pelo menos 12 milhões de metros cúbicos de rejeitos de minério no Rio Paraopeba e seu entorno. Estudos recentes realizados por Thompson *et al.* (2020) e Mendes *et al.* (2022), revelam o efeito da deterioração ambiental principalmente no leito do rio Paraopeba, alterado na refletância da mata ciliar distribuída ao longo das margens do rio, alta toxicidade devido à presença de metais tóxicos (Al, Fe, Mn, P), que afetam a vida aquática, principalmente os peixes, além de serem uma possível ameaça à saúde pública, pois estimulam o crescimento de micróbios potencialmente patogênicos, causando riscos à saúde humana. Essa situação é semelhante ao evento ocorrido na barragem de Fundão no município de Mariana (MG) em 2015, devido ao lançamento de 50 milhões de metros cúbicos de lodo de rejeitos de mineração no Rio Doce (Gomes *et al.*, 2019). Os estudos realizados por Merçon *et al.* (2022), e Silva *et al.* (2022), coincidem com os efeitos adversos determinados em Brumadinho, efeitos sobre a biota aquática e, portanto, sobre a qualidade da água.

2.2.4. Obras Hidráulicas

A implantação de obras hidráulicas no Brasil, especialmente na Amazônia brasileira, não tem sido intimamente relacionada como efeito na deterioração da qualidade da água, mas sim como uma atividade que tende a modificar a hidromorfologia da bacia hidrográfica, a dinâmica do rio e a dinâmica socioambiental da área. O barramento d'água impõe profundas mudanças na escala temporal e espacial dos fenômenos que ocorrem na água, e consequentemente isto altera sensivelmente os processos físicos, químicos e biológicos do sistema (Cruz-Castro; Fabrizzy, 1995). Erosão, assoreamento e degradação de dos habitats são os efeitos mais evidenciados (Miranda *et al.*, 2016; Chaves *et al.*, 2020; Cochrane *et al.*, 2017).

Pereira *et al.* (2009), avaliou os impactos ocorridos nas condições de escoamento do Rio São Francisco, devido à construção do reservatório de Sobradinho e, concluiu, que a construção do reservatório, associada às demais atividades desenvolvidas na bacia, causou redução da vazão média, da ordem de $163 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

As barragens hidrelétricas tropicais, especialmente aquelas com grandes reservatórios, emitem metano (CH_4) porque a água se estratifica em camadas separadas pela temperatura, deixando a água no fundo sem oxigênio, fazendo com que a decomposição da matéria orgânica não forme CO_2 , e, portanto, terminando com a formação de CH_4 . Este metano pode ser emitido para a atmosfera como bolhas ou por difusão através da superfície do próprio reservatório, ou pode ser emitido à medida que a água é retirada das profundezas do reservatório para passar pelas turbinas ou vertedouros (Fearnside, 2017).

As represas também bloqueiam as migrações dos peixes, incluindo espécies comerciais emblemáticas como os “bagres gigantes” do rio Madeira (Fearnside, 2014). Elas também retêm os fluxos de sedimentos e nutrientes que sustentam a produtividade dos peixes em todo o Amazonas (Fearnside, 2013; Latrubesse *et al.*, 2017). As barragens carecem de oxigênio em seus fundos, o que faz com que o mercúrio presente no solo se transforme na forma venenosa metila, que se concentra em cada elo da cadeia alimentar, até chegar aos seres humanos (Fearnside, 1999).

Um exemplo foi a construção da barragem de Tucuruí, já que foram radicalmente alterados os ambientes aquáticos tanto acima como abaixo da barragem. A qualidade da água no reservatório é um grande problema. Por causa da vegetação que decompõe na represa, tanto de restos da floresta deixados em pé quando foi enchido o lago como de macrófitas que proliferaram na superfície, a água ácida e anóxica (Garzon, 1984). Isto torna a água inadequada para muitas espécies de peixes. Antes de fechar a barragem, o rio Tocantins sustentava uma alta diversidade de peixes. O Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) identificou mais de 350 espécies de peixes em Tucuruí; esta alta diversidade posa problemas diferentes que os problemas em outros locais tropicais onde represas grandes têm sido construídas, tais como em represas africanas onde tipicamente apenas 80 espécies, aproximadamente, estão presentes (Leite; Bittencourt, 1991). Outros problemas ambientais presentes são a perda da floresta natural, emissão de gases de efeito estufa e a sedimentação (Fearnside, 2001).

O estudo realizado por Capoane, (2021), na bacia hidrográfica do Córrego Guariroba no MS, determinou que as barragens de terra construídas em cursos d'água predominam nas cabeceiras de drenagem, e que a maior parte das nascentes se encontram em processo de degradação, com solo exposto, desbarrancamento da taipa e ausência de vegetação florestal no entorno, o que deteriora a qualidade da água e do ecossistema aquático.

O Brasil é, sem dúvida, um dos países mais afortunados do mundo por contar com amplas alternativas às represas, aos combustíveis fósseis e à energia nuclear para satisfazer suas necessidades de eletricidade. No entanto, as múltiplas construções de obras hidráulicas, geram grandes impactos sobre o meio ambiente, os povos indígenas e a saúde da população (Fearnside, 2019).

2.3. Principais metodologias para a avaliação dos impactos ambientais em trechos e bacias hidrográficas.

A integridade biológica de um ambiente aquático é uma medida do nível de conservação das suas condições naturais com o mínimo de influência humana, considerando três importantes componentes: a paisagem (incluindo a preservação da vegetação), a qualidade física e química da água e as suas condições biológicas (Mendonça-Galvão *et al.*, 2011). Ambientes que se encontram sob o mínimo de influência antrópica são capazes de manter a diversidade de espécies, as quais oferecem diversos serviços ao ambiente aquático. Sendo assim, estes ambientes são considerados áreas de referência, e possuem grande relevância na definição de ações para recuperação da integridade biológica do sistema (Mendonça-Galvão *et al.*, 2011).

Além disso, as pesquisas nos últimos anos têm procurado fornecer uma resposta mais abrangente sobre o comportamento e os eventos que afetam os recursos naturais na bacia. Com base nessa necessidade, diversos estudos (Soares *et al.*, 2016; Riva *et al.*, 2017, Cordeiro *et al.*, 2016; Crisigiovanni *et al.*, 2020; Bersot *et al.*, 2015; Rigotti; Pompêo; Fonseca, 2016) utilizaram o “Protocolo para Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats” em Trechos de Bacias Hidrográficas modificado por Callisto *et al.*, (2002), para avaliar a influência antrópica nos rios. Sua proposta busca avaliar as características dos trechos da bacia e o nível de impactos ambientais decorrentes de ações antrópicas, bem como avaliar as condições dos habitats ao nível da conservação das condições naturais. Este aspecto do protocolo compreende duas tabelas que endossam um conjunto de parâmetros em categorias descritas e pontuadas, uma tabela com pontuação de 0 a 4 e outra com pontuação de 0 a 5. Inclui 22 itens que abrangem: tipos de fundos, largura dos remansos, frequência de remansos (ou curvas), tipos de substrato, deposição de lama, depósitos sedimentares, alteração no canal do rio, características do fluxo das águas, presença de vegetação ripária, estabilidade das margens, extensão da vegetação ripária.

A utilização deste protocolo é uma ferramenta que tem se mostrado útil na quantificação das características e das condições naturais de trechos fluviais, configurando-se como um instrumento eficiente para uma avaliação prévia dos ecossistemas aquáticos, compreendendo uma aplicação fácil e favorável a comparação entre pontos do mesmo rio ou de bacias distintas. Oferece uma visão geral da qualidade ambiental, que pode ser utilizada pelos gestores de recursos hídricos como instrumentos complementares (Rodrigues; Castro, 2008).

Outro método bastante frequente de avaliação de impactos é a matriz de avaliação proposta por Leopold *et al.* (1971), a chamada “*Matriz de Leopold*”, esta matriz é um método que visa facilitar a visualização e atribuição de valores nos impactos nos diferentes elementos do ambiente, além de fornecer uma visualização geral de dois possíveis impactos nos componentes (Amorim, 2004; Garcia *et al.*, 2018). Permite uma rápida identificação, ainda que preliminar, dos problemas ambientais envolvidos num dado projeto. É bastante abrangente, pois envolve aspectos, físicos, biológicos e socioeconômicos. A Matriz de Leopold, com diversas variantes, procura associar os impactos de uma determinada ação, com as diversas características ambientais de sua área de influência (Silva *et al.*, 2016; Reis *et al.*, 2015). Sendo assim, uma ferramenta utilizada na elaboração de Estudo de Impacto Ambiental no Brasil para a avaliação dos danos promovidos às nascentes é viável a utilização de índices ambientais a fim de se monitorar alterações no meio (Reis *et al.*, 2015).

O Método de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) também foi evidenciado como uma metodologia cujo objetivo principal é determinar se o projeto é possível ou não causar danos ao meio ambiente, e se causa danos ao meio ambiente, considerando o custo-benefício do projeto. No entanto, tem sido utilizado para avaliação de impactos em bacias hidrográficas e corpos d'água, integrando outros elementos para obter uma visão holística dos impactos e efeitos no meio ambiente (Silva *et al.*, 2015; Medeiros *et al.*, 2021). O método considera a determinação da magnitude e importância dos impactos ambientais (Martildes *et al.*, 2020). As consequências são consideradas tanto os impactos ambientais quanto os riscos ambientais, também é amplamente utilizado em estudos de impacto ambiental (Fogliatti *et al.*, 2004; Philippi *et al.*, 2004; Sánchez, 2008).

O Índice de Transformação Antrópica (ITA), foi evidenciado com menor frequência, embora em estudos realizados por Ortega e Carvalho (2013), Cocco *et al.* (2015) e Leandro e Rocha (2019), determinem que o ITA permite identificar que o uso do solo tem forte influência na qualidade dos recursos hídricos das bacias hidrográficas estudadas. O ITA foi desenvolvido

por Lèmechev (1982) e modificado por Mateo (1991), em estudos geoecológicos com o objetivo de quantificar a pressão antrópica sobre algum componente do ambiente, como áreas de proteção ambiental, bacias hidrográficas ou parques nacionais. O ITA é calculado a partir das classes do mapa de uso e cobertura do solo de cada sub-bacia (Cocco *et al.*, 2015). Este método tem como foco determinar as porcentagens de áreas das classes temáticas quantificadas no mapa de uso do solo e cobertura vegetal por meio de Uso (área em valores percentuais da classe de uso e cobertura), Peso (peso dado aos diferentes tipos de uso e cobertura quanto ao grau de alteração antrópica), essas categorias variam de 1 a 10 (Rodrigues *et al.*, 2014).

Para tanto, também foi construído o indicador do Índice de Transformação Antrópico, atribuindo valores para cada classe de uso do solo e cobertura vegetal que contribui para a transformação da paisagem, estabelecendo um consenso sobre como quantificar o grau de modificação da paisagem (Schwenk; Cruz, 2008).

2.4. Sistemas de Informações Geográficas para identificação de impactos ambientais em rios brasileiros

Os Sistemas de Informação Geográfica são o conjunto de componentes que funcionam em harmonia, utilizados como ferramentas essenciais para integrar, armazenar e recuperar informações sobre as características da superfície terrestre, a fim de planejar e ter uma gestão sustentável dos recursos, recursos naturais e melhor administração do desenvolvimento urbano, como uma ferramenta eficiente para o desenvolvimento sustentável das comunidades e sua economia (ONU, 2000). Nos últimos anos têm sido uma ferramenta de apoio e gestão dos recursos naturais, na área da gestão dos recursos hídricos têm sido um aliado, tanto para a identificação de impactos nas bacias hidrográficas como para a monitoração, controle e acompanhamento das medidas mitigadoras de impacto (Dias, 2017; Alves; Menezes, 2021; Junior; Almeida; Silva, 2017; Leandro; Rocha, 2019; Rosa *et al.*, 2017; Cochrane *et al.*, 2017).

O uso de tecnologias como o Sistema de Informação Geográfica (SIG) tem eficácia na identificação e no controle de áreas específicas e podem ser implementadas em curto prazo em diferentes escalas. A utilização destas tecnologias vem crescendo rapidamente em todo o mundo, uma vez que ela possibilita um melhor gerenciamento de informações tornando possível analisar as mudanças ou problemas que ocorrem em um determinado local, permitindo a tomada de decisão em áreas de grande complexidade (Haas *et al.*, 2018).

Os programas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) utilizam frequentemente os softwares ArcGis (Dias, 2017), e Qgis (Alves; Menezes, 2021; Junior; Almeida; Silva, 2017; Leandro; Rocha, 2019; Rosa *et al.*, 2017). As imagens de satélite utilizadas nos programas de georreferenciamento são extraídas do Google Earth (Barbosa; Furrier, 2013) e do satélite LandSat (Miranda *et al.*, 2016; Cochrane *et al.*, 2017). É utilizado principalmente para a caracterização de paisagens, análise de alteração da paisagem, uso e cobertura do solo, dinâmica de uso e cobertura do solo para caracterização ambiental (Dias, 2017).

Atividades como a mineira tem forte impacto na qualidade das águas de ecossistemas aquáticos no Brasil, particularmente na Amazônia, porem aplicação de SIG para classificar a áreas mineras pode ser chave para compreender a influência das atividades mineras no meio ambiente regional (Chen *et al.*, 2017). Um estudo realizado pelo Lobo *et al.*, (2018), mapeou as áreas mineras ativas atuais (a céu aberto) em larga escala (Amazônia brasileira) e integram atributos relacionados à escala da mineração e ao mineral explorado. Mediante o uso de Qgis determinaram que a mineração em pequena escala (ouro e estanho) compreendeu até 64% da área total de mineração detectada neste estudo e os 36% restantes das áreas de mineração na Amazônia brasileira são constituídos por mineração industrial, responsável pela maior parte da produção de ferro, manganês, cobre e níquel. Pelo tanto, esta pesquisa recomenda que o mapeamento a partir de imagens de satélite, como Landsat, pode apoiar investigações adicionais sobre a qualidade da água e mudança na cobertura do uso do solo em áreas sob a influência da mineração industrial e de pequena escala na Amazônia brasileira.

Neste mesmo sentido, estudos realizados por Barbosa e Furrier (2013), Alves e Menezes, (2021) e Cochrane *et al.* (2017) explicam que o uso de SIG permite a identificação de impactos ambientais na região avaliada por meio de mapeamento, sendo que evidenciaram, principalmente, a redução da vegetação nativa, expansão da atividade agropecuária, perda significativa da biodiversidade, processo de ocupação desordenada do uso do solo nas margens dos rios, invasão das margens dos rios, margens dos canais densamente ocupados (Vieira *et al.*, 2016), ocupações irregulares em áreas de preservação permanente e processo erosivo (Müller; Haus, 2017).

Uma pesquisa realizada pelo Borges *et al.*, (2015), determino os parâmetros físico-químicos das águas superficiais da bacia do Cunha, para observar se houve redução da contaminação da bacia, utilizando o software do sistema de informações geográficas (SIG) para elaborar mapas temáticos e avaliar os dados obtidos. Determinou que a contaminação do Canal

de Cunha decorre não apenas do lançamento de efluentes, mas também de outras fontes difusas que comprometem o canal ao longo de grande parte de seu curso e, à medida que a pluma de poluentes se mistura, dependendo do nível de concentração e potencial poluidor das substâncias, portanto, essa diluição coloca em risco toda a bacia hidrográfica, bem como a região do estuário.

La aplicación de SIG en la evaluación ambiental es eficiente y contribuye no sólo a una mejor planificación del uso de la tierra y el agua en las zonas afectadas (Carneiro, 2003; García *et al.*, 2006; Moraes, 2000; Peixoto, 2002), sino también para ayudar a la toma de decisiones sobre el área objetivo. El uso de esta tecnología permite, por tanto, un estudio continuo y evolutivo de una situación particular, integrando diferentes datos y convirtiéndolos en información actualizada (Moraes *et al.*, 2006).

REFERÊNCIAS

AB’SABER, A. **Domínios de natureza no Brasil**. Edição: 8a edição. Encadernação: brochura. ISBN: 978-65-5580-031-9. Ateliê Editorial, São Paulo. 160 p. 2021.

ABREU, C. H. M. de; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 45-56, 13 out. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016144803>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/w7C8kM6XST3jnRqv666vbKh/?lang=pt>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ALMEIDA, M. A. B.; ALMEIDA, R. S.; SILVA, G. O. C. Diagnostico dos impactos ambientais provocados pelo lançamento de esgotos no rio Piancó em Pombal-PB. **Revista GeoSertões**. v. 2, n. 3, jan./jun. 2017. Disponível em: <https://cfp.revistas.ufcg.edu.br/cfp/index.php/geosertoos/article/view/427>. Acesso em: 10 out. 2022.

ALVES, J. do P. H.; FONSECA, L. C.; CHIELLE, R. de S. A.; MACEDO, L. C. B. Monitoring water quality of the Sergipe River basin: an evaluation using multivariate data analysis. **RBRH**, [s. l.], v. 23, p. 1-15, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.231820170124>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbrh/a/nfGR8xzpRsYgBPjPbtP9FyJ/abstract/?lang=en>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ALVES, M. D. de O.; MENEZES, L. de S. Impactos ambientais no baixo curso do rio Pajeú, no trecho urbano de floresta, Pernambuco. **Revista Cerrados (Unimontes)**, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 1-23, 2021. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=576966613003>. Acesso em: 10 nov. 2022.

AMORIM, L. M. **Ocupação de fundos de vale em áreas urbanas. Estudo de caso: Córrego do Mineirinho, São Carlos, SP.** Orientador: Joao Sergio Cordeiro. 2004. 214p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos - SP. 2004. Disponível em:

<https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/4222/DissLMA.pdf;jsessionid=8C76FB56618AB17E9513FD77362F9A41?sequence=1>. Acesso em: 8 nov. 2022.

BALDISSEROTTO, B. **Fisiologia de Peixes aplicada à piscicultura.** Ed. UFSM: Santa Maria, p. 212. 2002.

BARBOSA, T. S.; FURRIER, M. Ocupações irregulares e impactos sócio-ambientais às margens do rio Sanhauá, Saraíba / Brasil. **Revista Percorso-Nemo**, v. 5, n. 2, 91- 107. 2013.

BARBOSA, H. O; SOUZA, M. F.; ONDEI, L. de S.; TERESA, F. B. Conhecimento ecológico local e percepção dos impactos ambientais por moradores da zona rural sobre riachos e peixes da bacia do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. **Ethnoscience**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 1-15, 2017.

Disponível em: <https://periodicos.ufpa.br/index.php/ethnoscience/article/view/10183>. Acesso em: 10 nov. 2022.

BARCELLOS, D. S.; SCHIMALESKI, A. P. C.; SOUZA, F. T. Downsizing water quality monitoring programs in river basins in Brazil. **Urban Water Journal**, [s. l.], v. 18, n. 4, p. 223-236, 2021. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2021.1877740>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1573062X.2021.1877740?journalCode=nurw20>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BARCELLOS, D. S.; SOUZA, F. T. Optimization of water quality monitoring programs by data mining. **Water Research**, [s. l.], v. 221, p. 118805, 2022.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2022.118805>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135422007588>. Acesso em: 15 out. 2022.

BEHMEL, S.; DAMOUR, M.; LUDWIG, R.; RODRIGUEZ, M. J. Participative approach to elicit water quality monitoring needs from stakeholder groups – An application of integrated watershed management. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 218, p. 540-554, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.076>. Disponível em:

<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29709822/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BIANCHI, E; DALZUCHIO, T; SIMÕES, L. A. R.; RODRIGUES, G. Z. P.; SILVA, C. E. M.; GEHLEN, G.; NASCIMENTO, C. A.; SPILKI, F. R.; ZIULKOSKI, A. L.; SILVA, L. B. Water quality monitoring of the Sinos River Basin, Southern Brazil, using physicochemical and microbiological analysis and biomarkers in laboratory-exposed fish. **Ecohydrology & Hydrobiology**, [s. l.], v. 19, n. 3, p. 328-338, 2019.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.05.002>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1642359318302088>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BOYD, C. E. **Water quality: an introduction.** 3. ed. Auburn: Springer, 2020. 441 p. ISBN 978-3-030-23334-1.

BRASIL. CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente, 1986. **Resolução nº 01, de 23 de janeiro de 1986**. Disponível em:

<https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0001-230186.PDF>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BRASIL. CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre uma nova classificação para as águas doces, bem como para as águas salobras e salinas do território nacional. Brasília: CONAMA, 2005. Disponível em:

https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em 02 mar. 2022.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, Do meio ambiente: artigo 225, cap. 6. 1988. Disponível em:

<https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88_Livro_EC91_2016.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2022.

BERGAMASCHI, B.; RODRIGUES, M. T.; SILVA, J. V. S.; KLUGE, M.; LUZ, R. B.; FLECK, J. D.; BIANCHI, E.; SILVA, L. B.; SPILKI, F. R. Moving beyond classical markers of water quality: detection of enteric viruses and genotoxicity in water of the Sinos river. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 75, n. 2, p. 63-67, 2015.

<http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.1713>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/bjb/a/5bdQSprN6XC74MHNj7jHtcL/?lang=en&format=html>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BORGES, R. C.; SANTOS, F. V.; CALDAS, V. G.; LAPA, C. M. F. Use of geographic information system (GIS) in the characterization of the Cunha Canal, Rio de Janeiro, Brazil: effects of the urbanization on water quality. **Environmental Earth Sciences**, [S.L.], v. 73, n. 3, p. 1345-1356, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-014-3493-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-014-3493-1#citeas>. Acesso em: 31 ago. 2023.

BUENO-KRAWCZYK, A. C. D.; GUILOSKI, I. C.; PIANCINI, L. D. S.; AZEVEDO, J. C.; RAMSDORF, W. A.; IDE, A. H.; GUIMARÃES, A. T. B.; CESTARI, M. M.; ASSIS, H. C. S. Multibiomarker in fish to evaluate a river used to water public supply. **Chemosphere**, [s. l.], v. 135, p. 257-264, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.064>. Disponível em:

https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653515004038?casa_token=2GgWhaICAWEAAAAA:03l2Hgd17xISp2qap3CJN8l1Mj_VEIWsb9hzvb76uKTWZThA9a5uocOrt6XV1oVLp_yb5_sMjT_S. Acesso em: 14 jul. 2022.

BLUME, K.; MACEDO, J.; MENEGUZZI, A.; SILVA, L.; QUEVEDO, D.; RODRIGUES, M. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 70, n. 4, p. 1185-1193, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842010000600008>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21225160/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CAIXETA, E. S.; BRAVO, J. V. M.; PEREIRA, B. B. Ecotoxicological assessment of water and sediment river samples to evaluate the environmental risks of anthropogenic contamination. **Chemosphere**, [s. l.], v. 306, p. 135595, 2022.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135595>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653522020884>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M.

Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasileira**, v. 34, p. 91-97, 2002. Disponível em: <http://jbb.ibict.br/handle/1/708>. Acesso em 16 fev. 2022

CAMPOS, C. A.; KENNARD, M. J.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F. Diatom and Macroinvertebrate assemblages to inform management of Brazilian savanna's watersheds. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 128, p. 107834, 2021.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107834>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X21004994>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CARNEIRO, P.H. Aplicação do geoprocessamento na localização de empreendimentos cunicultores no Maranhão. 2003. Disponível em: <http://www.Fatorgis.com.br>. Acesso em: 30 ago. 2023.

CARVALHO, K. Q.; LIMA, S. B.; PASSIG, F. H.; GUSMÃO, L. K.; SOUZA, D. C.; KREUTZ, C.; BELINI, A. D.; ARANTES, E. J. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 75, n. 42, p. 96-106, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.00413suppl>. Disponível em: <https://www.scielo.br/bjb/a/dyPZFbcVv6BZFHmhRh7fZBK/abstract/?lang=en>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CAPOANE, Viviane. Mapeamento dos pequenos reservatórios e análise dos impactos ambientais associados na bacia hidrográfica do córrego guariroba, Campo Grande - MS. **Geo Uerj**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 39, p. e51688, 2021.

<https://doi.org/10.12957/geouerj.2021.51688> Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/geouerj/article/view/51688/41023>. Acesso em: 30 ago. 2023.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019 [recurso eletrônico] / CETESB; Coordenação geral Maria Helena R.B. Martins; Coordenação técnica Fábio Netto Moreno, Marta Condé Lamparelli, Beatriz Durazzo Ruiz; Coordenação cartográfica Carmen Lúcia V. Midaglia ; Equipe técnica Luiz Antônio Medeiros ... [et al.]. – São Paulo : CETESB, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Relatorio-da-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2019.pdf> . Acesso em: 14 jul. 2022.

CHEVRIER, C.; SULLIVAN, K.; WHITE, R. F.; COMTOIS, C.; CORDIER, S.; GRANDJEAN, P. Qualitative assessment of visuospatial errors in mercury-exposed Amazonian children. **Neurotoxicology**, [s. l.], v. 30, n. 1, p. 37-46, 2009.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.neuro.2008.09.012>. Disponível em:
<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18992767/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CHAVES, J. I.; PINTO-FILHO, J. L. O.; SILVA, V. E. C. Impactos Ambientais na Vertente Oeste da Serra de São José, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 62-72, 2020.
<http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v15i1.6993>. Disponível em:
<https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/6993>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CHEN, W.; LI, X.; HE, H.; WANG, L. A Review of Fine-Scale Land Use and Land Cover Classification in Open-Pit Mining Areas by Remote Sensing Techniques. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 10, n. 2, p. 15, 2017. <http://dx.doi.org/10.3390/rs10010015>. Disponível em:
<https://www.mdpi.com/2072-4292/10/1/15>. Acesso em: 02 set. 2023.

CRISPIM, A. B.; SOUZA, M. N. Degradação, Impactos Ambientais e Uso da Terra em bacias Hidrográficas: o contexto da bacia do Pacotí/CE. **Acta Geográfica**, [s. l.], v. 10, n. 22, p. 17-33, 2016. Disponível em: <https://revista.ufr.br/actageo/article/download/2578/1924/13701>

CRUZ CASTRO, H. FABRIZY, M. P. Vista do Impactos Ambientais de Reservatórios e Perspectivas de uso Múltiplo, **Revista Brasileira de Energia**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 2-7, 1995.
<https://sbpe.org.br/index.php/rbe/article/view/85/73>

COCCO, J.; RIBEIRO, H. V.; GALVANIN, E. A. dos S.; NASCIMENTO, D. de L. Análise e Previsões das Ações Antrópicas para a Bacia do Rio do Sangue - Mato Grosso/Brasil. **Revista de Estudos Sociais**, [s. l.], v. 17, n. 34, p. 52-63, 2015. Disponível em:
<https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/res/article/view/2588>. Acesso em: 19 out. 2022.

COCHRANE, S. M.V.; MATRICARDI, E. A.T.; NUMATA, I.; LEFEBVRE, P. A. Landsat-based analysis of mega dam flooding impacts in the Amazon compared to associated environmental impact assessments: upper madeira river example 2006-2015. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s. l.], v. 7, p. 1-8, 2017.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2017.04.005>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938516301069>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CORDEIRO, G. G; GUEDES, N. de M.; KISAKA, T. B.; NARDOTO, G. B. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. **Ambiente & Água**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 702, 2016. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1857>. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/3vfFRKrff3zMHSTPgsLp55H/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

COELHO, M. C. N.; WANDERLEY, L. J.; COSTA, R. C. Small Scale Gold Mining In The XXI Century. Examples in the South-West Brazilian Amazon. **Anuário do Instituto de Geociências - Ufrj**, [s. l.], v. 39, n. 3, p. 5, 2016. http://dx.doi.org/10.11137/2016_3_05_14. Disponível em: <https://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/anigeo/article/view/9470>. Acesso em: 14 jul. 2022.

COELHO, Y. C. M.; MEDEIROS, P. S.; SANTOS, J. A.; LUCAS, F. C. A. Perception of environmental impacts of aggregate mining: a case study from the municipality of ourém, Pará, Brazil. **Resources Policy**, [s. l.], v. 78, p. 102825, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resourpol.2022.102825>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301420722002732>. Acesso em: 14 set. 2022.

CORIJMANS, L.; JONG, J. F. de; PRINS, H. H. T. Oxygen is a better predictor of macroinvertebrate richness than temperature—a systematic review. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 023002, 2021. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/ab9b42>. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab9b42/meta>. Acesso em: 14 set. 2022.

CRUZ, M. A. S.; GONÇALVES, A. A.; ARAGÃO, R.; AMORIM, J. R. A.; MOTA, P. V. M.; SRINIVASAN, V. S.; GARCIA, C. A. B.; FIGUEIREDO, E. E. Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. **Environmental Earth Sciences**, [s. l.], v. 78, n. 3, p. 69-78, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-019-8087-5>.

CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DODDS, W. K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 94, p. 516-524, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.063>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857416303883>. Acesso em: 14 jul. 2022.

DALZUCHIO, T.; RODRIGUES, G. Z. P.; SIMÕES, L. A. R.; SOUZA, M. S.; PETRY, I. E.; ANDRIGUETTI, N. B.; SILVA, G. J. H.; SILVA, L. B.; GEHLEN, G. In situ monitoring of the Sinos River, southern Brazil: water quality parameters, biomarkers, and metal bioaccumulation in fish. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 25, n. 10, p. 9485-9500, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-1244-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-018-1244-7#citeas>. Acesso em: 14 jul. 2022.

DALZUCHIO, T.; SIMÕES, L. A. R.; SOUZA, M. S.; RODRIGUES, G. Z. P.; PETRY, I. E.; ANDRIGUETTI, N. B.; SILVA, G. J. H.; GEHLEN, G.; SILVA, L. B. Water quality parameters, biomarkers and metal bioaccumulation in native fish captured in the Ilha River, southern Brazil. **Chemosphere**, [s. l.], v. 189, p. 609-618, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.089>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653517315023>. Acesso em: 14 jul. 2022.

DALZUCHIO, T.; SOUZA, M. S.; SIMÕES, L. A. R.; SILVA, G. J. H.; RODRIGUES, G. Z. P.; ANDRIGUETTI, N. B.; SILVA, L. B.; GEHLEN, G. Impact of Anthropogenic Activities on Water Quality of The Paranhana River, Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, [s. l.], v. 62, p. e19180523, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4324-2019180523>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/babt/a/wkJdhxFcKgRhJhRsZxSZM5D/?format=html&lang=en#>. Acesso em: 14 jul. 2022.

DIAS, L. C. C.; MOSCHINI, L. E.; TREVISAN, D. P. A influência das atividades antrópicas na paisagem da área de proteção ambiental Estadual do Rio Pandeiros, MG - Brasil. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 85-100, 2017. <http://dx.doi.org/10.21664/2238-8869.2017v6i2.p85-105>. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/5f39/0d985515e628a34874a567831f489b7c3ea4.pdf>. Acesso em: 14 jul. 2022.

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

FABHAT- Fundação. Agência da Bacia Hidrográfica do Alto Tiete. **Plano de Bacia Hidrográfica do Alto Tiete**. Sao Paulo: FABHAT, CBH-AT. FEHIDRO. 2019.

FALKOWSKI, P. G. LAWS, E. A., BABER, R. T. MURRAY, J. W. Phytoplankton and their Role in Primary, new, and Export Production. In: M.J.R. Fasham (Ed.), **Ocean Biogeochemistry**, Springer, Berlin Heidelberg 2003, pp. 99–121.

FEARNSIDE, P.M. **Hidrelétricas na amazônia impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**. Manaus: Editora INPA, v. 3. 2019. ISBN: 978-85-211-0XXX-X (impresso), ISBN: 978-85-211-0XXX-X (on-line).

FEARNSIDE, P. M. Social Impacts of Brazil's Tucuruí Dam. **Environmental Management**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 483-495, 1999. <http://dx.doi.org/10.1007/s002679900248>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10501861/>. Acesso em: 02 set. 2023.

FEARNSIDE, P.M. Decision-making on Amazon dams: Politics trumps uncertainty in the Madeira River sediments controversy. **Water Alternatives**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 313-325. 2013. Disponível em: <http://www.water-alternatives.org/index.php/alldoc/articles/vol6/v6issue2/218-a6-2-15/file>. Acesso em: 02 set. 2023.

FEARNSIDE, P.M. Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environmental Science & Policy**, [s. l.], v. 38, n.1, p. 164-172. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1462901113002724>. Acesso em: 02 set. 2023.

FEARNSIDE, P.M. How a dam building boom is transforming the Brazilian Amazon. *Yale Environment* 360, 26 September 2017. Disponível em: <http://e360.yale.edu/features/how-a-dam-building-boom-is-transforming-the-brazilian-amazon>. Acesso em: 02 set. 2023.

FEARNSIDE, P.M. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environmental Management**, [s. l.], v. 27, n. 3. p. 377-396, 2001. Disponível em: [10.1007/s002670010156](https://doi.org/10.1007/s002670010156). [_&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA#page=53](https://doi.org/10.1007/s002670010156). Acesso em: 02 set. 2023.

FIGUEIREDO, H. P.; FIGUEIREDO, C. R. P.; BARROS, J. H. S.; CONSTANTINO, M.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; MORAES, P. M.; COSTA, R. B. Water quality in an urban environmental protection area in the Cerrado Biome, Brazil. **Environmental Monitoring and**

Assessment, [s. l.], v. 191, n. 2, p. 117, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-7194-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-019-7194-9>. Acesso em: 14 jul. 2022.

FRANÇA, A. C.; ABREU, G. P.; BALIONI, L. F.; CAPELLATO, P.; RANIERI, M. G. A.; FONSECA, A. L.; RIBEIRO, G. C.; MARQUES, P. S.; SACHS, D. Análise microbiológica da água fornecida a uma Unidade de Saúde no Município de Itajubá, Minas Gerais. **Research, Society and Development**, [s. l.], v. 10, n. 6, p. 10615220, 2021. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i6.15220>. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/15220>. Acesso em: 14 jul. 2022.

FOGLIATTI, M. C.; FILIPPO, S.; GOUDARD, B. **Avaliação de impactos ambientais: aplicação aos sistemas de transporte**. 1a. Edição, Interciência, 2004. ISBN: 8571931089

GARCIA, J. M.; MANTOVANI, P.; GOMES, R. C.; LONGO, R. M.; DEMANBORO, A. C.; BETTINE, S. C. Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, MG, v. 30, n. 1, p. 228-254. 2018. <http://dx.doi.org/10.14393/SN-v30n1-2018-10>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sn/a/DvNMBqxxQbSvQ4xhtQv36Ts/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 22 ago. 2022.

GARZON, C.E. **Water Quality in Hydroelectric Projects**: Considerations for Planning in Tropical Forest Regions. World Bank Technical Paper No. 20. World Bank, Washington, DC, E.U.A. 33 p. 1984.

GEMUSSE, S. L.; FOLLE, N. M. T.; SOUZA, A. T. da C.; AZEVEDO-LINHARES, M.; FILIPAK NETO, F.; ORTOLANI MACHADO, C. F.; GARCIA, J. R. E.; ESQUIVEL, L.; SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X. Micropollutants impair the survival of *Oreochromis niloticus* and threat local species from Iguaçu River, Southern of Brazil. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, [s. l.], v. 83, p. 103596, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2021.103596>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1382668921000156>. Acesso em: 14 jul. 2022.

GOMES, C. S. Impactos da expansão do agronegócio brasileiro na conservação dos recursos naturais. **Cardernos do Leste**, [s. l.], v. 19, n. 19, p. 63-78, nov. 2019. <http://dx.doi.org/10.29327/248949.19.19-4>. Disponível em: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/caderleste/article/view/13160>. Acesso em: 14 jul. 2022.

GUARDA, P. M.; RAMBO, M. K. D.; MACHADO, M. M. D.; RAMOS, F. O.; MENDES, D. B.; GUARDA, E. A.; SILVA, J. E. C. Monitoring the water quality Formoso river of the Amazon Region Brazil using principal component analysis. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 12, n. 5, p. 94-104, 2021. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.005.0009>. Disponível em: <http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/5530>. Acesso em: 14 jul. 2022.

HAAS, A.; CONCEIÇÃO, S. R.; DESCOVI FILHO, L.; HENKES, J. A. Delimitação e caracterização de app através do uso de um sistema de informação geográfica (SIG): o caso

das app's nos cursos de água da sub-bacia do lajeado pardo, noroeste do rs. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 640, 3, 2018.

<http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v7e32018640-649>. Disponível em:

https://portaldeperiodicos.animaeducacao.com.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/6972. Acesso em: 31 ago. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE: **Cidades e Estados**. 2022.

Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg.html>. Acesso em: 1 out. 2022

IBRAM – Instituto Brasileiro de Mineração. **Relatório Anual de Atividades**: junho 2016 a junho 2017. Brasília: IBRAM

JHA, M. K.; SHEKHAR, A.; JENIFER, M. A. Assessing groundwater quality for drinking water supply using hybrid fuzzy-GIS-based water quality index. **Water Research**, [s. l.], v. 179, p. 115867, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2020.115867>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135420304048>. Acesso em: 14 jul. 2022.

JUNIOR, M. A. B. A.; ALMEIDA, R. S.; SILVA, G. O. C. Diagnóstico dos impactos ambientais provocados pelo lançamento de esgotos no rio Piancó em Pombal-PB. **Revista GeoSertões** (Unageo/CFP-UFCG). v. 2, n. 3, 2017. Disponível em: <https://cfp.revistas.ufcg.edu.br/cfp/index.php/geosertoes/article/view/427>. Acesso em: 17 jun. 2023.

KRUK, C.; RODRÍGUEZ-GALLEGO, L.; MEERHOFF, M.; QUINTANS, F.; LACEROT, G.; MAZZEO, N.; SCASSO, F.; PAGGI, J. C.; PEETERS, E. T. H. M.; MARTEN, S. Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). **Freshwater Biology**, [s. l.], v. 54, n. 12, p. 2628-2641, 2009. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02274.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.2009.02274.x>. Acesso em: 14 jul. 2022.

LATRUBESSE, E.M., ARIMA, E.Y., DUNNE, T., PARK, E., BAKER, V.R., D'HORTA, F.M., WIGHT, C., WITTMANN, F., ZUANON, J., BAKER, P.A., RIBAS, C.C., NORGAARD, R.B., FILIZOLA, N., ANSAR, A., FLYVBJERG, B. & STEVAUX, J.C. Damming the rivers of the Amazon basin. **Nature**, [s. l.], v. 546, p. 363-369. 2017. <https://doi.org/10.1038/nature22333>

LEANDRO, G. R. S.; ROCHA, P. C. Expansão agropecuária e degradação ambiental na bacia hidrográfica do rio Sepotuba - Alto Paraguai, Mato Grosso - Brasil. **Sociedade & Natureza**, [s. l.], v. 31, p. 1-15, 2019. <http://dx.doi.org/10.14393/sn-v31-2019-45603>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/336754481_Expansao_agropecuaria_e_degradacao_ambiental_na_bacia_hidrografica_do_rio_Sepotuba_-_Alto_Paraguai_Mato_Grosso_-_Brasil. Acesso em: 14 jul. 2022.

LECCA, E. R.; LIZAMA, E. C. R. Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. **Industrial Data**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 71, 19 jun. 2014. <http://dx.doi.org/10.15381/idata.v17i1.12035>. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/307181622_Caracterizacion_de_las_aguas_residuales_y_la_demanda_bioquimica_de_oxigeno/citation/download. Acesso em: 14 out. 2022.

LÉMECHEV, T. On hydrological heterogeneity catchment morphology and catchment response. **Journal of Hydrology**, v. 100, p. 357- 375, 1982.

LEOPOLD, L.B.; CLARKE, F.S.; HANSHAW, B. et al. A procedure for evaluating environmental impact. Washington: U. S. **Geological Survey**, 1971. 13p. (circular 645).

LEITE, R.A.N.; M.M. BITTENCOURT. Impacto de hidrelétricas sobre a ictiofauna amazônica: O exemplo de Tucuruí. p. 85- 100 In: A. L. Val, R. Figuiolo & E. Feldberg (eds.) *Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia: Fatos e Perspectivas*. Vol. 1. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, AM. P. 440. 1991.

LEWIS, W. The thermal regime of lake Lanao (Philippines) and its theoretical implications for tropical lakes. **Limnology and Oceanography**. v. 18, n. 2, p. 200-2017. mar. 1973.
Disponível em: <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.4319/lo.1973.18.2.0200>
Acesso em: 14 jul. 2022.

LIU, Y.; SUN, L. C.; JIANG, Y. L. Bibliometric review of research on phytoplankton in water quality assessment. **Acta Ecologica Sinica**, [s. l.], v. 37, n. 3, p. 165-172, 2017.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.chnaes.2017.06.010>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1872203217300975>. Acesso em: 14 jul. 2022.

LOBO, F. L.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; NOVO, E. M. L. M.; CARLOS, F. M.; BARBOSA, C. C. F. Mapping Mining Areas in the Brazilian Amazon Using MSI/Sentinel-2 Imagery (2017). **Remote Sensing**, [S.L.], v. 10, n. 8, p. 1178, 2018.
<http://dx.doi.org/10.3390/rs10081178>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/10/8/1178>. Acesso em: 31 ago. 2023.

MACHADO, C. S.; ALVES, R. I.; FREGONESI, B. M.; TONANI, K. A.A.; MARTINIS, B. S.; SIERRA, J.; NADAL, M.; DOMINGO, J. L.; SEGURA-MUÑOZ, S. Chemical Contamination of Water and Sediments in the Pardo River, São Paulo, Brazil. **Procedia Engineering**, [s. l.], v. 162, p. 230-237, 2016.<http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.046>.
Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877705816333513>.
Acesso em: 14 jul. 2022.

MAGALHÃES, S. F. C.; BARBOZA, C. A. M.; MAIA, M. B.; MOLISANI, M. M. Influence of land cover, catchment morphometry and rainfall on water quality and material transport of headwaters and low-order streams of a tropical mountainous watershed. **Catena**, [s. l.], v. 213, p. 106137, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2022.106137>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816222001230>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MALAQUIAS, G. B.; CÂNDIDO, B. B. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes do Município de Betim, MG: análise macroscópica. **Revista Meio Ambiente e**

Sustentabilidade, v. 3, n. 2, p. 51 - 65, 2013. Disponível em: <https://www.revistasuninter.com/revistameioambiente/index.php/meioAmbiente/article/view/174>. Acesso em: 17 jul. 2023.

MARGALEF, R. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: **Perspectives in Marine Biology**, Buzzati-Traverso (ed.), Univ. Calif. Press, Berkeley, pp. 323-347. 1958.

MATEO, J. **Geoecologia de los paisajes**. Mérida: Edit. ULA, 1991. 137 p.

MARTINELLI, L.; NAYLOR, R.; VITOUSEK, P. M.; MOUTINHO, P. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, [s. l.], v. 2, n. 5-6, p. 431-438, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.008>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1877343510001065>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MARINI, O. J. Potential mineral do Brasil. In: Melfi, A.J., Misi, A., Campos, D.A., Cordani, U.G. (Eds.), **Recursos Minerais no Brasil: problemas e desafios**. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, pp. 18–32, 2016.

MATLABA, V. J.; MOTA, J. A.; MANESCHY, M. C.; SANTOS, J. F. Social perception at the onset of a mining development in Eastern Amazonia, Brazil. **Resources Policy**, [S.L.], v. 54, p. 157-166, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.09.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301420717303203>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MIRANDA, C.; ROSA, L.; GONÇALVES, N.; OLIVEIRA, F.; BONITO, J. Impactos ambientales en la microcuenca del río Parafuso, Amazonas oriental, Brasil. **Gestión y Ambiente**, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 123–140, 2016. Disponível em: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/52989>. Acesso em: 25 oct. 2022.

MEDEIROS, V. S.; SALEH, B. B.; AGUIAR, A. C. R.; FURQUIM FILHO, C. S.; ALVES, W. S.; MIRANDA, R. A.; AQUINO, D. S. Verificação da conformidade da qualidade do efluente da estação de tratamento de esgotos de rio verde – GO. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 814-831, 2019. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v8e12019814-831>. Disponível em: https://portaldeperiodicos.animaeducacao.com.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/4789. Acesso em: 23 maio 2022.

MEDEIROS, J. L. S.; JESUS, I. S.; SILVA, T. J. R. D.; NASCIMENTO, M. B.; CEZÁRIO, J. A.; MARTILDES, J. A. L.; LEITE, J. C. A.; SANTOS, L. L.; PAIVA, W. Diagnóstico de impactos ambientais nas águas do trecho perenizado do rio Piancó-Piranhas-Açu, Paraíba, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 12, n. 5, p. 409-423, 2021. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.005.0033>. Disponível em: <https://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/5457>. Acesso em: 01 dez. 2022.

MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 270, p. 110879, 2020.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479720308094>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; SANTOS, A. C. A.; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: watershed versus riparian zone. **Catena**, [s. l.], v. 167, p. 130-138, 2018.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816218301437>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MELO, I. S. Atividades antrópicas e degradação ambiental na sub-bacia hidrográfica do rio Itamirim-SE. **Revista de Geociências do Nordeste**, [s. l.], v. 2, p. 435-442, 27 out. 2016.

<http://dx.doi.org/10.21680/2447-3359.2016v2n0id10485>. Disponível em:

<https://periodicos.ufrn.br/revistadoregne/article/view/10485>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MENDES, S. A.; GONÇALVES, É. V.; FRÂNCICA, L. S.; CORREIA, L. B. C.; NICOLA, J. V. N.; PESTANA, A. C. Z.; MEDEIROS, F. V. S.; SOUZA, W. E.; INEU, R. P.; PERON, A. P. Quality of Natural Waters Surrounding Campo Mourão, State of Paraná, Southern Brazil: water resources under the influences from urban and agricultural activities. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 231, n. 8, p. 415-434, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-020-04795-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-020-04795-5>.

Acesso em: 14 jul. 2022.

MENDES, R. G.; VALLE JUNIOR, R. F.; SILVA, M. M. A. P. M.; FERNANDES, L. F. S.; FERNANDES, A. C. P.; PISSARRA, T. C. T.; MELO, M. C.; VALERA, C. A.; PACHECO, F. A. L. A partial least squares-path model of causality among environmental deterioration indicators in the dry period of Paraopeba River after the rupture of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 306, p. 119341-119341, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119341>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749122005553>. Acesso em: 23 set. 2022.

MENDONCA-GALVAO, L.; GUIMARÃES, M.; FONSECA, B. M.; KISAKA, T. B.; SOUSA, F. D. R.; MEDEIROS, V. A. F.; Abreu, L.M.; PADOVESI-FONSECA, C.; ELMOOR LOUREIRO, L. M. A.; FERNANDES, A.C.M.; ALVIM, E. A. C. C. Águas do Cerrado do Distrito Federal: Biodiversidade, Integridade e Conservação. In: Christopher William Fagg; Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz; José Carlos Sousa-Silva. (Org.). *Conservação de Áreas de Preservação Permanente do Cerrado: Caracterização, Educação Ambiental e Manejo*. ed. Brasília: CRAD, 2011, v., p. 21-46. Disponível em:

<https://page.ucb.br/bc/producao.lista?tip=AeT&id1=148&id2=167>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MERÇON, J.; CABRAL, D. S.; TEIXEIRA, B. C.; PEREIRA, T. M.; BONA, A. M.; ARMINI, C. V. L.; AGOSTINHO, S. G. N.; VASCONCELOS, C. M.; GOMES, L. C.

Seasonality effects on the metal concentration and biochemical changes in *Astyanax lacustris* (Teleostei: characiformes) from doce river after the collapse of the fundão dam in Mariana, Brazil. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, [s. l.], v. 89, p. 103777, 2022.

<https://doi.org/10.1016/j.etap.2021.103777>

Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1382668921001952>.

Acesso em: 14 jul. 2022.

MILHOME, M. A. L, SOUSA, P. L. R., LIMA, F. A. e NASCIMENTO, R. F. Influence the use of pesticides in the quality of surface and groundwater located in irrigated areas of Jaguaribe, Ceara, Brazil. **International Journal of Environmental Research**, v. 9, n. 1, p. 255-262, 2015. Disponível em:

https://ijer.ut.ac.ir/article_895_afc8d2ff3fbe6dc2a0b6ace587faaf45.pdf Acesso em: 14 jul. 2022.

MIRANDA, C.; ROSA, L.; GONÇALVES, N.; OLIVEIRA, F.; BONITO, J. Impactos ambientales en la microcuenca del río Parafuso, Amazonas oriental, Brasil. **Gestión y Ambiente**, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 123–140, 2016. Disponível em:

<https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/52989>. Acesso em: 25 oct. 2022.

MORAES, Luzia Alice Ferreira de. **Subsídios para o gerenciamento dos recursos naturais na subbacia do Rio Paraná, em um trecho entre Porto São José e Jupia**. 2000. 309 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá., Maringá, 2000. Acesso em: 02 sep. 2023.

MORAES, L. A. F.; SANTOS, R. L. C.; SOBRAL, L. G. S. Metodologia de aplicação do geoprocessamento na avaliação da contaminação por metal pesado em solo: estudo de caso em área confinada de indústria. Rio de Janeiro: CETEM, 2006. (Série Gestão e Planejamento Ambiental, 7). Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/bitstream/cetem/385/1/sgpa-7.pdf>. Acesso em: 02 sep. 2023.

MORAIS, L. S.; CHAGAS, I. C. G. C.; SILVA, D. P.; SCALIZE, P. S. Qualidade da água superficial em comunidades rurais do estado de Goiás durante a estação seca e sua relação com o uso e a ocupação do solo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 28, n. 1, p. 1-10, 2023. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220220215pt>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/esa/a/QxPJhVwT3m6WbNqBQbKRGWh/?lang=pt>. Acesso em: 15 jun. 2023.

MÜLLER, M. M.; HAUS, T. L. Avaliação de aspectos e impactos ambientais em um trecho do rio avariú, localizado no município de São José dos Pinhais-PR. fae Centro Universitário Núcleo de Pesquisa Acadêmica – NPA. Memorial TCC. **Caderno da Graduação** – pp. 468-480, 2017.

KONZEN, G. B.; FIGUEIREDO, J. A. S; QUEVEDO, D. M. History of water quality parameters – a study on the Sinos River/Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 75, n. 2, p. 1-10, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.0213>. Disponível em:

<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26270207/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

OKANO, J. I.; SHIBATA, J. Y.; SAKAI, Y.; YAMAGUCHI, M.; OHISHI, M.; GODA, Y.; NAKANO, S.I.; OKUDA, N. The effect of human activities on benthic macroinvertebrate diversity in tributary lagoons surrounding Lake Biwa. **Limnology**, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 199-207, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s10201-017-0530-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10201-017-0530-2#:~:text=The%20finding%20of%20our%20study,benthic%20macroinvertebrates%20in%20the%20tributaries>. Acesso em: 14 set. 2022.

OLIVEIRA, L. M.; MAILLARD, P.; PINTO, E. J. A. Application of a land cover pollution index to model non-point pollution sources in a Brazilian watershed. **Catena**, [s. l.], v. 150, p. 124-132, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816216304684>. Acesso em: 14 jul. 2022.

OLIVEIRA, M. T. G.; ROLIM, S. B. A.; MELLO-FARIAS, P. C.; MENEGUZZI, Á.; LUTCKMEIER, C. Industrial Pollution of Environmental Compartments in the Sinos River Valley, RS, Brazil: geochemical biogeochemical characterization and remote sensing. **Water, Air, And Soil Pollution**, [s. l.], v. 192, n. 1-4, p. 183-198, 2008. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-008-9645-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-008-9645-8>. Acesso em: 14 jul. 2022.

OMERNIK, J.; PAULSEN, S.; GRIFFITH, G.; WEBER, M. Regional patterns of total nitrogen concentrations in the National Rivers and Streams Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**, [s. l.], v. 71, n. 3, p. 167-181, 2016. <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.71.3.167>. Disponível em: <https://www.jswconline.org/content/71/3/167>. Acesso em: 6 nov. 2022.

ONU (Organización de las Naciones Unidas). Manual de Sistemas de información geográfica y cartografía digital. Nueva York, Estados Unidos. Departamento de Asuntos Económicos y Sociales División de Estadística Estudios de Métodos Serie F No. 79. 2000. ISBN 92-1-161-426 -0. Disponível em: http://unstats.un.org/unsd/publication/SeriesF/SeriesF_79s.pdf. Acesso em: 6 nov. 2022.

ORTEGA, D. J. P.; CARVALHO, S. L. Avaliação dos Efeitos das Atividades Antropólicas nos Recursos Hídricos na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê — SP. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 3, p. 97-108, 2013. Disponível em: <https://biblat.unam.mx/hevila/RBRHRevistabrasileiraderecursoshidricos/2013/vol18/no3/8.pdf>. Acesso em: 09 nov. 2022.

PHILIPPI, J. A.; ROMERO, M. A.; BRUNA, G. C. Curso de gestão ambiental-USP. Ed. Manole Ltda, Barueri- São Paulo (Brazil), 2004.

PEIXOTO, S. Modelo de valoração econômica de impactos ambientais em unidades de conservação. VIII Encontro Nacional de Chefes de Unidades de Conservação, Fortaleza. Brasília, DF: IBAMA, p. 1–84, 2002. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/arquivos/livros/modelo-valoraca-economica-dos-impactos-ambientais-ucs-2002.pdf>. Acesso em: 02 sep. 2023.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da; RAMOS, M. M. Evaporação líquida no lago de Sobradinho e impactos no escoamento devido à construção do reservatório. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.L.], v. 13, n. 3, p. 346-352, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662009000300018>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/tdwhwz5ZKKtjmSqSHzn68yf/?format=html&lang=pt#>. Acesso em: 31 ago. 2023.

PEREIRA, L. C. C.; SOUSA, N. S. S.; RODRIGUES, L. M. S.; MONTEIRO, M. C.; SILVA, S. R. S.; OLIVEIRA, A. R. G.; DIAS, A. B. B.; COSTA, R. M. Effects of the lack of basic public sanitation on the water quality of the Caeté River estuary in northern Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, [s. l.], v. 21, n. 2, p. 299-314, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.12.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1642359321000021>. Acesso em: 14 jul. 2022

PÉREZ, J. R.; LOUREIRO, S.; MENEZES, S.; PALMA, P.; FERNANDES, R. M.; BARBOSA, I. R.; SOARES, A. M. V. M. Assessment of water quality in the Alqueva Reservoir (Portugal) using bioassays. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 17, n. 3, p. 688-702, 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-009-0174-9>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/19471987/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

PIRES, N.; MUNIZ, D.; KISAKA, T.; SIMPLICIO, N.; BORTOLUZZI, L.; LIMA, J.; OLIVEIRA-FILHO, E. Impacts of the urbanization process on water quality of brazilian savanna rivers: the case of Preto River in Formosa, Goiás state, Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [s. l.], v. 12, n. 9, p. 10671-10686, 2015. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph120910671>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/12/9/10671>. Acesso em: 14 jul. 2022.

POMPEU, P., ALVES, C. B., CALLISTO, M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. In: Brown, L.R., Gray, R.H., Hughes, R.M., Meador, M.R. (Eds.), **Historical Changes in Large River Fish Assemblages of the Americas**. American Fisheries Society, Bethesda, v. 47, pp. 11–22. 2005. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/254956605_The_Effects_of_Urbanization_on_Biodiversity_and_Water_Quality_in_the_Rio_das_Velhas_Basin_Brazil/citation/download. Acesso em: 14 jul. 2022.

QUEIROZ, T. M.; OLIVEIRA, J. R.; MARCHETTO, M. Qualidade ambiental em afluente de cabeceira do Rio Paraguai sob influência de agricultura e urbanização. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 9, n. 8, p. 82-92, 2018. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2018.008.0008>. Disponível em: <http://www.sustenere.co/index.php/rca/article/view/CBPC2179-6858.2018.008.0008>. Acesso em: 14 jul. 2022.

RAMALHO, R. **Tratamiento de águas residuales**. Barcelona: España, Editorial Reverté, S.A. 2003.

REIS, A. da S.; SOUZA, P. A.; SANTOS, A. F.; GIONGO, M.; NERES, N. G. C. Impactos ambientais diagnosticados na nascente do córrego San rival- fazenda meu Paraíso, Palmeirópolis -Tocantins. **Enciclopédia biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia**, v. 11 n. 21; p. 2015. Disponível em:

<https://www.conhecer.org.br/enciclop/2015b/multidisciplinar/impactos%20ambientais.pdf>. Acesso em: 19 out. 2022.

RIGOTTI, J. A.; POMPEO, C. A.; FONSECA, A. L. Aplicação e análise comparativa de três protocolos de avaliação rápida para caracterização da paisagem fluvial. **Ambiente & Água**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 85-97, 2016. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1732>.

RIVA, C. C.; TIOZO, C. A. S.; MOREIRA, A. M. M. A. M.; LIMA, M. M. Impactos Ambientais no Córrego Velha Joana do Município de Primavera do Leste – Mato Grosso. **Uniciências**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 88, 2017. <http://dx.doi.org/10.17921/1415-5141.2016v20n2p88-94>. Disponível em:

<https://uniciencias.pgsskroton.com.br/article/view/4130>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ROCHA, M. P.; DOURADO, P. L. R.; CARDOSO, C. A. L.; CÂNDIDO, L. S.; PEREIRA, J. G.; OLIVEIRA, K. M. P.; GRISOLIA, A. B. Tools for monitoring aquatic environments to identify anthropic effects. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 190, n. 2, p. 61-70, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-017-6440-2>. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-017-6440-2#citeas>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ROCHA, T. L. A multibiomarker approach in the caged neotropical fish to assess the environment health in a river of central Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 751, p. 141632, 2021.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141632>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720351615>. Acesso em: 14 jul. 2022.

RODRIGUES, L. da C.; NEVES, S. M. A. da S.; NEVES, R. J.; GALVANIN, E. A. S.; SILVA, J. S. V. Avaliação do grau de transformação antrópica da paisagem da bacia do rio Queima-Pé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 32, n. 1, p. 52-64, 2014. ISSN Eletrônico: 2176-9478. Disponível em:

<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1013405>. Acesso em: 14 jul. 2022.

RODRIGUES, A. S. L., CASTRO, P. T. A. C. Protocolos de Avaliação Rápida: Instrumentos Complementares no Monitoramento dos Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 161-170, 2008.

ROSA, B. P.; PAULA, B. C. L.; COLEONE, E. S. A.; CAMPOS, F. Impactos causados em cursos d'água por aterros controlados desativados no Município de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, [s. l.], v. 4, n. 7, p. 63-76, 2017. <http://dx.doi.org/10.21438/rbgas.040707>. Disponível em:

<http://revista.ecogestaobrasil.net/v4n7/v04n07a07a.html>. Acesso em: 14 jul. 2022.

RUBIO-VARGAS, D. Á.; RIBEIRO, C. A. de O.; FILIPAK NETO, F.; CORDEIRO, A. L.; CESTARI, M. M.; SOUZA, A. C.; MARTINS, C. C.; SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X.;

GARCIA, J.R.E. Exposure to pollutants present in Iguazu River Southern Brazil affect the health of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758): assessment histological, genotoxic and biochemical. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, [s. l.], v. 87, n. 1, p. 103682-103699, out. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.et>

SALVARREY, A. V. B.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R.; BRAUN, B. The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern brazilian streams. **Journal of Insect Science**, [s. l.], v. 14, n. 13, p. 1-23, 2014. <http://dx.doi.org/10.1673/031.014.13>. Disponível em: <https://bioone-org.ez171.periodicos.capes.gov.br/journals/journal-of-insect-science/volume-14/issue-13/031.014.13/The-Influence-of-Natural-and-Anthropic-Environmental-Variables-on-the/10.1673/031.014.13.full>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. Oficina de Textos, p. 200-212, 2008. SÁ, G. B. Avaliação dos impactos ambientais resultantes da gestão do saneamento básico na cidade de Pombal - PB. Monografia - (Graduação em Engenharia ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Pombal/PB, 2016.

SANTOS, E. S.; LOPES, P. P. P.; PEREIRA, H. H. S.; NASCIMENTO, O. O.; RENNIE, C. D.; STERNBERG, L. S. L. O; CUNHA, A. C. The impact of channel capture on estuarine hydro-morphodynamics and water quality in the Amazon delta. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 624, p. 887-899, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.211>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896971733646X>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SANTOS, S. L.; VIANA, L. F.; MEREY, F. M.; CRISPIM, B. A.; SOLORZANO, J. C.; BARUFATTI, A.; CARDOSO, C. A. L.; LIMA-JUNIOR, S. E. Evaluation of the water quality in a conservation unit in Central-West Brazil: metals concentrations and genotoxicity in situ. **Chemosphere**, [s. l.], v. 251, p. 126365-126370, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126365>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520305580>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SAMBONI RUIZ, N. E.; CARVAJAL ESCOBAR, Y.; ESCOBAR, J. C. A review of physical-chemical parameters as water quality and contamination indicators. **Ingeniería e Investigación**, [s. l.], v. 27, n. 3, p. 172-181, 2007. <http://dx.doi.org/10.15446/ing.investig.v27n3.14858>. Disponível em: <http://revistas.unal.edu.co/index.php/ingeninv/article/view/14858>. Acesso em: 14 out. 2022.

SCALON, M. C. S.; RECHENMACHER, C.; SIEBEL, A. M.; KAYSER, M. L.; RODRIGUES, M. T.; MALUF, S. W.; RODRIGUES, M. A. S.; SILVA, L. N. Evaluation of Sinos River water genotoxicity using the comet assay in fish. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 70, n. 4, p. 1217-1222, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842010000600011>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21225163/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SCHWENK, L. M.; CRUZ, C. B. M. Conflitos socioeconômicos-ambientais relativos ao avanço do cultivo da soja em áreas de influência dos eixos de integração e desenvolvimento no Estado de Mato Grosso. **Acta Scientiarum. Agronomy**, [s. l.], v. 30, n. 4, p. 501-511, 2008. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v30i4.5305>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asagr/a/tj8MnPwxQXTrhQwYFYqPQLj/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 22 set. 2022.

SEVERO, E. S.; MARINS, A. T.; CEREZER, C.; COSTA, D.; NUNES, M.; PRESTES, O. D.; ZANELLA, R.; LORO, V. L. Ecological risk of pesticide contamination in a Brazilian river located near a rural area: a study of biomarkers using zebrafish embryos. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [s. l.], v. 190, p. 110071-110085, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110071>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0147651319314022>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SILVA, T. M.; CAMELLO, T. C. F.; ALMEIDA, J. R. Impactos ambientais hidrológicos ocasionados pelo desflorestamento metropolitano: Petrópolis, RJ. **Revista Sustinere**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 53-64, 2015. <http://dx.doi.org/10.12957/sustinere.2015.17327>. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/sustinere/article/view/17327>. Acesso em: 22 ago. 2022.

SILVA, D. S.; GONÇALVES, B.; RODRIGUES, C. C.; DIAS, F. C.; TRIGUEIRO, N. S. de S.; MOREIRA, I. S.; SILVA, D. de M.; SABÓIA-MORAIS, S. M. T.; GOMES, T.; SILVA, F. L.; STEFANI, M. S.; SMITH, W.; SCHIAVONE, D. C.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. An applied ecological approach for the assessment of anthropogenic disturbances in urban wetlands and the contributor river. **Ecological Complexity**, [s. l.], v. 43, p. 100852, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2020.100852>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1476945X20300209>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SILVA, D. S.; GONÇALVES, B.; RODRIGUES, C. C.; DIAS, F. C.; TRIGUEIRO, N. S. S.; MOREIRA, I. S.; SILVA, D. M.; SABÓIA-MORAIS, S. M. T.; GOMES, T.; ROCHA, T. L. A multibiomarker approach in the caged neotropical fish to assess the environment health in a river of central Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 751, p. 141632, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141632>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/>

SILVA, G. J.; BORGES, A. C.; MOREIRA, M. C.; ROSA, A. P. Statistical process control in assessing water quality in the Doce river basin after the collapse of the Fundão dam (Mariana, Brazil). **Journal of environmental Management**, [s. l.], v. 317, p. 115402, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115402>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479722009756>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SILVA, R. F. Análise dos impactos ambientais da Urbanização sobre os recursos hídricos na sub-bacia do Córrego Vargem Grande em Montes Claros-MG. **Caderno de Geografia**, [s. l.], v. 26, n. 47, p. 966-1015, 2016. <http://dx.doi.org/10.5752/p.2318-2962.2016v26n47p966>.

Disponível em: <http://periodicos.pucminas.br/index.php/geografia/article/view/10695>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SOARES, T. S.; CÔRTEZ, M. A.S.; FREITAS, A.D.; VASCONCELOS, F.C. W. Avaliação dos impactos ambientais na área de influência direta do córrego da estiva, município de Betim (MG). **Ciência e Natura**, [s. l.], v. 38, n. 2, p. 620, 2016.

<http://dx.doi.org/10.5902/2179460x19954>. Disponível em:

<https://scholar.archive.org/work/czs5txwygregdpa6f2azbwrcgi>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SOUZA-BASTOS, L. R.; BASTOS, L. P.; CARNEIRO, P. C. F.; GUILOSKI, I. C.; ASSIS, H. C. S.; PADIAL, A. A.; FREIRE, C. A. Evaluation of the water quality of the upper reaches of the main Southern Brazil river (Iguaçu river) through in situ exposure of the native siluriform *Rhamdia quelen* in cages. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 231, p. 1245-1255, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.071>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749117318225>. Acesso em: 14 jul. 2022.

TANAKA, M. O.; SOUZA, A.L. T.; MOSCHINI, L. E.; OLIVEIRA, A. K. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s. l.], v. 216, p. 333-339, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880915301237>. Acesso em: 14 jul. 2022.

TANIWAKI, R. H.; CASSIANO, C. C.; FILOSO, S.; FERRAZ, S. F. B.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L.A. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 584-585, p. 339-347, 2017.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.150>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969716328406>. Acesso em: 14 jul. 2022.

THOMPSON, F.; OLIVEIRA, B. C.; CORDEIRO, M. C.; MASI, B. P.; RANGEL, T. P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B. S.; CABRAL, A. S. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 705, p. 135914, 2020.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135914>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719359091>. Acesso em: 14 jul. 2022.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 631p.

VANNOTE, R.; MINSHALL, W.; CUMMINS, K.; SEDELL, J.; CUSHING, C. The river continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980. Disponível em: <https://vdocument.in/vannote-1980.html?page=1>. Acesso em: 14 jul. 2022.

VIEIRA, C. D.; OLIVEIRA, A. E. F.; ALVES, W. G.; LEÃO, O. M. da R. Análise da degradação ambiental na bacia hidrográfica do rio Alcântara no município de São Gonçalo, leste metropolitana do rio de janeiro. **Revista Equador**, [s. l.], v. 5, n. 4, p. 93-105, 26 ago. 2016. <http://dx.doi.org/10.26694/equador.v5i4.5190>. Disponível em: <https://revistas.ufpi.br/index.php/equador/article/view/5190>. Acesso em: 14 jul. 2022.

WAITE, I. R.; MUNN, M. D.; MORAN, P.W.; KONRAD, C. P.; NOWELL, L. H.; MEADOR, M. R.; VAN METRE, P. C.; CARLISLE, D. M. Effects of urban multi-stressors on three stream biotic assemblages. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 660, p. 1472-1485, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.240>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969718351106>. Acesso em: 14 set. 2022.

WANTZEN, K.; MOL, J. Soil Erosion from Agriculture and Mining: a threat to tropical stream ecosystems. **Agriculture**, [s. l.], v. 3, n. 4, p. 660-683, 2013. <http://dx.doi.org/10.3390/agriculture3040660>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2077-0472/3/4/660>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CAPÍTULO 3 – IMPACTOS ANTRÓPICOS NA QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS BRASILEIROS: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.

Resumo

O Brasil possui o maior volume de água doce em comparação com outras nações, porém, é um recurso que sofre pressão tanto de eventos naturais quanto antrópicos. Por esse motivo, o presente estudo avaliou as relações entre os impactos ambientais em ambientes aquáticos e seus efeitos na qualidade da água, realizando uma pesquisa bibliográfica em plataformas eletrônicas no período de 2013 a 2022. Foram selecionados 167 estudos, que abordam os temas de interesse. As principais atividades antrópicas que afetam a qualidade da água dos rios brasileiros são a agricultura, os efluentes domésticos e industriais e as atividades de mineração. A qualidade da água é avaliada por, no mínimo, 25 parâmetros físico-químicos e 12 parâmetros biológicos, sendo evidenciado nos estudos o uso de diversas metodologias para identificação de impactos ambientais em rios e bacias hidrográficas, podendo associar o uso de Sistemas de Informação Geográfica.

Palavras-chave: bacia hidrográfica, atividades urbanas, agricultura, ecossistema lótico, eutrofização.

Anthropic impacts on the water quality of brazilian rivers: a literature review

Abstract

Brazil has the largest volume of freshwater compared to other nations; however, it is a resource that suffers the pressure from both natural and anthropic events. For this reason, the present study evaluated the relationships between environmental impacts in aquatic environments and their effects on water quality, conducting a bibliographic search in electronic platforms for the period 2013-2022. 167 studies were selected, which address the topics of interest. The main anthropic activities that affect the water quality in Brazilian rivers are agriculture, domestic and industrial effluents, and mining activities. The water quality was evaluated by at least 25 physical-chemical parameters and 12 biological parameters, and the use of various methodologies for the identification of environmental impacts on rivers and the hydrographic basin was evidenced in the studies, being able to associate the use of Systems of Geographic Information.

Keywords: hydrographic basin, urban activities, agriculture, lotic ecosystem, eutrophication.

Impactos antrópicos en la calidad del agua de los ríos brasileiros: una revisión bibliográfica.

Resumen

Brasil posee el mayor volumen de agua dulce en comparación con otras naciones, sin embargo, es un recurso que sufre presión de los eventos tanto naturales como antrópicos. Por tal motivo, el presente estudio evaluó las relaciones entre los impactos ambientales en ambientes acuáticos y sus efectos sobre la calidad del agua, realizando una búsqueda bibliográfica en las plataformas

electrónicas para el periodo 2013 – 2022. Se seleccionaron 167 estudios, que abordan los temas de interés. Las principales actividades antrópicas que afectan la calidad del agua en los ríos brasileiros es la agricultura, los efluentes domésticos, industriales y las actividades mineras. La calidad del agua es evaluada por al menos 25 parámetros físico - químicos y 12 parámetros biológicos, y se evidenció la utilización de diversas metodologías para la identificación de impactos ambientales en los ríos y la cuenca hidrográficas, pudiendo asociar el uso de Sistemas de Información Geográfica.

Impatti antropici sulla qualità dell'acqua dei fiumi brasiliani: una rassegna della letteratura.

Sommario

Il Brasile ha il maggior volume di acqua dolce rispetto ad altre nazioni, tuttavia è una risorsa che subisce la pressione sia degli eventi naturali sia di quelli antropici. Per questo motivo, il presente studio ha valutato le relazioni tra gli impatti ambientali negli ambienti acquatici e i loro effetti sulla qualità dell'acqua, conducendo una ricerca bibliografica nelle piattaforme elettroniche per il periodo 2013-2022. Sono stati selezionati 167 studi che affrontano gli argomenti di interesse. Le principali attività antropiche che influenzano la qualità dell'acqua nei fiumi brasiliani sono l'agricoltura, gli effluenti domestici e industriali e le attività minerarie. La qualità dell'acqua è valutata da almeno 25 parametri fisico-chimici e 12 parametri biologici, e negli studi è stato evidenziato l'utilizzo di diverse metodologie per l'identificazione degli impatti ambientali sui fiumi e sul bacino idrografico, potendo associare l'utilizzo dei Sistemi di Informazione Geografica.

Parole chiave: bacino idrografico, attività urbane, agricoltura, ecosistema lotico, eutrofizzazione.

Impacts anthropiques sur la qualité de l'eau des rivières brésiliennes : une revue de la littérature.

Résumé

Le Brésil a le plus grand volume d'eau douce par rapport aux autres nations, cependant, c'est une ressource qui subit la pression des événements naturels et anthropiques. Pour cette raison, la présente étude a évalué les relations entre les impacts environnementaux dans les milieux aquatiques et leurs effets sur la qualité de l'eau, en effectuant une recherche bibliographique dans les plateformes électroniques pour la période 2013 à 2022. 167 études ont été sélectionnées, qui abordent les sujets d'intérêt. Les principales activités anthropiques qui affectent la qualité de l'eau des rivières brésiliennes sont l'agriculture, les effluents domestiques et industriels et les activités minières. La qualité de l'eau est évaluée par au moins 25 paramètres physico-chimiques et 12 paramètres biologiques, et l'utilisation de diverses méthodologies pour l'identification des impacts environnementaux sur les rivières et le bassin hydrographique a été mise en évidence dans les études, pouvant associer l'utilisation des Systèmes d'Information Géographique.

Mots-clés: bassin hydrographique, activités urbaines, agriculture, écosystème lotique, eutrophisation.

3.1. Introdução

O declínio da qualidade da água torna-se uma preocupação global à medida que as atividades antrópicas se expandem e as mudanças climáticas ameaçam causar sérias interrupções no ciclo da água (Abbott *et al.*, 2019). As águas superficiais são as mais vulneráveis à contaminação, pois sua qualidade é afetada por uma variedade de estressores naturais e antropogênicos (Hamed *et al.*, 2020). Entre os problemas antrópicos destaca-se: desmatamento, descargas de águas residuais (domésticas, industriais e hospitalares), resíduos sólidos, pecuária, agricultura entre muitos outros, e que causam danos físicos, alterações químicas e biológicas da água (DMA, 2005; Ma *et al.*, 2020; Jin *et al.*, 2020). A intensificação e expansão dos usos da terra são os principais impulsores da degradação da qualidade da água no mundo (Giri; Qiu, 2016; Su *et al.*, 2016).

Os rios urbanos são frequentemente afetados por efluentes domésticos e industriais que podem ser constantemente descartados devido ao planejamento incorreto, ou por meio de sistemas de tratamento de efluentes que carecem de operação e manutenção ideais (Andrianova *et al.*, 2019; Varão *et al.*, 2019).

Outra importante fonte de poluição da água é a agricultura, especialmente devido a nutrientes, pesticidas e outros poluentes, que se não gerenciados podem gerar custos sociais, econômicos e ambientais significativos (FAO, 2011). Além disso, a agricultura é uma das atividades com maior quantidade de água consumida, representando ceca de 70% da extração total de água doce (FAO, 2015). Estima-se que as retiradas globais de água tenham crescido 1,7 vezes mais rápido do que a população no último século, aumentando as preocupações sobre a sustentabilidade do uso da água, uma vez que a demanda para usos agrícolas, industriais e domésticos continua a aumentar. A maior parte do aumento líquido da população mundial entre 2015 e 2050 ocorrerá em áreas urbanas de países de baixa renda (FAO, 2015; FAO, 2017).

Apesar de o Brasil possuir o maior volume de água doce quando comparado a outras nações (Val *et al.*, 2019), esse recurso sofre pressão de atividades antrópicas, causando impactos ambientais, com a incorporação de efluentes agrícolas e urbanos ao sistema hídrico, sendo as principais fontes de contaminação difusa de águas doces brasileiras (Oliveira *et al.*, 2018; Mello *et al.*, 2018; Ferreira *et al.*, 2019).

As mudanças no uso da terra associadas ao aumento da demanda de água, ao crescimento econômico e populacional e às mudanças climáticas afetarão os recursos hídricos do Brasil (Mello *et al.*, 2020). Portanto, é necessário um processo decisório baseado na ciência

para garantir uma gestão adequada das bacias hidrográficas com foco na segurança hídrica (Azevedo-Santos *et al.*, 2017). Claramente, é necessário compreender os efeitos ambientais das atividades humanas sobre a qualidade da água, bem como as projeções de potenciais impactos na qualidade da água se o Brasil quiser sustentar ou melhorar a qualidade de vida de seus cidadãos. Este trabalho apresenta uma revisão bibliométrica das relações entre os impactos ambientais em ambientes aquáticos e a qualidade da água no Brasil, com o objetivo de compreender os efeitos das atividades humanas sobre a qualidade da água.

3.2. Materiais e métodos

A pesquisa foi realizada por meio de método de busca bibliométrica (Tomás-Gorritz; Tomás-Casterá, 2018), utilizando as plataformas de busca científica de Scopus Google Acadêmico, Science Direct e Jornais Capes. O período de busca abrangeu artigos científicos dos últimos 10 anos (2013 – 2022). A combinação de palavras utilizadas nas opções de busca foi a seguinte: 1 (Water Quality River Brazil), 2 (“Water Quality” River Brazil), 3 (Brazil River Environmental Impacts), 4 (Brazil River Anthropic Activities). Também foram pesquisados termos em português.

Cada pesquisa por combinação de palavras-chave gerou resultados muitos ampliou, pelo qual foi lido e selecionado o título dos trabalhos que tiveram relação com a pesquisa. Os artigos foram organizados numa planilha Excel que foram posteriormente unificados para que os artigos duplicados fossem removidos e completamente filtrados. A Figura 1 mostra o esquema de busca. Primeiramente, a filtragem foi realizada pela leitura de cada título; os artigos que atenderam aos critérios de busca foram selecionados e aqueles que estavam fora do escopo do nosso estudo foram descartados manualmente (102.189 excluídos). Como resultado foram obtidos 666 artigos, posteriormente foi realizada a leitura detalhada do resumo de cada artigo, e foram descartados os trabalhos que não respondiam ao objetivo da investigação, tais como: área de estudo fora do Brasil, análise de sedimentos, estudo de outros ecossistemas que não fossem rios, foram excluídos trabalhos em praia, zona costeira, lago, estuário, sedimento, ensaios *in vitro*, sendo assim, 265 artigos selecionados, todos tratando da avaliação da qualidade da água, monitoramento da qualidade da água, e da identificação e avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas lóticos. Foram excluídos artigos que não atendiam aos critérios do estudo, bem como teses, dissertações e capítulos de livros (177 selecionados). Por fim, foram selecionados aqueles artigos que realizaram análises da qualidade da água em ecossistemas

lóticos no Brasil, avaliaram os impactos ambientais e antrópicos nesses ecossistemas, utilizaram índices e indicadores ambientais para medir a qualidade, bem como ferramentas adicionais de apoio para identificação e quantificação da qualidade da água e impactos ambientais (167 artigos selecionados).

Por fim, para cada matriz relatada nos 167 artigos, foram considerados o ano de publicação, a região federal, os parâmetros físico-químicos avaliados, os índices de qualidade da água utilizados, os impactos ambientais evidenciados, as atividades antrópicas presentes e as metodologias utilizadas para avaliar os impactos ambientais. Os dados foram analisados mediante gráficos de Excel. As informações referentes à relação entre o número de artigos e as regiões federativas do Brasil, foram inseridas e analisadas em um Sistema de Informações Geográficas (SIG), especificamente o software Qgis 3.16 para execução do mapa temático (QGIS, 2021).

3.3.Resultados e Discussão

De acordo com a pesquisa realizada nas plataformas eletrônicas consultadas nos últimos 10 anos, foram encontrados 102.855 artigos científicos relacionados à qualidade da água e impactos ambientais nos rios brasileiros. De acordo com os critérios de seleção, apenas 167 artigos foram considerados para este estudo, os demais foram excluídos (Figura 1).

Os anos de 2015 e 2017 tiveram mais publicações (Figura 2), e observa-se que as publicações diminuíram a partir de então. A distribuição anual dos artigos, se tornou mais representativa a partir de 2015, quando mais periódicos passaram a publicar trabalhos relacionados à qualidade da água e aos impactos ambientais associados às atividades humanas nos rios brasileiros, coincidindo com a Declaração do Desenvolvimento Sustentável Objetivos da Agenda 2030, assinado na Assembleia Geral durante a Cúpula de Desenvolvimento Sustentável 2015 (ONU, 2015), cujo um dos objetivos (nº 6) se concentra em “Limpeza de Água e Saneamento”. No entanto, observou-se uma diminuição das publicações após 2018 até 2022. Entre 2020 e 2021 foi vivenciada a pandemia de Covid-19 (Freitas; Napimoga; Donalisio; 2020; Matta *et al.*, 2021) para as quais o desenvolvimento de atividades de pesquisa foram restringidas por medidas sanitárias adotadas mundialmente (Giannini; 2020). Além disso, as Instituições de Ensino Superior (IES) brasileiras foram afetadas na evasão universitária e a continuidade pedagógica foi afetada apesar da implantação de ensino remoto. Outro fator está

ligado à diminuição dos recursos disponíveis para realizar pesquisas de campo e análises laboratoriais nas Instituições de Ensino Superior no Brasil nos últimos anos.

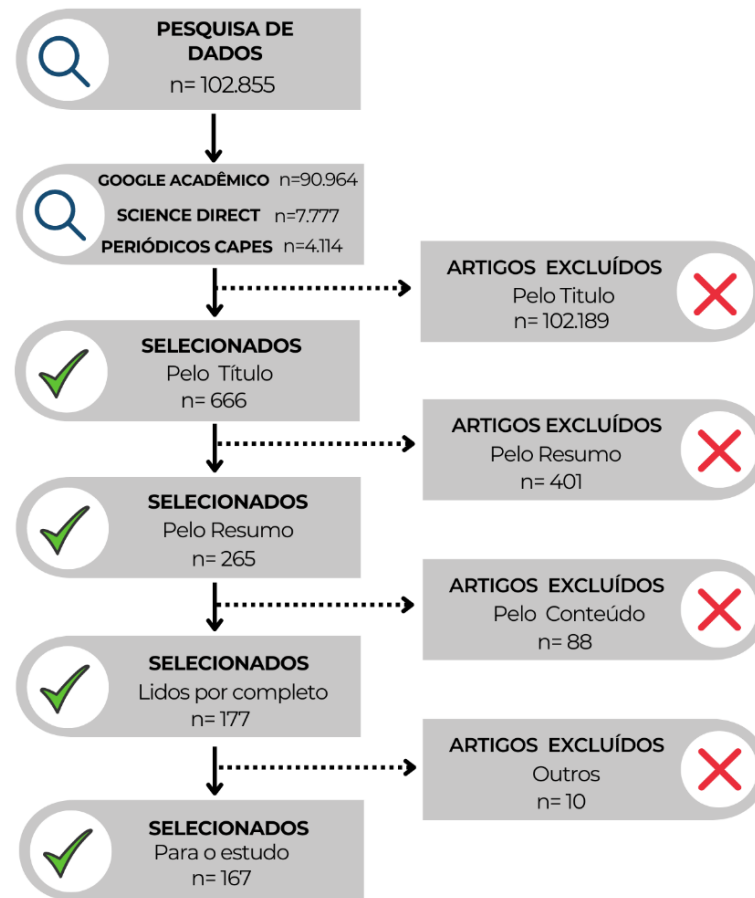


Figura 1 – Fluxograma baseado nos critérios de seleção e exclusão dos artigos analisados

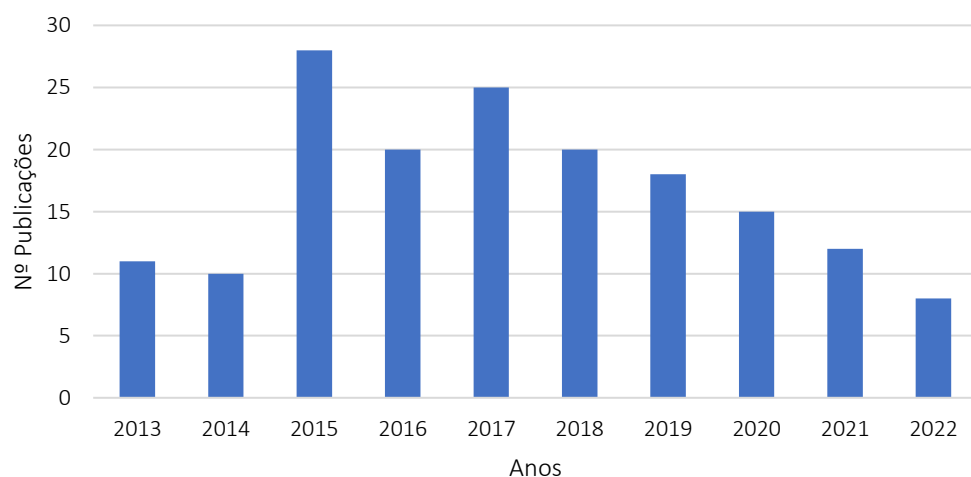


Figura 2 – Número de publicações por ano de estudos sobre qualidade da água e impactos ambientais em rios brasileiros

A maioria dos estudos foi desenvolvida no estado de São Paulo, Minas Gerais e Rio Grande do Sul, nas regiões Sudeste e Sul do Brasil, enquanto os estados com menos publicações situam-se na região Norte e Nordeste (Figura 3). O estado de São Paulo e Minas Gerais representaram 15,57% e 14,37%, respectivamente dos trabalhos avaliados, estando relacionados à degradação da qualidade da água devido à agricultura, águas residuais de áreas urbanas e mineração. O estado de São Paulo representa o 1º estado com maior Produto Interno Bruto (PIB) (R\$ 2.348.338.000), possui altos índices demográficos com densidade populacional de 166,25 habitantes/km² e com a maior produção agroindustrial (IBGE, 2022), o que se evidencia em seus efeitos sobre o meio ambiente e nas pesquisas que envolvem tal temática. Além disso, o estado de São Paulo possui maior número de universidades em âmbito nacional, mais recursos financeiros, bolsas, intercâmbios e, portanto, isso influencia positivamente um maior número de investigações e publicações.

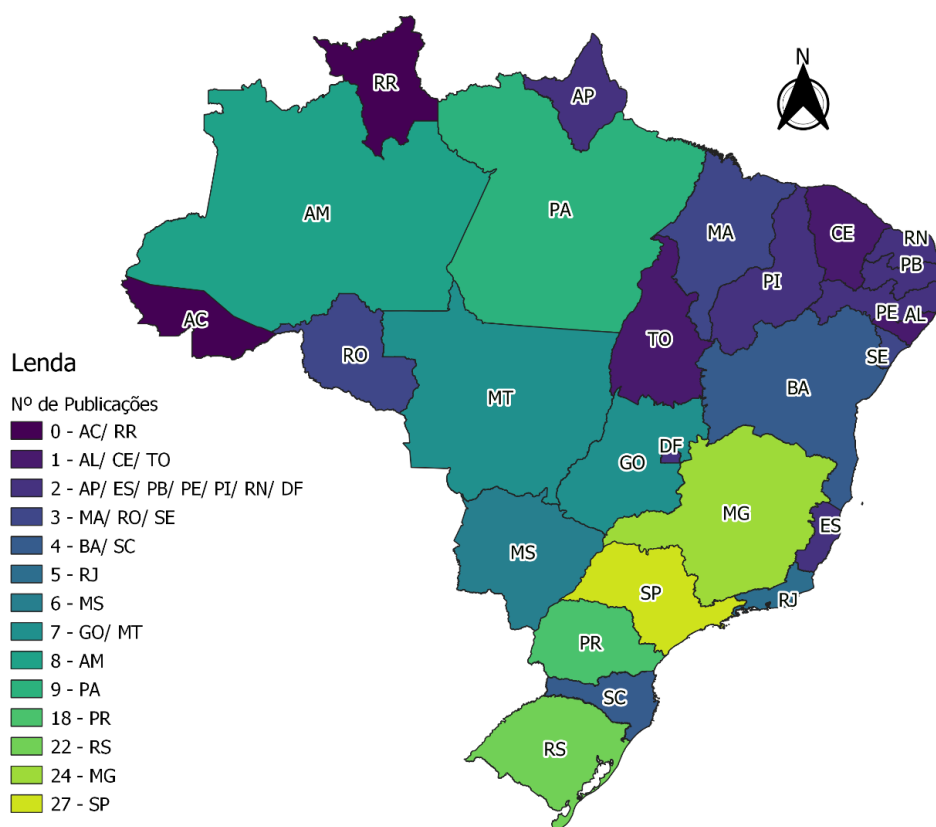


Figura 3 – Número de publicações por Região Federal associadas à qualidade da água e impactos ambientais em rios brasileiros entre 2013 e 2022. SP: São Paulo, MG: Minas Gerais, RS: Rio Grande do Sul, PR: Paraná, PA: Pará, AM: Amazonas, GO: Goiás, MT: Mato Grosso, MS: Mato Grosso do Sul, RJ: Rio de Janeiro, BA: Bahia, SC: Santa Catarina, MA: Maranhão, RO: Rondônia, SE: Sergipe, AP: Amapá, ES: Espírito Santo, PB: Paraíba, PE: Pernambuco, PI: Piau, RN: Rio Grande do Norte, DF: Distrito Federal, AL: Alagoas, CE: Ceará, TO: Tocantins, RR: Roraima, AC: Acre.

O estado de Minas Gerais, considerado um estado altamente produtivo na agropecuária e mineração, apresenta PIB de R\$ 651.873.000, porém, nos últimos anos, tem se caracterizado pela ocorrência de vazamentos tóxicos de mineração, denominados pela comunidade científica “Desastres ambientais ” que ocorreram em 2015 na cidade de Mariana (Merçon *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2022) e em 2019 no município de Brumadinho (Thompson *et al.*, 2020; Pacheco *et al.*, 2021; Mendes *et al.*, 2022), portanto, existem vários grupos de pesquisa de IES com foco no monitoramento da qualidade da água em decorrência desses eventos. A introdução da monocultura na região ampliou o estudo dos efeitos da agricultura na qualidade da água. Outros estados com número representativo de publicações foram Rio Grande do Sul e Paraná, com 13,17% e 10,78%, respectivamente, com valores de PIB de R\$ 482.464.000 e R\$ 466.377.000, respectivamente, o que mostra seu potencial econômico, e consequentemente seus efeitos sobre o meio ambiente (IBGE, 2022). A maioria dos estudos foi focada na região Sul e Sudeste do Brasil, onde se acumulam maior número populacional, complexos industriais e produção agropecuária do país (IBGE, 2022). Os estudos foram publicados em 96 revistas diferentes sendo a maioria revistas especializadas na área de Ciências Ambientais com Qualis entre A1 e A4 (classificação Capes 2017-2020), observando a presença de periódicos nacionais e internacionais (Figura 4).

Os 20 periódicos mais frequentes, tiveram entre 2 e 13 artigos científicos publicados, com destaque para Brazilian Journal of Biology e Environmental Monitoring and Assessment. Foi identificado um total de 909 autores, com média de 5,4 autores por publicação, mínimo de 2 autores e máximo de 17 autores por publicação, o mostra que a maioria das publicações são realizadas por grupos de pesquisa. Dos estudos encontrados nessas investigações, evidenciou-se uma concordância com as publicações sobre qualidade da água, encontrando-se periódicos nacionais específicos sobre o assunto, voltados para ciências ambientais especificamente com vistas à qualidade e contaminação da água como por exemplo a revista “Ambiente e Água”, revista “Engenharia Sanitária e Ambiental” e RBRH – “Revista Brasileira de Recursos Hídricos”. Internacionalmente destacaram-se periódicos de alto impacto na área de ciências ambientais como “Environmental Monitoring and Assessment”, “Ecohydrology & Hydrobiology” e, especificamente a Revistas “Water, Air & Soil Pollution” e “Water Research”.

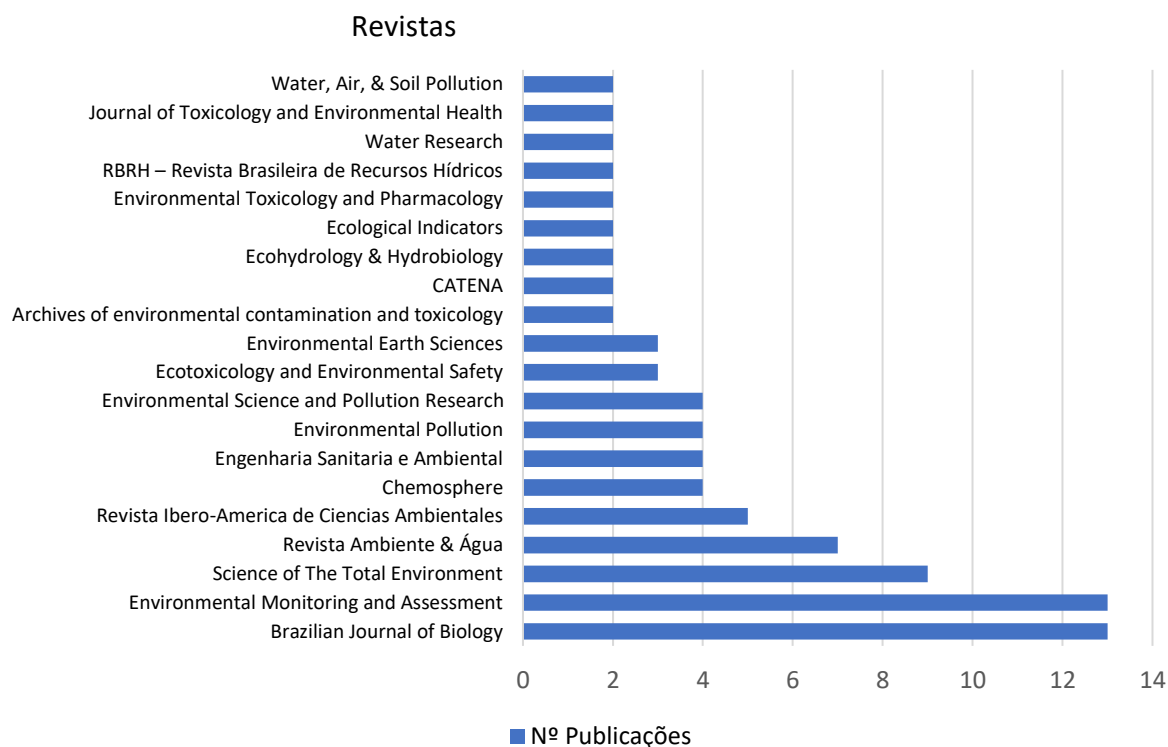


Figura 4 – Número de publicações por periódico relacionadas aos impactos e atividades na qualidade da água dos rios brasileiros. 20 revistas com maior frequência de publicação

As variáveis mais frequentes identificadas para avaliar a qualidade da água foram 25 parâmetros físico-químicos (Figura 5) (Apêndice A). De modo geral, foram encontradas 150 variáveis (Apêndice C), incluindo metais tóxicos, agrotóxicos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP). Dentre as variáveis biológicas foram encontrados 12 organismos (Apêndice B) como bioindicadores com capacidade de biomarcador e biomonitor da qualidade da água (Figura 6). Análises de coliformes totais e termotolerantes foram mais evidências em estudos agrícolas e urbanos por ser um indicador de contaminação fecal (Brasil, 2005), pelo contrário, organismos aquáticos como os peixes foram relacionados com estudos de metais tóxicos, poluição industrial e minerária, sendo utilizados como bioindicadores e biomarcadores por sua capacidade para acumular contaminantes no corpo (Thompson *et al.*, 2020; Rubio -Vargas *et al.*, 2021; Dalzochio *et al.*, 2019).

Os estudos do fitoplâncton são amplamente utilizados para avaliar qualidade de água (Liu *et al.*, 2017) tanto em rios como em lagos e reservatórios para conhecer a densidade dos organismos, no entanto, em estudos em rios é mais analisado como clorofila-a especificamente pela aplicação do Índice de Estado Trófico (IET) (CETESB, 2020). É preciso mencionar que

os estudos dos metais tóxicos na água se relacionaram com a presença de atividades mineradoras e industriais ao contrário das pesquisas com avaliação de nutrientes na água (nitrito, fósforo, nitrato), relacionados a presença de atividades agropecuárias e urbanas (águas residuais domésticas), pelo qual se recomenda estes parâmetros para avaliação da qualidade da água de acordo as atividades presentes na área de estudo ou na bacia hidrográfica.

O número razoável de variáveis para estudos de monitoramento da qualidade da água são 17 parâmetros físico-químicos e microbiológicos, considerando que os metais tóxicos observados nos estudos fazem referência a estudos mais específicos, porém, algumas podem ser excluídas no momento de realizar o monitoramento geral e são determinadas de acordo com o enquadramento das classes de água da legislação brasileira.

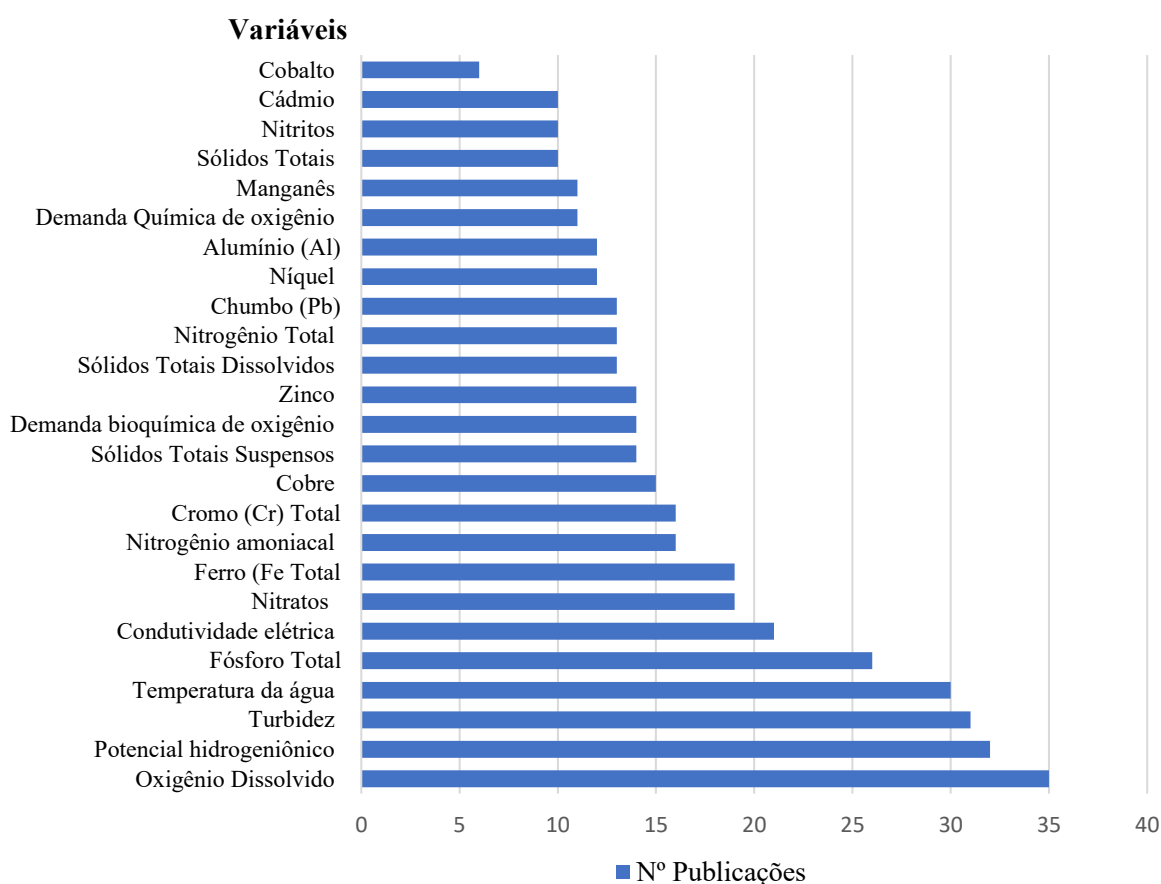


Figura 5 – Parâmetros físico-químicos mais utilizados para avaliação da qualidade da água em ecossistemas lóticos no Brasil

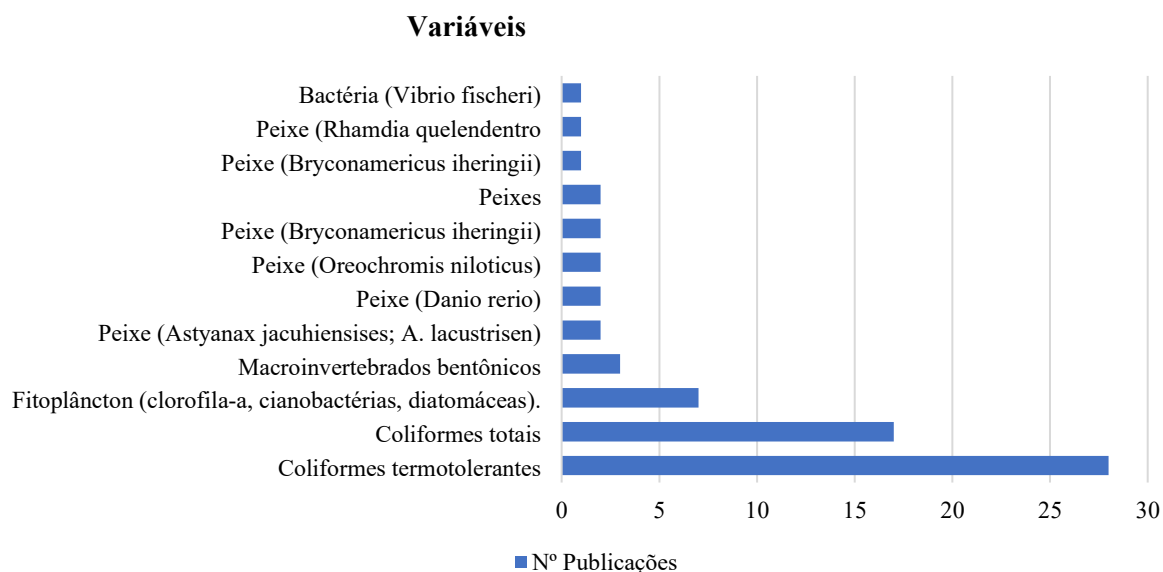


Figura 6 – Parâmetros biológicos mais utilizados para avaliação da qualidade da água em ecossistemas lóticos no Brasil

Dentro de estes 17 parâmetros é possível incluir, além dos coliformes termotolerantes, outros organismos aquáticos como indicadores biológicos que podem gerar informação adicional. O estudo realizado por Barcellos *et al.*, (2021), demonstram que 14 variáveis podem dar uma leitura confiável das condições físico-químicas e microbiológicas da qualidade da água. Pelo contrário, Barcellos e Souza (2022), expõem que ao menos 20 variáveis devem ser consideradas para estudos de monitoramento, enfocando que quanto maior é o número de variáveis, mais confiável será o monitoramento. No entanto, a maioria das variáveis presentes nos estudos revisados estão relacionadas Resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005), a qual exige os parâmetros de acordo com a categoria da classificação das águas. Assim, nas pesquisas, a presença destas variáveis é condicionante para estudos de monitoramento na qualidade de água, indicando que a legislação influi nos estudos ao momento de realizar as análises.

A seleção e a redução de variáveis junto com a utilização de sondas automáticas (para medir oxigênio, condutividade elétrica, temperatura, pH e turbidez), permitirá a classificação do corpo de água de acordo à Resolução CONAMA 357 (Barcellos *et al.*, 2021) sendo uma alternativa para reduzir os gastos e consequentemente aumentar o alcance espacial e temporal das redes de monitoramento, em contextos de indisponibilidade de recursos financeiros e humanos, principalmente para países em desenvolvimento como Brasil onde o monitoramento é ineficaz (Barcellos; Souza, 2022).

As principais atividades antrópicas que causam impactos ambientais aos rios, foram as atividades agrícolas e pecuárias (44,06%) e as atividades da área urbana (41,52%), principalmente os efluentes não tratados e as baixas taxas das tratamento das ETE (Tabela 1).

As atividades antrópicas com menor número de publicações foram mineração (10,16%), construção de obras hidráulicas (3,38%), e indústria petroleira (0,84%). Essas informações indicam a grande influência da agroindústria no Brasil e seus efeitos na qualidade da água da região. Porém, os efeitos ambientais mais recorrentes derivados dessas atividades antrópicas antes mencionadas foram o desmatamento da vegetação ciliar dos rios e na bacia hidrográfica, mudança no uso da terra, poluição fecal e pressão populacional. Efeitos similares são descritos pelos estudos realizados por Mello *et al.*, (2018) e Mello *et al.*, (2020), evidenciando que a influência das atividades presentes nas bacias hidrográficas degrada a qualidade e quantidade da água nos ecossistemas lóticos brasileiros.

Tabela 1 – Principais atividades humanas e impactos ambientais associados à qualidade da água em rios brasileiros

Setor	Atividade	Efeitos	Referência
Áreas Rurais	Pecuária	Conversão de floresta por pastagens, retirada da cobertura vegetal, assoreamento de nascente, perdas de nutrientes do solo, abertura de clareiras, modificação no fluxo da nascente, incremento dos valores de coliformes totais e termotolerantes. Diminuição da disponibilidade de recursos hídricos, perda de fertilidade dos solos, intensificação dos processos de desertificação, compactação do solo, e a eliminação de espécies (fauna e flora), diminuição da infiltração e a impermeabilização da superfície, Erosão laminar, intensificação da erosão marginal e compactação do solo produzida pelo pisoteio animal.	Reis <i>et al.</i> (2015); Santos <i>et al.</i> (2019); Kuhlmann <i>et al.</i> (2014); Cocco <i>et al.</i> (2015); Dalzochio <i>et al.</i> (2017); Chaves <i>et al.</i> (2020); Miranda <i>et al.</i> (2016).
	Agricultura	Desmatamentos das matas ciliares e em regiões de nascentes, queima pelos cultivos, alargamento do leito fluvial e a retirada da mata ciliar que modificam o escoamento das águas, presença e excesso de pesticidas e fertilizantes na água, incremento de fósforo total, nitrogênio total na água, praguicidas, nitrato e amoníaco, incremento nos níveis de condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais em suspensão, pH e temperatura, diminuição do oxigênio dissolvido, presença de substâncias com potencial genotóxico e substância bioacumuláveis (metais pesados) em organismos aquáticos (peixes), altos níveis de nitrato tóxico para invertebrados, peixes e anfíbios, menor concentração de macro invertebrados, menos quantidade de peixes. Processos de erosão dos solos, Remoção de parte do horizonte superficial reduzindo a fertilidade, aceleração da erosão das margens, redução da capacidade de infiltração e retenção de água, aumenta o escoamento superficial, eutrofização artificial, redução das massas d'água, redução da recarga de aquíferos, liberação de óleos, polifenóis e terpenos (decomposição de folhas de eucalipto).	Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Magalhães <i>et al.</i> (2022); Souza-Bastos (2022); Mello <i>et al.</i> (2017); Mello <i>et al.</i> (2018a); Mello <i>et al.</i> (2018b); Mello <i>et al.</i> (2020); Taniwaki <i>et al.</i> (2017); Severo <i>et al.</i> (2019); Machado <i>et al.</i> (2016); França <i>et al.</i> (2016); Santos <i>et al.</i> (2020); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Rocha <i>et al.</i> (2018); Rodrigues <i>et al.</i> (2014); Medeiros <i>et al.</i> (2021); Silva <i>et al.</i> (2020); Santos <i>et al.</i> (2019a); Mendes <i>et al.</i> (2020); Cocco <i>et al.</i> (2015); Kuhlmann <i>et al.</i> (2014); Melo <i>et al.</i> (2016); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Rodrigues e França, (2014); Nobre <i>et al.</i> (2013); Dias, (2017); Tanaka <i>et al.</i> (2016); Salvarrey <i>et al.</i> (2014); Barbosa <i>et al.</i> (2017); Mori <i>et al.</i> (2015); Valente <i>et al.</i> (2015); Ferreira-Marmotel <i>et al.</i> (2018); Molina <i>et al.</i> (2017); Souza <i>et al.</i> (2013); Aguiar <i>et al.</i> (2014); Zeilhofer <i>et al.</i> (2016); Taniwaki <i>et al.</i> (2017); Cruz <i>et al.</i> (2019a), Rodrigues <i>et al.</i> (2019); Dalzochio <i>et al.</i> (2017); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Riva <i>et al.</i> (2017); Miranda <i>et al.</i> (2016); Ortega e Carvalho (2013).
Áreas Urbanas	Efluentes não tratados e baixas taxas de tratamento nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE)	Qualidade da água degradada, aumenta nitrogênio total, fósforo total, coliformes fecais, amônia, nitrato, nitrito, matéria orgânica, demanda bioquímica de oxigênio, condutividade elétrica, alterações nas características naturais da água, alterações de peixes expostos (<i>A. jacuhiensis</i>), eutrofização, diminuição de oxigênio dissolvido (ecossistema anóxico, perigoso para a vida aquática), presença de alta carga microbiana fecal (<i>E. coli</i>), elevados teores de fósforo e nitrogênio, aumento das concentrações de clorofila-a (proliferação de microalgas), aumento de sedimentos.	Cak <i>et al.</i> (2016); Cunha <i>et al.</i> (2016); Oliveira <i>et al.</i> (2017); Souza <i>et al.</i> (2017); Tromboni e Dodds (2017); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Mello <i>et al.</i> (2018b); Figueiredo <i>et al.</i> (2019); Magalhães <i>et al.</i> (2022); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Pires <i>et al.</i> (2015); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Vendramini <i>et al.</i> (2013); Queiroz <i>et al.</i> (2015); Soares <i>et al.</i> (2016); Medeiros <i>et al.</i> (2019); Junior; Almeida e Silva (2017); Marçal e Silva, (2017); Cordeiro <i>et al.</i> (2016); Müller e Haus, (2017); Pereira <i>et al.</i> (2021); Mello <i>et al.</i> , (2017) Carvalho <i>et al.</i> (2015); Reis <i>et al.</i> (2015); Silva <i>et al.</i> (2020); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Riva <i>et al.</i> (2017); Ortega e Carvalho (2013), Malaquias e Candido (2013)

Mineração	Resíduos Sólidos Urbanos	Alta concentração de matéria orgânica e lixiviação de efluentes líquidos, baixas concentrações de oxigênio, diminuição do potencial de hidrônio (pH 6-ácido), presença de metais pesados. Aumento de vetores, diminuição da fauna/flora, alteração da paisagem, aumento da deposição de sedimentos, contaminação fecal, presença de doenças que podem ser transportadas pela água, infiltração de lixiviado.	Bacha <i>et al.</i> (2021); Soares <i>et al.</i> (2016); Müller e Haus, (2017); Miranda <i>et al.</i> (2017); Rosa <i>et al.</i> (2017); Dalzochio <i>et al.</i> (2017); Ortega e Carvalho, (2013), Barbosa <i>et al.</i> (2017)
	Expansão da cidade e ocupação do solo	Ocupação nas áreas de montante, retirada de vegetação natural, interferir nas características naturais de drenagem como infiltração e escoamento superficial, resíduos sólidos provenientes da construção civil. Estrangulamento de canais, retirada da mata ciliar, canais anastomazados, existência de populações ribeirinhas, erosão de suas margens, redução na capacidade de infiltração, aumento no fluxo de chuvas ocasionando a erosão acelerada do solo e a variação na dinâmica hidrológica, aumento da erosão e das áreas impermeáveis aumenta o assoreamento do rio e as inundações	Silva <i>et al.</i> (2017); Barbosa e Furrier (2013); Alves e Menezes. (2021); Vieira (2016); Silva (2016); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Chaves <i>et al.</i> (2020); Miranda <i>et al.</i> (2016); Ortega e Carvalho, (2013), Silva <i>et al.</i> , (2020).
	Colapso de barragens com resíduos de mineração	Aumenta óxidos minerais, metais e turbidez, e sólidos em suspensão, destruição de vegetação nativa, degradação da qualidade da água, solo e sedimentos, efeitos tóxicos de metais em micróbios eucarióticos e fauna aquática, malformações, mortalidade e acúmulo de metais em tecidos de peixes.	Gomes <i>et al.</i> (2017); Rudorff <i>et al.</i> (2018); Cruz <i>et al.</i> (2019b); Silva <i>et al.</i> (2019); Silva <i>et al.</i> (2022); Thompson <i>et al.</i> (2020); Barbosa <i>et al.</i> (2018), Santos <i>et al.</i> (2019b)
	Exploração de granito, brita e areia.	Alargamento do leito fluvial e a retirada da mata ciliar que modificam o escoamento das águas, favorecendo a aceleração da erosão das margens, bem como o assoreamento do canal, modificação das paisagens características naturais, degradação do patrimônio morfológico e alteração da dinâmica hidrológica.	Barbosa <i>et al.</i> (2018); Lima <i>et al.</i> (2020); Miranda <i>et al.</i> (2016); Nova <i>et al.</i> (2015)
	Construção de Obras Hidráulicas	Desmatamento, modificação do rio, ramificação e formação de pequenos canais e córregos que se tornaram canais maiores.	Santos <i>et al.</i> (2018); Cochrane <i>et al.</i> (2017); Chaves <i>et al.</i> (2020); Miranda <i>et al.</i> (2016)
Outros	Indústria do petróleo	Efeitos tóxicos como neurotóxicos, morfológicos ou genotóxicos em peixes, presença de hidrocarbonetos.	Rubio-Vargas <i>et al.</i> (2021)

Além das variáveis físico-químicas e microbiológicas os estudos reportados nesta pesquisa incluem outras ferramentas para complementar o monitoramento dos corpos hídricos, mediante aplicação de metodologias para a avaliação de impactos ambientais em bacias hidrográficas. Por isso, as pesquisas nos últimos anos têm procurado fornecer uma resposta mais abrangente sobre o comportamento e os eventos que afetam os recursos naturais na bacia. A utilização do “Protocolo para Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em Trechos de Bacias Hidrográficas”- PAR- modificado por Callisto *et al.*, (2002), foi utilizado em 8 trabalhos (Soares *et al.*, 2016; Riva *et al.*, 2017; Pinto *et al.*, 2013; Cordeiro *et al.*, 2016; Crisigiovanni *et al.*, 2020; Bersot *et al.*, 2015; Rigotti *et al.*, 2016; Rosa; Junior; 2019), sendo ele o mais utilizado nas pesquisas e o que melhor se adapta as condições de monitoramento já que ele analisa informação sob o impacto antrópico e o estado de conservação dos rios e a bacia.

Outras metodologias de apoio é a matriz de avaliação proposta por Leopold *et al.* (1971), a chamada “Matriz de Leopold”, utilizada em 3 trabalho (Tabela 2). O Índice de Transformação Antropogênica (ITA) foi utilizado em 3 estudo relacionados com água e a presença de impactos ambientais. O ITA permite identificar que o uso do solo tem forte influência na qualidade dos recursos hídricos das bacias hidrográficas estudada. Além destes métodos o Método de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) evidenciado em 2 estudos, tem como objetivo principal, determinar se o projeto é possível ou não causar danos ao meio ambiente, e se causa danos ao meio ambiente, considerando o custo benefício do projeto. No entanto, tem sido utilizado para avaliação de impactos em bacias hidrográficas e corpos d'água, integrando outros elementos para obter uma visão holística dos impactos e efeitos no meio ambiente.

Tabela 2 – Metodologias para avaliar os impactos ambientais nos rios brasileiros

Metodologias	Referência
Protocolo para Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em Trechos de Bacias Hidrográficas” - PAR	Soares <i>et al.</i> , (2016). Riva <i>et al.</i> , (2017). Pinto <i>et al.</i> , (2013). Cordeiro <i>et al.</i> , (2016). Crisigiovanni <i>et al.</i> , (2020). Bersot <i>et al.</i> , (2015). Rigotti <i>et al.</i> , (2016). Rosa e Junior (2019).
Matriz de Leopold	Reis <i>et al.</i> , (2015). Silva, (2016). Garcia <i>et al.</i> , (2018)
O Índice de Transformação Antropogênica (ITA)	Ortega e Carvalho, (2013). Cocco <i>et al.</i> , (2015). Leandro e Rocha, (2019).
Método de Avaliação de Impacto Ambiental (AIA)	Silva <i>et al.</i> , (2015). Medeiros <i>et al.</i> , (2021).

Observou-se tendência de os estudos envolvendo qualidade da água se tornarem menos específicos, incluindo diversos métodos físico-químicos, microbiológicos e biológicos, métodos de avaliação de impactos, além de estudos baseados em geoprocessamento e sensoriamento remoto, o que mostra estudos mais integrados na utilização de diversas metodologias. Nos últimos anos têm sido uma ferramenta de apoio e gestão dos recursos naturais, na área da gestão dos recursos hídricos têm sido um aliado, tanto para a identificação de impactos nas bacias hidrográficas como para o monitoramento, controle e acompanhamento das medidas mitigadoras de impacto. Os programas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) utilizados frequentemente nos trabalhos revisados foram os softwares ArcGis (Dias, 2017; França *et al.*, 2016; Silva, 2016), Qgis (Alves; Menezes, 2021; Junior *et al.*, 2017; Leandro; Rocha, 2019; Rosa *et al.*, 2017) e Quantum Gis (Chaves *et al.*, 2020; Cordeiro *et al.*, 2016). As imagens de satélite utilizadas nos programas de georreferenciamento são extraídas do Google Earth (Barbosa; Furrier, 2013) e do satélite LandSat (Miranda *et al.*, 2016; Cochrane *et al.*, 2017), é utilizado principalmente para a caracterização de paisagens, análise de alteração da paisagem, uso e cobertura do solo, dinâmica de uso e cobertura do solo para caracterização ambiental (Dias, 2017).

Estudos realizados por Barbosa e Furrier, (2013), Alves e Menezes, (2021) e Cochrane *et al.* (2017) explicam que o uso de SIG permite a identificação de impactos ambientais na região avaliada por meio de mapeamento, sendo que evidenciaram, principalmente, a redução da vegetação nativa, expansão da atividade agropecuária, perda significativa da biodiversidade, processo de ocupação desordenada do uso do solo nas margens dos rios, invasão das margens dos rios, margens dos canais densamente ocupados (Vieira *et al.*, 2016), ocupações irregulares em áreas de preservação permanente e processo erosivo (Müller; Haus, 2017).

3.4.Conclusão

Das variável 150 reportadas a mais comuns foram 25 (Temperatura da água, Turbidez, Sólidos Totais, Sólidos Totais Suspensos, Sólidos Totais Dissolvidos, Condutividade elétrica, Potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, demanda Química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, Nitrogênio amoniacal, Nitritos, Nitratos, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Cádmio, Cobre, Cobalto, Manganês, Níquel, Zinco, Ferro, Alumínio, Chumbo y Cromo) o que indica que essas variável devem ser priorizadas para permitir comparações.

A bibliometria pode ser usada para analisar o progresso da pesquisa nacional sobre impactos e variáveis ambientais para avaliar a qualidade da água, manter-se a par das últimas tendências nacionais de pesquisa neste campo e fornece foco teórico e suporte no controle da poluição no Brasil.

Os sistemas lóticos brasileiros devem ser avaliados de forma integral com variáveis físicas, químicas e biológicas além de metodologias que permitam observar as atividades na bacia hidrográfica, para ter uma leitura completa da qualidade da água e o entorno a fim de obter resultados confiáveis e certos dos eventos que ocorrem nos corpos hídricos.

A qualidade da água dos rios no Brasil está fortemente ameaçada pela expansão agrícola, áreas urbanas e a mineração, porém as decisões baseadas no conhecimento aqui apresentado são importantes para a gestão dos recursos hídricos continentais e internacionais, particularmente para as nações tropicais e subtropicais.

No caso de áreas urbanas, o lançamento e diluição de efluentes merecem atenção e apoio adequados por parte dos dois órgãos gestores, por meio do monitoramento dos efluentes e do impacto na qualidade da água do corpo receptor. A capacidade de diluição de um corpo receptor deve considerar as condições iniciais da qualidade da água e a variação do regime hidrológico, evitando ou lançando cargas poluentes que excedam sua capacidade de autodepuração.

REFERÊNCIAS

- ABBOTT, B. W.; BISHOP, K.; ZARNETSKE, J. P.; MINAUDO, C.; CHAPIN, F. S.; KRAUSE, S.; HANNAH, D. M.; CONNER, L.; ELLISON, D.; GODSEY, S. E. Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. **Nature Geoscience**, [s. l.], v. 12, n. 7, p. 533-540, 2019. <http://dx.doi.org/10.1038/s41561-019-0374-y>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41561-019-0374-y>. Acesso em: 14 jul. 2022.
- ABREU, C. H. M. de; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 45-56, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016144803>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/w7C8kM6XST3jnRqv666vbKh/?lang=pt>. Acesso em: 14 jul. 2022.
- ALVES, J. P. H.; FONSECA, L. C.; CHIELLE, R. de S. A.; MACEDO, L. C. B. Monitoring water quality of the Sergipe River basin: an evaluation using multivariate data analysis. **RBRH**, [s. l.], v. 23, p. 1-15, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.231820170124>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbrh/a/nfGR8xzpRsYgBPjPbtP9FyJ/abstract/?lang=en>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ALVES, M. D. de O.; MENEZES, L.S. Impactos ambientais no baixo curso do rio Pajeú, no trecho urbano de floresta, Pernambuco. **Revista Cerrados (Unimontes)**, v. 19, n 1, p. 2021. Disponível em: <https://www.redalyc.org/journal/5769/576966613003/html/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ANA. **Agência Nacional de Águas**. Disponível em: www.ana.gov.br. Acesso em: 14 jul. 2022.

ANDRIANOVA, M.; BONDARENKO, E.; REINIKAINEN, S.; CHEREMISIN, A. Study of urban river water chemical and optical parameters using PCA. **Iop Conference Series: Earth and Environmental Science**, [s. l.], v. 390, n. 1, p. 1-6, 2019. <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/390/1/012006>. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/390/1/012006>. Acesso em: 05 maio 2022.

AGUIAR, C. P. O.; PELEJA, J. R. P.; SOUSA, K. N. S. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. **Revista Árvore**, [s. l.], v. 38, n. 6, p. 983-992, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-67622014000600003>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/M8cCtgPVkzkJ8Ct8VMNCnbS/?lang=pt>. Acesso em: 14 jul. 2022.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; FEARNSIDE, P. M.; OLIVEIRA, C. S.; PADIAL, A. A.; PELICICE, F.; LIMA, D. P.; SIMBERLOFF, D.; LOVEJOY, T. E.; MAGALHÃES, A. L. B.; ORSI, M. L. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, [s. l.], v. 26, n. 7, p. 1745-1752, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-017-1316-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-017-1316-x>. Acesso em: 14 jul. 2022

BACHA, D. de C. S.; SANTOS, S.; MENDES, R. de A.; ROCHA, C. C. S.; CORRÊA, José A.; CRUZ, J. C. R.; ABRUNHOSA, F. A.; OLIVA, P. A. C. Evaluation of the contamination of the soil and water of an open dump in the Amazon Region, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, [s. l.], v. 80, n. 3, p. 1, 2021. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-021-09401-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-021-09401-3>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BARBOSA, H. O.; SOUZA, M. F.; ONDEI, L.S.; TERESA, F. B. Conhecimento ecológico local e percepção dos impactos ambientais por moradores da zona rural sobre riachos e peixes da bacia do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. **Ethnoscintia**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 1-15, 2017. <http://dx.doi.org/10.18542/ethnoscintia.v2i1.10183>. Disponível em: <https://periodicos.ufpa.br/index.php/ethnoscintia/article/view/10183>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BARBOSA, L. S.; SILVA-FILHO, E. P. Influência do uso e ocupação na qualidade da água no Rio Pirarara, afluente do Rio Machado, Rondônia/Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 9, n. 7, p. 320-332, 2018. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179->

6858.2018.007.0030. Disponível em:

<http://www.sustenere.co/index.php/rca/article/view/CBPC2179-6858.2018.007.0030>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BARBOSA, T. S.; FURRIER, M. Ocupações irregulares e impactos sócio-ambientais às margens do rio Sanhauá, Saraíba / Brasil. **Revista Percurso - NEMO** Maringá, v. 5, n. 2, p. 91- 107, 2013. Disponível em:

<https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/Percurso/article/view/49576>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BARCELLOS, D. S.; SCHIMALESKI, A. P. C.; SOUZA, F. T. de. Downsizing water quality monitoring programs in river basins in Brazil. **Urban Water Journal**, [s. l.], v. 18, n. 4, p. 223-236, 2021. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2021.1877740>. Disponível em:

<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1573062X.2021.1877740?journalCode=nurw20>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BARCELLOS, D. S.; SOUZA, F. T. Optimization of water quality monitoring programs by data mining. **Water Research**, [s. l.], v. 221, p. 118805, 2022.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2022.118805>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135422007588>. Acesso em: 15 out. 2022.

BEHMEL, S.; DAMOUR, M.; LUDWIG, R.; RODRIGUEZ, M.J. Participative approach to elicit water quality monitoring needs from stakeholder groups – An application of integrated watershed management. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 218, p. 540-554, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.076>. Disponível em:

<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29709822/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BERSOT, M. R. O. B.; MENEZES, J. M.; ANDRADE, S. F. Application Protocol Rapid Assessment of Rivers (RAP) River Basin Imbé - RJ. **Ambiência**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 277-294, 2015. <http://dx.doi.org/10.5935/ambiencia.2015.02.01>. Disponível em:

<https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/3303>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BERTONCIN, A. P. dos S.; TRAMONTE, R. P.; PINHA, G. D.; GENTILIN-AVANCI, C.; OLIVEIRA, M. V. C.; MORMUL, R. P. On the significance of wetlands: three decades of aquatic macroinvertebrate monitoring programs in a neotropical floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 1-13, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x4721>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/alb/a/QZbDcJY8CVqWSGHzykLdrsH/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BIANCHI, E.; DALZUCHIO, T.; SIMÕES, L. A. R.; RODRIGUES, G. Z. P.; SILVA, C. E. M.; GEHLEN, G.; NASCIMENTO, C. A.; SPILKI, F. R.; ZIULKOSKI, A. L.; SILVA, L. B. Water quality monitoring of the Sinos River Basin, Southern Brazil, using physicochemical and microbiological analysis and biomarkers in laboratory-exposed fish. **Ecohydrology & Hydrobiology**, [s. l.], v. 19, n. 3, p. 328-338, 2019.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.05.002>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1642359318302088>. Acesso em: 14 jul. 2022

BORTOLETTO, E. C.; SILVA, H. A.; BONIFÁCIO, C. M.; TAVARES, C. R. G. Water quality monitoring of the Pirapó River watershed, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 75, n. 42, p. 148-157, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.00313suppl>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/vTQwnGxrdsYkH8V8mXfwfnq/?lang=en&format=html>. Acesso em: 14 jul. 2022.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre uma nova classificação para as águas doces, bem como para as águas salobras e salinas do território nacional. Brasília: CONAMA, 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfeda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em 02 mar. 2022.

CAIXETA, E. S.; BRAVO, J. V. M.; PEREIRA, B. B. Ecotoxicological assessment of water and sediment river samples to evaluate the environmental risks of anthropogenic contamination. **Chemosphere**, [s. l.], v. 306, p. 135595, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135595>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653522020884>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasileira**, v. 34, p. 91-97, 2002. Disponível em: <http://jbb.ibict.br/handle/1/708>. Acesso em 16 fev. 2022.

CAMPANHA, M. B.; AWAN, A. T.; SOUSA, D. N. R. de; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A. A.; FADINI, P.S. A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 22, n. 10, p. 7936-7947, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3929-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-3929-x>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CAMPOS, C. A.; KENNARD, M. J.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F. Diatom and Macroinvertebrate assemblages to inform management of Brazilian savanna's watersheds. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 128, p. 107834, set. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107834>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X21004994>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CARVALHO, K. Q.; LIMA, S. B.; PASSIG, F. H.; GUSMÃO, L. K.; SOUZA, D. C.; KREUTZ, C.; BELINI, A. D.; ARANTES, E. J. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 75, n. 42, p. 96-106, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.00413suppl>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/dyPZFbcVv6BZFHmhRh7fZBK/abstract/?lang=en>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CAK, A. D.; MORAN, E. F.; FIGUEIREDO, R. O.; LU, D.; LI, G.; HETRICK, S. Urbanization and small household agricultural land use choices in the Brazilian Amazon and the role for the water chemistry of small streams. **Journal of Land Use Science**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 203-221, 2015. <http://dx.doi.org/10.1080/1747423x.2015.1047909>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/1747423X.2015.1047909>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019 [recurso eletrônico] / CETESB ; Coordenação geral Maria Helena R.B. Martins ; Coordenação técnica Fábio Netto Moreno, Marta Condé Lamparelli, Beatriz Durazzo Ruiz; Coordenação cartográfica Carmen Lúcia V. Midaglia ; Equipe técnica Luiz Antônio Medeiros ... [et al.]. – São Paulo : CETESB, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Relatorio-da-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2019.pdf> . Acesso em: 14 jul. 2022.

CHAVES, J. I.; PINTO FILHO, J. L. O.; SILVA, V. E. C. Impactos Ambientais na Vertente Oeste da Serra de São José, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 62-72, 2020. <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v15i1.6993>. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/6993>. Acesso em: 14 jul. 2022.

COCCO, J.; RIBEIRO, H. V.; GALVANIN, E. A. dos S.; NASCIMENTO, D. de L. Análise e Previsões das Ações Antrópicas para a Bacia do Rio do Sangue - Mato Grosso/Brasil. **Revista de Estudos Sociais**, [s. l.], v. 17, n. 34, p. 52-63, 2015. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/res/article/view/2588>. Acesso em: 19 out. 2022.

COCHRANE, S. M.V.; MATRICARDI, E. A.T.; NUMATA, I.; LEFEBVRE, P. A. Landsat-based analysis of mega dam flooding impacts in the Amazon compared to associated environmental impact assessments: upper madeira river example 2006-2015. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s. l.], v. 7, p. 1-8, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2017.04.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938516301069>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CORDEIRO, G. G.; GUEDES, N. M.; KISAKA, T. B.; NARDOTO, G. B. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. **Ambiente e Água**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 702, 2016. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1857>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/3vfFRKrff3zMHSTPgsLp55H/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CRUZ, M. A. S.; GONÇALVES, A. de A.; ARAGÃO, R.; AMORIM, J. R. A.; MOTA, P.V. M.; SRINIVASAN, V. S.; GARCIA, C. A. B.; FIGUEIREDO, E. E. Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. **Environmental**

Earth Sciences, [s. l.], v. 78, n. 3, p. 69-78, 2019a. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-019-8087-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-019-8087-5> . Acesso em: 14 jul. 2022.

CRUZ, A. C. F.; GUSSO-CHOUERI, P.; ARAUJO, G. S.; CAMPOS, B. G.; ABESSA, D. M. S. Levels of metals and toxicity in sediments from a Ramsar site influenced by former mining activities. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [s. l.], v. 171, p. 162-172, 2019b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.088>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0147651318313861>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DODDS, W. K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 94, p. 516-524, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.063>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857416303883>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CURADO, A. L.; OLIVEIRA, C. C.; COSTA, W. R.; ANHÊ, A. C. B. M.; SENHUK, A. P. M. S. Urban influence on the water quality of the Uberaba River basin: an ecotoxicological assessment. **Ambiente e Água**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 1, 2018. <http://dx.doi.org/10.4136/ambiagua.2127>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/XcRDPTSbrQxqtH9fKnVqjt/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

DALZUCHIO, T.; RODRIGUES, G. Z. P.; SIMÕES, L. A. R.; SOUZA, M. S.; PETRY, I. E.; ANDRIGUETTI, N. B.; SILVA, G. J. H.; SILVA, L. B.; GEHLEN, G. In situ monitoring of the Sinos River, southern Brazil: water quality parameters, biomarkers, and metal bioaccumulation in fish. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 25, n. 10, p. 9485-9500, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-1244-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-018-1244-7#citeas>. Acesso em: 14 jul. 2022.

DALZUCHIO, T.; SIMÕES, L. A. R.; SOUZA, M. S.; RODRIGUES, G. Z. P.; PETRY, I. E.; ANDRIGUETTI, N. B.; SILVA, G. J. H.; GEHLEN, G.; SILVA, L. B. Water quality parameters, biomarkers and metal bioaccumulation in native fish captured in the Ilha River, southern Brazil. **Chemosphere**, [s. l.], v. 189, p. 609-618, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.089>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653517315023>. Acesso em: 14 jul. 2022.

DALZUCHIO, T.; SOUZA, M. S.; SIMÕES, L. A. R.; SILVA, G. J. H.; RODRIGUES, G. Z. P.; ANDRIGUETTI, N. B.; SILVA, L. B.; GEHLEN, G. Impact of Anthropogenic Activities on Water Quality of The Paranhana River, Southern Brazil. **Brazilian Archives Of Biology And Technology**, [s. l.], v. 62, p. e19180523, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4324-2019180523>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/babt/a/wkJdhxFcKgRhJhRsZxSZM5D/?format=html&lang=en#>. Acesso em: 14 jul. 2022.

DIAS, L. C. C.; MOSCHINI, L.E.; TREVISAN, D. P. A Influência das Atividades Antrópicas na Paisagem da Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Pandeiros, MG - Brasil. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 85-100, 2017. <http://dx.doi.org/10.21664/2238-8869.2017v6i2.p85-105>. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/5f39/0d985515e628a34874a567831f489b7c3ea4.pdf>. Acesso em: 14 jul. 2022.

DMA. 2005. MESA DE INFORMACION Y SEGUIMIENTO DE LA DIRECTIVA LEGAL MACO DE AGUA. **Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo**, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex:32000L0060>

FAO. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW): managing systems at risk**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London, 2011. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/017/i1688e/i1688e.pdf>. Acesso em 22 jun. 2021.

FAO. **Towards a water and food secure future: critical perspectives for policy-makers**. Rome and World Water Council, Marseille, 2015. Disponível em: http://www.fao.org/nr/water/docs/FAO_WWC_white_paper_web.pdf. Acesso em 22 jun. 2021.

FAO. **Water at a Glance: the relationship between water, agriculture, food security and poverty**. Rome, 2017. Disponível em: <http://www.fao.org/nr/water/docs/waterataglance.pdf>. Acesso em 22 jun. 2021.

FIGUEIREDO, H. P.; FIGUEIREDO, C. R. P.; BARROS, J. H. S.; CONSTANTINO, M.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; MORAES, P. M.; COSTA, R. B. Water quality in an urban environmental protection area in the Cerrado Biome, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 191, n. 2, p. 117, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-7194-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-019-7194-9>. Acesso em: 14 jul. 2022.

FERREIRA, P.; VAN SOESBERGEN, A.; MULLIGAN, M.; FREITAS, M.; VALE, M. M. Can forests buffer negative impacts of land-use and climate changes on water ecosystem services? The case of a Brazilian megalopolis. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 685, p. 248-258, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.065>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31176212/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

FERREIRA-MARMONTEL, C. V.; LUCAS-BORJA, M. E.; RODRIGUES, V. A.; ZEMA, D. A. Effects of land use and sampling distance on water quality in tropical headwater springs (Pimenta creek, São Paulo State, Brazil). **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 622-623, p. 690-701, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969717334307?via%3Dihub>. Acesso em: 14 nov. 2022.

FRANÇA, L. C. J.; SILVA, J. B. L.; LISBOA, G. S.; LIMA, T. P.; FERRAZ, F. T. Elaboração de Carta de Risco de Contaminação por Agrotóxicos para a Bacia do Riacho da Estiva, Brasil. **Floresta e Ambiente**, [s. l.], v. 23, n. 4, p. 463-474, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.141415>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/loram/a/HqzypZ3ZnN8rYVZKXCYKkGz/?lang=pt&format=html&top=previous>. Acesso em: 15 nov. 2022.

FRANÇA, A. C.; ABREU, G. P.; BALIONI, L. F.; CAPELLATO, P.; RANIERI, M. G. A.; FONSECA, A. L.; RIBEIRO, G. C.; MARQUES, P. S.; SACHS, D. Análise microbiológica da água fornecida a uma Unidade de Saúde no Município de Itajubá, Minas Gerais. **Research, Society and Development**, [s. l.], v. 10, n. 6, p. 10615220, 2021. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i6.15220>. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/15220>. Acesso em: 14 jul. 2022.

FREITAS, A. R. R.; NAPIMOGA, M.; DONALISIO, M. R. Análise da gravidade da pandemia de Covid-19. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, [s. l.], v. 29, n. 2, p. 1, 2020. <http://dx.doi.org/10.5123/s1679-49742020000200008>. Disponível em: http://scielo.iec.gov.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-49742020000200040. Acesso em: 14 jul. 2022.

GIANNINI, Stefania. COVID-19 y educación superior: de los efectos inmediatos al día después. **Revista Latinoamericana de Educación Comparada: RELEC**, v. 11, n. 17, p. 1-57, 2020. Disponível em: iesalc.unesco.org/wp-content/uploads/2020/05/COVID-19-ES-130520.pdf. Acesso em: 14 jul. 2022.

GIRI, S.; QIU, Z. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: a review. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 173, p. 41-48, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479716300706>. Acesso em: 14 jul. 2022.

GEMUSSE, S. L.; FOLLE, N. M. T.; SOUZA, A. T. C.; AZEVEDO-LINHARES, M.; FILIPAK NETO, F.; ORTOLANI-MACHADO, C. F.; GARCIA, J. R. E.; ESQUIVEL, L.; SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X. Micropollutants impair the survival of *Oreochromis niloticus* and threat local species from Iguaçu River, Southern of Brazil. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, [s. l.], v. 83, p. 103596, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2021.103596>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1382668921000156>. Acesso em: 14 jul. 2022.

GOMES, L. E. O.; CORREA, L. B.; SÁ, F.; RODRIGUES NETO, R.; BERNARDINO, A. F. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 120, n. 1-2, p. 28-36, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.056>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X17303636#:~:text=Mine%20tailings%20impacted%20the%20sediment%20quality%20in%20the,assessments%20need%20strong%20sampling%20designs%20within%20the%20estuary>. Acesso em: 14 jul. 2022.

GUARDA, P. M.; RAMBO, M. K. D.; MACHADO, M. M. D.; RAMOS, F. O.; MENDES, D. B.; GUARDA, E. A.; SILVA, J. E. C. Monitoring the water quality Formoso river of the Amazon Region Brazil using principal component analysis. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 12, n. 5, p. 94-104, 28 mar. 2021.

<http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.005.0009>. Disponível em:

<http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/5530>. Acesso em: 14 jul. 2022.

HAMED, E. S.; KHALED, A.; AHDY, H.; AHMED, H. O.; RAZEK, F. A. A. Health risk assessment of heavy metals in three invertebrate species collected along Alexandria Coast, Egypt. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, [s. l.], v. 46, n. 4, p. 389-395, 2020.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ejar.2020.11.001>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1687428520300959>. Acesso em: 15 jun. 2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE: Cidades e Estados**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg.html>. Acesso em 1 outubro 2022

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE: Produto Interno Bruto – PIB**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/ PIB.php> Acesso em 1 outubro 2022

JIN, G.; ZHANG, Z.; YANG, Y.; HU, S.; TANG, H.; BARRY, D. A.; LI, L. Mitigation of impact of a major benzene spill into a river through flow control and in-situ activated carbon absorption. **Water Research**, [s. l.], v. 172, p. 115489, 2020. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115489>. Acesso em: 01 mai. 2022.

JUNIOR, M. A. B. A.; ALMEIDA, R. S.; SILVA, G. O. C. Diagnóstico dos impactos ambientais provocados pelo lançamento de esgotos no rio Piancó em Pombal-PB. **Revista GeoSertões** (Unageo/CFP-UFCG). v. 2, n. 3, 2017. Disponível

em: <https://cfp.revistas.ufcg.edu.br/cfp/index.php/geosertoos/article/view/427>

KUHLMANN, M. L.; IMBIMBO, H. R. V.; OGURA, L. L.; VILLANI, J. P.; STARZYNSKI, R.; ROBIM, M. J. Effects of human activities on rivers located in protected areas of the Atlantic Forest. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s. l.], v. 26, n. 1, p. 60-72, mar. 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2014000100008>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/alb/a/w3ND8KVSLG9GgLmyqfQfqbH/abstract/?lang=en>. Acesso em: 14 jul. 2022.

LEANDRO, G. R. dos S.; ROCHA, P. C. Expansão agropecuária e degradação ambiental na bacia hidrográfica do rio Sepotuba - Alto Paraguai, Mato Grosso - Brasil. **Sociedade & Natureza**, [s. l.], v. 31, p. 1-15, 23 out. 2019. EDUFU - Editora da Universidade Federal de Uberlândia. <http://dx.doi.org/10.14393/sn-v31-2019-45603>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/336754481_Expansao_agropecuaria_e_degradacao_ambiental_na_bacia_hidrografica_do_rio_Sepotuba_-_Alto_Paraguai_Mato_Grosso_-_Brasil. Acesso em: 14 jul. 2022.

LIMA, M. D. R.; SILVA, T. S.; CONCEIÇÃO FILHO, J. F.; RIZZO, F. A.; SILVA, S. L. O.; GOMES, D. P.; MARTINS, A. G. L. Impactos ambientais e qualidade microbiológica da água do rio Açailândia, localizado na cidade de Açailândia, estado do Maranhão. **Brazilian Journal of Development**, [s. l.], v. 6, n. 10, p. 83702-83717, 2020.

<http://dx.doi.org/10.34117/bjdv6n10-708>. Disponível em:

<https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/19137>. Acesso em: 14 jul. 2022.

LIU, Y.; SUN, L.; JIANG, Y. Bibliometric review of research on phytoplankton in water quality assessment. **Acta Ecologica Sinica**, [s. l.], v. 37, n. 3, p. 165-172, jun. 2017.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.chnaes.2017.06.010>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1872203217300975>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MA, X.; WANG, L.; YANG, H.; LI, N.; GONG, C. Spatiotemporal Analysis of Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques and the Water Quality Identification Index for the Qinhua River Basin, East China. **Water**, [s. l.], v. 12, n. 10, p. 2764, 4 out. 2020.

<http://dx.doi.org/10.3390/w12102764>. Disponível em: [https://www.mdpi.com/2073-](https://www.mdpi.com/2073-4441/12/10/2764)

4441/12/10/2764. Acesso em: 14 jul. 2022.

MACHADO, C. S.; ALVES, R. I.s.; FREGONESI, B. M.; TONANI, K. A.A.; MARTINIS, B. S.; SIERRA, J.; NADAL, M.; DOMINGO, J. L.; SEGURA-MUÑOZ, S. Chemical Contamination of Water and Sediments in the Pardo River, São Paulo, Brazil. **Procedia Engineering**, [s. l.], v. 162, p. 230-237, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.046>.

Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877705816333513>.

Acesso em: 14 jul. 2022.

MAGALHÃES, S. F. C.; BARBOZA, C. A. M.; MAIA, M. B.; MOLISANI, M. M. Influence of land cover, catchment morphometry and rainfall on water quality and material transport of headwaters and low-order streams of a tropical mountainous watershed. **Catena**, [s. l.], v. 213, p. 106137, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2022.106137>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816222001230>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MALAGUIAS, G. B.; CÂNDIDO, B. B. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes do Município de Betim, MG: análise macroscópica. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 3, n. 2, p. 51 - 65, 17 jun. 2013. Disponível em:

<https://www.revistasuninter.com/revistameioambiente/index.php/meioAmbiente/article/view/174>

MARÇAL, D. A.; SILVA, C. E. Avaliação do impacto do efluente da estação de tratamento de esgoto ETE-Pirajá sobre o Rio Parnaíba, Teresina (PI). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 4, p. 761-772, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017148242>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/esa/a/CFkprgYqFCkZrd6PQRgKxLJ/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MARTILDES, J. A. L.; FLORÊNCIO, P. R. C.; SILVA, A. F. L. R. A.; SILVA, R. A. F.; SILVA, E. M.; SANTOS, L. L. Identificação e avaliação de impactos ambientais na fase de operação do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 3, p. 13395-13415, 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-270>. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/7799>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MATTA, G. C.; REGO, S.; SOUTO, E. P.; SEGATA, J. **Os impactos sociais da Covid-19 no Brasil: populações vulnerabilizadas e respostas à pandemia** [online]. Rio de Janeiro: Observatório Covid 19; Editora FIOCRUZ, 2021, 221 p. Informação para ação na Covid-19 series. ISBN: 978-65-5708-032-0. <https://doi.org/10.7476/9786557080320>. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/r3hc2/pdf/matta-9786557080320.pdf>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MEDEIROS, A. C.; FAIAL, K. R. F.; FAIAL, K. C. F.; LOPES, I. D. S.; LIMA, M. O.; GUIMARÃES, R. M.; MENDONÇA, N. M. Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Pará, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 123, n. 1-2, p. 156-164, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X17307373>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MEDEIROS, V. S.; SALEH, B.B.; AGUIAR, A. C. R.; FURQUIM FILHO, C. S.; ALVES, W. S.; MIRANDA, R. A.; AQUINO, D. S. Verificação da conformidade da qualidade do efluente da estação de tratamento de esgotos de rio verde – GO. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 814-831, 2019. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v8e12019814-831>. Disponível em: https://portaldeperiodicos.animaeducacao.com.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/4789. Acesso em: 23 maio 2022.

MEDEIROS, J. L. S.; JESUS, I. S.; SILVA, T. J. R. D.; NASCIMENTO, M. B.; CEZÁRIO, J. A.; MARTILDES, J. A. L.; LEITE, J. C. A.; SANTOS, L. L.; PAIVA, W. Diagnóstico de impactos ambientais nas águas do trecho perenizado do rio Piancó-Piranhas-Açu, Paraíba, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 12, n. 5, p. 409-423, 2021. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.005.0033>. Disponível em: <https://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/5457>. Acesso em: 01 dez. 2022.

MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 270, p. 110879, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479720308094>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; VETTORAZZI, C. A. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 93, p. 1293-1301, out. 2018b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.030>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X18304709>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; SANTOS, A. C. A.; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: watershed versus riparian zone. **Catena**, [s. l.], v. 167, p. 130-138, ago. 2018a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816218301437>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MELLO, K. de; RANDHIR, T. O.; VALENTE, R. A.; VETTORAZZI, C. A. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 108, p. 514-524, nov. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.049>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857417303774>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MELO, I. S. Atividades antrópicas e degradação ambiental na sub-bacia hidrográfica do rio Itamirim-SE. **Revista de Geociências do Nordeste**, [s. l.], v. 2, p. 435-442, 27 out. 2016. <http://dx.doi.org/10.21680/2447-3359.2016v2n0id10485>. Disponível em: <http://periodicos.ufrn.br/revistadoregne/article/view/10485>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MENDES, R. G.; VALLE JUNIOR, R. F.; SILVA, M. M. A. P. M.; FERNANDES, L. F. S.; FERNANDES, A. C. P.; PISSARRA, T. C. T.; MELO, M. C.; VALERA, C. A.; PACHECO, F. A. L. A partial least squares-path model of causality among environmental deterioration indicators in the dry period of Paraopeba River after the rupture of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 306, p. 119341, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119341>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749122005553>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MENDES, S. A.; GONÇALVES, É. V.; FRÂNCICA, L. S.; CORREIA, L. B. C.; NICOLA, J. V. N.; PESTANA, A. C. Z.; MEDEIROS, F. V. S.; SOUZA, W. E.; INEU, R. P.; PERON, A. P. Quality of Natural Waters Surrounding Campo Mourão, State of Paraná, Southern Brazil: water resources under the influences from urban and agricultural activities. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 231, n. 8, p. 415-434, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-020-04795-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-020-04795-5>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MERÇON, J.; CABRAL, D. S.; TEIXEIRA, B. C.; PEREIRA, T. M.; BONA, A. M.; ARMINI, C. V. L.; AGOSTINHO, S. G. N.; VASCONCELOS, C. M.; GOMES, L. C. Seasonality effects on the metal concentration and biochemical changes in *Astyanax lacustris* (Teleostei: characiformes) from doce river after the collapse of the fundão dam in mariana, brazil. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, [s. l.], v. 89, p. 103777, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2021.103777>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1382668921001952>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MIRANDA, C.; ROSA, L.; BONITO, J.; JÚNIOR, A.; VEIGA, N.; OLIVEIRA, F.; BARROS, B. Uso e qualidade da água na microbacia hidrográfica do rio Parafuso (Moju, Pará, Brasil).

Revista Recursos Hídricos, [s. l.], v. 38, n. 2, p. 51-62, 2017. Disponível em:

<https://dspace.uevora.pt/rdpc/handle/10174/21561>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MIRANDA, C.; ROSA, L.; GONÇALVES, N.; OLIVEIRA, F.; BONITO, J. Impactos ambientales en la microcuenca del río Parafuso, Amazonas oriental, Brasil. **Gestión y Ambiente**, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 123–140, 2016. Disponível em:

<https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/52989>. Acesso em: 25 oct. 2022.

Monografia, 1991

MORI, G. B.; PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. de B.; CAMARGO, A. F. M.; MARTINELLI, L. A. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. **Annales de Limnologie**, [s. l.], v. 51, n. 1, p. 11-21, 2015.

<http://dx.doi.org/10.1051/limn/2014029>. Disponível em: <https://www.limnology-journal.org/articles/limn/abs/2015/01/limn130085/limn130085.html>. Acesso em: 15 nov. 2022.

MOLINA, M. C.; ROA-FUENTES, C. A.; ZENI, J. O.; CASATTI, L. The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. **Limnologia**, [s. l.], v. 65, p. 14-21, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.001>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0075951116302122>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MÜLLER, M. M.; HAUS, T. L. Avaliação de aspectos e impactos ambientais em um trecho do rio Avariú, localizado no município de São José dos Pinhais-pr. fae Centro Universitário | Núcleo de Pesquisa Acadêmica – NPA. Memorial TCC. **Caderno da Graduação**, [s. l.], p. 468-480, 2017. Disponível em:

<https://memorialtcccadernograduacao.fae.edu/cadernotcc/article/view/203>. Acesso em: 14 jul. 2022.

NOBRE, N. A. O.; ROQUE, C. G.; BAMPI, A. C. Efeitos antrópicos e suas implicações na bacia hidrográfica do rio Carapá, Colíder –Mato Grosso/Brasil. **Revista Geográfica Acadêmica**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 70, 2013. <http://dx.doi.org/10.18227/1678-7226rga.v7i1.2999>. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/283784117_EFEITOS_ANTROPICOS_E_SUAS_IMPLICACOES_NA_BACIA_HIDROGRAFICA_DO_RIO_CARAPA_COLIDER_MATO_GROSSOBRASIL. Acesso em: 14 jul. 2022.

NOVA, F. V. P. V.; TORRES, M. F. A.; COELHO, M. P. Uso e ocupação da terra e indicadores ambientais de impactos negativos: baixo curso do rio São Francisco, estado de Alagoas, Brasil. **Boletim de Geografia**, [s. l.], v. 33, n. 1, p. 1, 2015.

<http://dx.doi.org/10.4025/bolgeogr.v33i1.22352>. Disponível em:

<https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/BolGeogr/article/view/22352>. Acesso em: 14 jul. 2022.

OLIVEIRA, D. G.; VARGAS, R. R.; SAAD, A. R.; ARRUDA, R. O. M.; DALMAS, F. B.; AZEVEDO, F. D. Land use and its impacts on the water quality of the Cachoeirinha Invernada Watershed, Guarulhos (SP). **Ambiente & Água**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 1, 2018.

<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2131>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/JwVbkswyss7Lw64GfhmbMVg/abstract/?lang=en>.

Acesso em: 14 jul. 2022.

OLIVEIRA, L. M.; MAILLARD, P.; PINTO, E. J.A. Application of a land cover pollution index to model non-point pollution sources in a Brazilian watershed. **Catena**, [s. l.], v. 150, p. 124-132, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.015>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816216304684>. Acesso em: 14 jul. 2022.

OLIVEIRA, L. M.; MAILLARD, P.; PINTO, É. J. A. Modeling the effect of land use/land cover on nitrogen, phosphorous and dissolved oxygen loads in the Velhas River using the concept of exclusive contribution area. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 188, n. 6, p. 333-345, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5323-2>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27154054/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ONU. Organización de las Naciones Unidas. **La Asamblea General adopta la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible** - Desarrollo Sostenible (un.org). 2015. Disponível em: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/2015/09/la-asamblea-general-adopta-la-agenda-2030-para-el-desarrollo-sostenible/>

ORTEGA, D. J. P.; CARVALHO, S. L. Avaliação dos Efeitos das Atividades Antropóficas nos Recursos Hídricos na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê — SP. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 3, p. 97-108, 2013. Disponível em: <https://biblat.unam.mx/hevila/RBRHRevistabrasileiraderecursoshidricos/2013/vol18/no3/8.pdf>. Acesso em: 09 nov. 2022.

PACHECO, F. A. L.; VALLE JUNIOR, R. F.; SILVA, M. M. A. P. M.; PISSARRA, T. C. T.; MELO, M. C.; VALERA, C. A.; FERNANDES, L.F. S. Prognosis of metal concentrations in sediments and water of Paraopeba River following the collapse of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 809, p. 151157, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151157>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721062355>. Acesso em: 14 jul. 2021.

PALÁCIO, S. M.; ESPINOZA-QUÍÑONES, F. R.; PAULI, A. R.; PIANA, P. A.; QUEIROZ, C. B.; FABRIS, S. C.; FAGUNDES-KLEN, M. R.; VEIT, M. T. Assessment of Anthropogenic Impacts on the Water Quality of Marreco River, Brazil, Based on Principal Component Analysis and Toxicological Assays. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 227, n. 9, p. 1, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-016-3025-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-016-3025-6>. Acesso em: 14 jul. 2022.

PASSIG, F. H.; LIMA, S. B.; CARVALHO, K. Q.; HALMEMAN, M. C. R.; SOUZA, P. C.; GUSMÃO, L. K. Monitoring of urban and rural basins: water quality of Mourão basin. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 75, n. 42, p. 158-164, 2015.

<http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.01213suppl>. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/bjb/a/8jWTJRHNDd6jzLmFD7868JN/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

PEREIRA, L. C. C.; SOUSA, N. S. S.; RODRIGUES, L. M. S.; MONTEIRO, M. C.; SILVA, S. R. S.; OLIVEIRA, A. R. G.; DIAS, A. B. B.; COSTA, R. M. Effects of the lack of basic public sanitation on the water quality of the Caeté River estuary in northern Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, [s. l.], v. 21, n. 2, p. 299-314, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.12.003>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1642359321000021>. Acesso em: 14 jul. 2022

PÉREZ, J. R.; LOUREIRO, S.; MENEZES, S.; PALMA, P.; FERNANDES, R.M.; BARBOSA, I. R.; SOARES, A. M. V. M. Assessment of water quality in the Alqueva Reservoir (Portugal) using bioassays. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 17, n. 3, p. 688-702, 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-009-0174-9>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/19471987/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

PINTO, C. C.; CALAZANS, G. M.; OLIVEIRA, S. C. Assessment of spatial variations in the surface water quality of the Velhas River Basin, Brazil, using multivariate statistical analysis and nonparametric statistics. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 191, n. 3, p. 1, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-7281-y>. Disponível em:
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-019-7281-y>. Acesso em: 14 jul. 2022.

PIRES, N.; MUNIZ, D.; KISAKA, T.; SIMPLICIO, N.; BORTOLUZZI, L.; LIMA, J.; OLIVEIRA-FILHO, E. Impacts of the Urbanization Process on Water Quality of Brazilian Savanna Rivers: the case of preto river in formosa, Goiás state, Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [s. l.], v. 12, n. 9, p. 10671-10686, 2015. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph120910671>. Disponível em:
<https://www.mdpi.com/1660-4601/12/9/10671>. Acesso em: 14 jul. 2022.

QUEIROZ, M. T. A.; SABARÁ, M. G.; QUEIROZ, C. A.; LEÃO, M. M. D.; AMORIM, C. C. Análise espaço-temporal de parâmetros de qualidade da água no Rio Piracicaba, Minas Gerais, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 170-182, 2015. <http://dx.doi.org/10.6008/spc2179-6858.2015.002.0012>. Disponível em:
<http://sustenere.co/index.php/rica/article/view/SPC2179-6858.2015.002.0012>. Acesso em: 14 jul. 2022.

QUEIROZ, T. M.; OLIVEIRA, J. R.; MARCHETTO, M. Qualidade ambiental em afluente de cabeceira do Rio Paraguai sob influência de agricultura e urbanização. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 9, n. 8, p. 82-92, 2018. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2018.008.0008>. Disponível em:
<http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2018.008.0008>. Acesso em: 14 jul. 2022.

REIS, A. S.; SOUZA, P. A.; SANTOS, A. F.; GIONGO, M.; NERES, N. G. C. Impactos ambientais diagnosticados na nascente do córrego San rival- fazenda meu Paraíso, Palmeirópolis -Tocantins. **Enciclopédia biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia**, v.

11 n. 21; p. 2015. Disponível em:

<https://www.conhecer.org.br/enciclop/2015b/multidisciplinar/impactos%20ambientais.pdf>. Acesso em: 19 out. 2022.

REYNALTE-TATAJE, D.A.; LOPES, C. A.; MASSARO, M. V.; HARTMANN, P. B.; SULZBACHER, R.; SANTOS, J. A.; BIALETZKI, A. State of the art of identification of eggs and larvae of freshwater fish in Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 1-11, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x5319>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/alb/a/bkgGMGQn6xPHx5gy6YbZ9HS/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

RIVA, C. C.; TIOZO, C. A. S.; MOREIRA, A. M. M. A. M.; LIMA, M. M. Impactos Ambientais no Córrego Velha Joana do Município de Primavera do Leste – Mato Grosso. **Uniciências**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 88, 2017. <http://dx.doi.org/10.17921/1415-5141.2016v20n2p88-94>. Disponível em: <https://uniciencias.pgsskroton.com.br/article/view/4130>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ROCHA, M. P.; DOURADO, P. L. R.; CARDOSO, C. A. L.; CÂNDIDO, L. S.; PEREIRA, J. G.; OLIVEIRA, K. M. P.; GRISOLIA, A. B. Tools for monitoring aquatic environments to identify anthropic effects. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 190, n. 2, p. 61-70, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-017-6440-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-017-6440-2#citeas>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ROCHA, M. P.; DOURADO, P. L. R.; RODRIGUES, M. S.; RAPOSO, J. L.; GRISOLIA, A. B.; OLIVEIRA, K. M. P. The influence of industrial and agricultural waste on water quality in the Água Boa stream (Dourados, Mato Grosso do Sul, Brazil). **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 187, n. 7, p. 442-450, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-015-4475-9>. Disponível em: [https://link.springer-com.ez171.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s10661-015-4475-9#citeas](https://link.springer.com.ez171.periodicos.capes.gov.br/article/10.1007/s10661-015-4475-9#citeas). Acesso em: 14 jul. 2022.

ROCHA, T. L. A multibiomarker approach in the caged neotropical fish to assess the environment health in a river of central Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 751, p. 141632, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141632>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720351615>. Acesso em: 14 jul. 2022.

RODRIGUES, A. S. de L.; CASTRO, P. T. A. Protocolos de avaliação rápida: instrumentos complementares no monitoramento dos recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 161-170, 2008. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/15/78ac8ae6249dfc8816deed3ccb5e1972_3c37e5564ff15500d58fb8d78834e8d9.pdf. Acesso em: 8 out. 2022.

RODRIGES, J. C. M.; FRANÇA, C. F. Impactos ambientais na bacia hidrográfica do açu, São João da Ponta-Pará. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 16, n. 1, 2014. Disponível em: <https://rcgs.uvanet.br/index.php/RCGS/article/view/162>. Acesso em: 14 jul. 2022.

- RODRIGUES, L. C.; NEVES, S. M. A. S.; NEVES, R. J.; GALVANIN, E. A. S.; SILVA, J. S. V. Avaliação do grau de transformação antrópica da paisagem da bacia do rio Queima-Pé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 1, n. 32. 2014. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1013405/1/avaliacaograu.pdf>. Acesso em: 14 jul. 2022.
- RODRIGUES, V.; ESTRANY, J.; RANZINI, M.; CICCIO, V.; MARTÍN-BENITO, J. T.; HEDO, J.; LUCAS-BORJA, M. E. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: the headwater of córrego água limpa, São Paulo (Brazil). **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 622-623, p. 1553-1561, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.028>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969717327158>. Acesso em: 14 jul. 2022.
- RODRIGUES, C. B.; TANIWAKI, R. H.; LANE, P.; LIMA, W. P.; FERRAZ, S. F.B. Eucalyptus Short-Rotation Management Effects on Nutrient and Sediments in Subtropical Streams. **Forests**, [s. l.], v. 10, n. 6, p. 519, 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/f10060519>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/6/519>. Acesso em: 14 jul. 2022.
- ROSA, B. P.; PAULA, B. C. L.; COLEONE, E. S. A.; CAMPOS, F. Impactos causados em cursos d'água por aterros controlados desativados no Município de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, [s. l.], v. 4, n. 7, p. 63-76, 2017. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*. <http://dx.doi.org/10.21438/rbgas.040707>. Disponível em: <http://revista.ecogestaobrasil.net/v4n7/v04n07a07a.html>. Acesso em: 14 jul. 2022.
- ROSA, N. M. G.; JUNIOR, A. P. M. Aplicabilidade de Protocolos de Avaliação Rápida (PARs) no diagnóstico ambiental de sistemas fluviais: o caso do Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG). **Caderno de Geografia**, [s. l.], p. 441-465, 2019. <http://dx.doi.org/10.5752/p.2318-2962>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/332739491_Aplicabilidade_de_Protocolos_de_Avaliacao_Rapida_PARs_no_diagnostico_ambiental_de_sistemas_fluviais_o_caso_do_Parque_Nacional_da_Serra_do_Gandarela_M
- RUBIO-VARGAS, D. Á.; RIBEIRO, C. A. de O.; FILIPAK NETO, F.; CORDEIRO, A. L. CESTARI, M. M.; SOUZA, A. C.; MARTINS, C. C.; SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X.; GARCIA, J. R. E. Exposure to pollutants present in Iguaçu River Southern Brazil affect the health of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758): assessment histological, genotoxic and biochemical. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, [s. l.], v. 87, n. 1, p. 103682-103699, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2021.103682>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1382668921001009>. Acesso em: 14 jul. 2022.
- RUDORFF, N.; RUDORFF, C. M.; KAMPEL, M.; ORTIZ, G. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off

the eastern Brazilian coast. **Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, [s. l.], v. 145, p. 349-361, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.02.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0924271618300480?via%3Dihub>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SALVARREY, A. V. B.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R.; BRAUN, B. The Influence of Natural and Anthropogenic Environmental Variables on the Structure and Spatial Distribution Along Longitudinal Gradient of Macroinvertebrate Communities in Southern Brazilian Streams. **Journal of Insect Science**, [s. l.], v. 14, n. 13, p. 1-23, 2014. <http://dx.doi.org/10.1673/031.014.13>. Disponível em: <https://bioone-org.ez171.periodicos.capes.gov.br/journals/journal-of-insect-science/volume-14/issue-13/031.014.13/The-Influence-of-Natural-and-Anthropogenic-Environmental-Variables-on-the/10.1673/031.014.13.full>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SANTOS, E. S.; LOPES, P. P. P.; PEREIRA, H. H. da S.; NASCIMENTO, O. O.; RENNIE, C. D.; STERNBERG, L. S. L. O.; CUNHA, A. C. The impact of channel capture on estuarine hydro-morphodynamics and water quality in the Amazon delta. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 624, p. 887-899, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.211>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896971733646X>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SANTOS, G. O.; RIBEIRO, R. L.; PARREIRA, T. P.; SILVA, D. F.; SILVA, K. A.; AZEREDO, C. F. Monitoramento da água em bacia hidrográfica com diferentes usos do solo no município de rio verde (GO). **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 249, 11 fev. 2019a. <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2019v12n1p249-271>. Disponível em: <https://periodicos.unicesumar.edu.br/index.php/rama/article/view/5662>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SANTOS, O. S. H.; AVELLAR, F. C.; ALVES, M.; TRINDADE, R. C.; MENEZES, M. B.; FERREIRA, M. C.; FRANÇA, G. S.; CORDEIRO, J.; SOBREIRA, F. G.; YOSHIDA, I. M. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: prospects for remediation. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 48, n. 2, p. 439-449, mar. 2019b. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2018.04.0168>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30951136/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SANTOS, S.L.; VIANA, L. F.; MEREY, F. M.; CRISPIM, B. A.; SOLORZANO, J. C.; BARUFATTI, A.; CARDOSO, C. A. L.; LIMA-JUNIOR, S. E. Evaluation of the water quality in a conservation unit in Central-West Brazil: metals concentrations and genotoxicity in situ. **Chemosphere**, [s. l.], v. 251, p. 126365-126370, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126365>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520305580>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SEVERO, E. S.; MARINS, A. T.; CEREZER, C.; COSTA, D.; NUNES, M.; PRESTES, O. D.; ZANELLA, R.; LORO, V. L. Ecological risk of pesticide contamination in a Brazilian river located near a rural area: a study of biomarkers using zebrafish embryos. **Ecotoxicology**

and Environmental Safety, [s. l.], v. 190, p. 110071-110085, 2020.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110071>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0147651319314022>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SILVA, G. J.; BORGES, A. C.; MOREIRA, M. C.; ROSA, A. P. Statistical process control in assessing water quality in the Doce river basin after the collapse of the Fundão dam (Mariana, Brazil). **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 317, p. 115402, 2022.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115402>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479722009756>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SILVA, D. S.; GONÇALVES, B.; RODRIGUES, C. C.; DIAS, Felipe C.; TRIGUEIRO, N. S. S.; MOREIRA, I. S.; SILVA, D. M.; SABÓIA-MORAIS, S. M. T.; GOMES, T.; ROCHA, T. L. A multibiomarker approach in the caged neotropical fish to assess the environment health in a river of central Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 751, p. 141632, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141632>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/>

SILVA, D. S.; GONÇALVES, B.; RODRIGUES, C. C.; DIAS, F. C.; TRIGUEIRO, N. S. de S.; MOREIRA, I. S.; SILVA, D. M.; SABÓIA-MORAIS, S. M. T.; GOMES, T.; SILVA, F. L.; STEFANI, M. S.; SMITH, W.; SCHIAVONE, D. C.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. An applied ecological approach for the assessment of anthropogenic disturbances in urban wetlands and the contributor river. **Ecological Complexity**, [s. l.], v. 43, p. 100852, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2020.100852>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1476945X20300209>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SILVA, P. R. B.; NORA, F. E. D.; CASTRO, R. J.; WASTOWSKI, A. D.; MAUAD, F. F. The environmental quality of sediments of rivers near prospection areas of semiprecious rocks. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 191, n. 6, p. 364-365, 2019.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-7456-6>. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-019-7456-6>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SILVA, J. R. C.; ARAUJO, C. S.; SOUZA, I. G.; FONTES, M. S. Estudo dos impactos ambientais em microbacia ocasionado pelas obras de construção do Conjunto João Paulo II na Zona Norte de Manaus – AM. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 1, p. 150-159, 2017. Disponível em:

<https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/viewFile/233798/27334>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SILVA, R. F. Análise dos impactos ambientais da Urbanização sobre os recursos hídricos na sub-bacia do Córrego Vargem Grande em Montes Claros-MG. **Caderno de Geografia**, [s. l.], v. 26, n. 47, p. 966-1015, 2016. <http://dx.doi.org/10.5752/p.2318-2962.2016v26n47p966>.

Disponível em: <http://periodicos.pucminas.br/index.php/geografia/article/view/10695>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SILVA, T. M.; CAMELLO, T. C. F.; ALMEIDA, J. R. Impactos ambientais hidrológicos ocasionados pelo desflorestamento metropolitano: Petrópolis, RJ. **Revista Sustinere**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 1-20, 2015. Universidade de Estado do Rio de Janeiro.

<http://dx.doi.org/10.12957/sustinere.2015.17327>. Disponível em: <https://go-gale.ez171.periodicos.capes.gov.br/ps/i.do?p=AONE&u=capes&id=GALE|A430496408&v=2.1&it=r>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SOARES, T. S.; CÔRTEZ, M. A. S.; FREITAS, A. D.; VASCONCELOS, F. C. W. Avaliação dos impactos ambientais na área de influência direta do córrego da estiva, município de Betim (MG). **Ciência e Natura**, [s. l.], v. 38, n. 2, p. 620, 31 maio 2016.

<http://dx.doi.org/10.5902/2179460x19954>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/304663970_AVALIACAO_DOS_IMPACTOS_AMBIENTAIS_NA_AREA_DE_INFLUENCIA_DIRETA_DO_CORREGO_DA_ESTIVA_MUNICIPIO_DE_BETIM_MG. Acesso em: 14 jul. 2022.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C.; PIVETTA, G. G. Nonpoint pollution load in river catchments with different anthropic impacts: a case study in southern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, [s. l.], v. 76, n. 24, p. 833-834, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-017-7111-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-017-7111-x>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SOUZA, A. L.T. de; FONSECA, D. G.; LIBÓRIO, R. A.; TANAKA, M. O. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 298, p. 12-18, 2013.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.022>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112713001163>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SOUZA-BASTOS, L. R.; BASTOS, L. P.; CARNEIRO, P. C. F.; GUILOSKI, I. C.; ASSIS, H. C. S. PADIAL, A. A.; FREIRE, C. A. Evaluation of the water quality of the upper reaches of the main Southern Brazil river (Iguaçu river) through in situ exposure of the native siluriform *Rhamdia quelen* in cages. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 231, p. 1245-1255, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.071>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749117318225>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SU, W. C.; AHERN, J. F.; CHANG, C.Y. Why should we pay attention to “inconsistent” land uses? A viewpoint on water quality. **Landscape and Ecological Engineering**, [s. l.], v. 12, n. 2, p. 247-254, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s11355-016-0293-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11355-016-0293-7>. Acesso em: 14 jul. 2022.

TANAKA, M. O.; SOUZA, A. L. T.; MOSCHINI, L. E.; OLIVEIRA, A. K. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s. l.], v. 216, p. 333-339, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880915301237>. Acesso em: 14 jul. 2022.

TANIWAKI, R. H.; CASSIANO, C. C.; FILOSO, S.; FERRAZ, S. F. B.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 584-585, p. 339-347, 2017.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.150>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969716328406>. Acesso em: 14 jul. 2022.

THOMPSON, F.; OLIVEIRA, B. C.; CORDEIRO, M. C.; MASI, B. P.; RANGEL, T. P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B. S.; CABRAL, A. S. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 705, p. 135914, 2020.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135914>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719359091>. Acesso em: 14 jul. 2022.

TOMÁS-GÓRRIZ, V.; TOMÁS-CASTERÁ, V. La Bibliometría en la evaluación de la actividad científica. **Hospital a Domicilio**, [s. l.], v. 2, n. 4, p. 145, 2018.

<http://dx.doi.org/10.22585/hospdomic.v2i4.51>. Disponível em:

https://redib.org/Record/oai_articulo1832924-la-bibliometr%C3%ADa-en-la-evaluaci%C3%B3n-de-la-actividad-cient%C3%ADfica. Acesso em: 14 jul. 2022.

TROMBONI, F.; DODDS, W. K. Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: thresholds and riparian zones. **Environmental Management**, [s. l.], v. 60, n. 1, p. 30-40, 2017.

<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-017-0858-8>. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-017-0858-8>. Acesso em: 14 jul. 2022.

VAL, A.L.; BICUDO, C. E. de M.; PUJONI, D. G. F.; SPILKI, F. R.; NOGUEIRA, I. de S.; HESPANHOL, I.; CIRILO, J. A.; TUNDISI, J. G.; VAL, P.; HIRATA, R.; AZEVEDO, S. M. F. de O.; CIMINELLI, S. C.; CIMINELLI, V. S.T. La Calidad del agua en Brasil. In: IANAS. **Calidad del Agua en las Américas: riesgos y oportunidades**. Mexico DF: IANAS, 2019.

Cap. 1. p. 1-661. (978-607-8379-33-0). Suzanne D. Stephens. Disponível em:

<https://www.ianas.org/index.php/books/ianas-publications>. Acesso em: 9 nov. 2022.

VARÃO, A.; SILVA, P. G. F.; VIRGES, C. S.; SOARES, A. P. A.; REGO, Enoc Lima.

Avaliação da qualidade da água no Rio Grande no segmento entre estação de tratamento de esgoto do município de Barreiras – BA. **Revista Águas Subterrâneas**, [s. l.], v. 1, n. 1. p. 1-8, 2019. <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v33i2.29552>. Disponível em:

<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29552>. Acesso em 20 mar.2022

VARGAS, R. R.; SAAD, A. R.; DALMAS, F. B.; ROSA, A.; ARRUDA, R. O. M.; MESQUITA, M. V.; ANDRADE, M. R. M. Water Quality Assessment in the Córrego Taquara do Reino Hydrographic Basin, Guarulhos Municipality (São Paulo State - Brazil): Effects of Environmental Degradation. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**. ISSN

0101-9759 e-ISSN 1982-3908, v. 38, n. 2, p. 137-144, 2015. Disponível em:
<https://revistas.ufrj.br/index.php/aigeo/article/viewFile/6992/5559>. Acesso em: 14 jul. 2022.

VIEIRA, C. D.; OLIVEIRA, A. E. F.; ALVES, W. G.; LEÃO, O. M. da R. Análise da degradação ambiental na bacia hidrográfica do rio Alcântara no município de São Gonçalo, leste metropolitana do rio de janeiro. **Revista Equador**, [s. l.], v. 5, n. 4, p. 93-105, 2016. <http://dx.doi.org/10.26694/equador.v5i4.5190>. Disponível em:
<https://revistas.ufpi.br/index.php/equador/article/view/5190>. Acesso em: 14 jul. 2022.

VENDRAMINI, D.; BONASSI, J. A.; MORTATTI, J. Aspectos da influência antrópica na carga dissolvida do rio Piracicaba (SP). **Geologia Usp. Série Científica**, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 99-112, 2013. <http://dx.doi.org/10.5327/z1519-874x201300030009>. Disponível em:
[10.5327/Z1519-874X201300030009](http://dx.doi.org/10.5327/Z1519-874X201300030009). Acesso em: 14 jul. 2022.

VALENTE, M. L.; CRUZ, J. C.; BAGGIOTTO, C.; CONSENSA, C. B. Influential factors in surface water quality in catchments within the pampa biome with different land use. **Revista Árvore**, [s. l.], v. 39, n. 6, p. 1135-1145, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622015000600017>. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/rarv/a/WG3sHxqhvSfGNgY4CScHbms/?lang=en>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ZEILHOFER, P.; LIMA, E. B. N. R.; LIMA, G. A. R. Land use effects on water quality in the urban agglomeration of Cuiabá and Várzea Grande, Mato Grosso State, central Brazil. **Urban Water Journal**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 173-186, 2010. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2010.484496>. Disponível em:
<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1573062X.2010.484496>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CAPÍTULO 4 – IMPACTOS DAS ÁREAS URBANAS E AGRÍCOLAS NA QUALIDADE DE ÁGUA DE DOIS SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG, BRASIL.

Resumo

As atividades agropecuárias e a expansão das áreas urbanas no cerrado brasileiro têm causado impactos significativos nos ecossistemas aquáticos do bioma. O estudo foi realizado para avaliar os impactos das atividades agrícolas e urbanas na qualidade da água em dois córregos - São José do Bebedouro e Ribeirão Frutal - localizados no município de Frutal-MG, Brasil. A condução se deu no período chuvoso e seco, avaliando-se 3 pontos de amostragem em cada sistema. Os parâmetros físicos e químicos da água foram avaliados, assim como a quantidade de coliformes termotolerantes. Também foi utilizado o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) para identificar os impactos ambientais e o estado de conservação dos sistemas aquáticos. Os resultados mostraram que o trecho do Ribeirão Frutal se apresentou impactado (35 a 37 pontos), com elevados valores de coliformes termotolerantes ($2.871.893 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$), condutividade elétrica ($306,6 \mu\text{S cm}^{-1}$) e baixos valores de oxigênio dissolvido ($2,1 \text{ mg L}^{-1}$). O córrego recebe o efluente da Estação de Tratamento de Esgoto doméstico (ETE) da cidade de Frutal e os dados indicam elevado impacto ambiental. Por outro lado, os dados limnológicos do córrego São José do Bebedouro mostram melhores condições, com os parâmetros analisados enquadrados na classe II da Resolução Conama 357/2005 e condições próximas ao natural (67-70 pontos). Isso indica que o córrego está mais conservado do que o Ribeirão Frutal, que é impactado por fontes pontuais de contaminação e ocupação inadequada de suas margens, comprometendo a integridade da comunidade aquática e oferecendo risco ambiental.

Palavras-chave: Ecossistemas lóticos, atividade antrópicas, diagnóstico ambiental, contaminação orgânica, sistema de esgotamento sanitário

Impacts of urban and agricultural areas on water quality in two lotic systems in Frutal-MG, Brazil.

Abstract

Agricultural and urban expansion activities in the Brazilian Cerrado have caused significant impacts on aquatic ecosystems in the biome. The study aimed to evaluate the impact of agricultural and urban activities on water quality in two streams - São José do Bebedouro and Ribeirão Frutal - located in Frutal-MG, Brazil. The study was conducted during the rainy and dry seasons, evaluating 3 sampling points in each system. The physical and chemical parameters of the water were evaluated, as well as the amount of thermotolerant coliforms. The Rapid Assessment Protocol (PAR) was also used to identify the environmental impacts and the conservation status of aquatic systems. The results showed that the section of Ribeirão Frutal was impacted (35-37 points), with high values of thermotolerant coliforms ($2,871,893 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$), electrical conductivity ($306.6 \mu\text{S cm}^{-1}$), and low values of dissolved oxygen (2.1 mg L^{-1}). The stream receives the effluent from the domestic sewage treatment plant (ETE) in the city of Frutal, and the data indicates high environmental impact. On the other hand, the

limnological data of São José do Bebedouro stream showed better conditions, with the analyzed parameters falling within Class II of the Conama Resolution 357/05 and conditions close to natural (67-70 points). This indicates that the stream is more conserved than Ribeirão Frutal, which is impacted by point sources of contamination and inadequate occupation of its margins, compromising the integrity of the aquatic community and posing an environmental risk.

Keywords: Lotic ecosystems, anthropic activities, source of contamination, organic contamination, sanitary sewage system.

4.1.Introdução

Os rios são cruciais para a sobrevivência das civilizações porque fornecem água doce para agricultura, necessidades humanas e transporte (Chaudhary; Mishra; Kumar, 2016; Osmi *et al.*, 2016). As regiões próximas a esses hidrossistemas testemunharam um grande progresso cultural e econômico desde os tempos antigos, mas nas últimas décadas a qualidade da água dos ecossistemas aquáticos se tornou um problema muito sério (Cech, 2018).

Os ecossistemas aquáticos têm sido impactados pelas numerosas atividades antrópicas, derivadas tanto de atividades agrícolas como urbanas (Dalzochio *et al.*, 2019; Mello *et al.*, 2020). Práticas agropecuárias, pastoreio e lavoura podem causar erosão do solo e escoamento de grandes quantidades de sedimentos finos, nutrientes e pesticidas, levando à degradação dos ambientes aquáticos (Souza-Bastos *et al.*, 2017; Magalhães *et al.*, 2022). A urbanização é responsável por uma variedade de impactos nos ecossistemas aquáticos, incluindo poluição por metais tóxicos, esgoto doméstico e lixo (Mello *et al.*, 2020). Além disso, o aumento da impermeabilidade da captação aumenta o escoamento de águas pluviais e a erosão do canal, contribuindo para a degradação da qualidade dos rios (Medeiros *et al.*, 2019).

A contaminação dos ecossistemas aquáticos altera os parâmetros da qualidade da água como a temperatura e a concentração de oxigênio dissolvido na água (Chaturvedi *et al.*, 2010; Tang *et al.*, 2020). As variações sazonais em processos antropogênicos e naturais, como temperatura e precipitação, também interferem na qualidade da água do rio (Barakat *et al.*, 2016; Islam *et al.*, 2018).

Os efluentes das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) atuam como uma fonte primária de água complementar para rios contínuos, tornando-se uma das principais fontes de poluição para esses corpos de água (Lu *et al.*, 2018; Medeiros *et al.*, 2019). O lançamento de efluentes em corpos receptores resulta em grande interferência no equilíbrio ecológico dos

ecossistemas, principalmente pela quantidade de matéria orgânica e coliformes termotolerantes, o que implica no consumo de oxigênio dissolvido por microrganismos na estabilização da matéria orgânica em suspensão e dissolvida (Andrade-Neto, 2006).

Neste sentido, o Cerrado Brasileiro tem sofrido impactos ambientais ocasionados pela pecuária, e nas últimas décadas o impacto tem se intensificado na região do Triângulo Mineiro, com a introdução da agricultura extensiva (Godoi; Romeiro, 2019; Oliveira, 2020). No município de Frutal (MG), as atividades urbanas e agrícolas geram impacto nos ecossistemas terrestres e aquáticos (Martins; 2021; Peixoto; 2021).

Dessa forma, o monitoramento das variáveis de qualidade da água e avaliação do estado de conservação dos sistemas lóticos e seus afluentes pode ser usado como diagnóstico atual e inferências preditivas importantes para o gerenciamento de bacia hidrográfica e da gestão das águas, mediante atualização dos bancos de dados, e o acompanhamento do processo de uso dos corpos hídricos, que apresenta os efeitos sobre as características qualitativas das águas, visando subsidiar as ações de controle ambiental (Ioris *et al.*, 2008; Carvalho *et al.*, 2015). O objetivo desta pesquisa foi avaliar os impactos das áreas urbanas e agrícolas na qualidade de água nos córregos São José do Bebedouro e Ribeirão Frutal localizados no município de Frutal-MG, que sofrem diferentes pressões antrópicas.

4.2. Materiais e métodos

4.2.1 Área de estudo

A presente pesquisa foi conduzida no Ribeirão Frutal e no Córrego São José do Bebedouro, localizados no município de Frutal-MG, cidade pertencente à mesoregião do Triângulo Mineiro, na porção Oeste do Estado de Minas Gerais (Figura 1). O município está inserido no bioma Cerrado e apresenta paisagem formada por grandes extensões de terra para pecuária e agricultura, e poucos fragmentos florestais (IBGE, 2019). O município de Frutal tem clima definido como Aw, segundo a classificação Köppen-Geiger, tropical sazonal com inverno seco (abril a setembro) e verão chuvoso (outubro a março) (Alvares *et al.*, 2013), apresenta temperatura média anual de 23,6°C e precipitação em torno de 1.433 mm (Roldão; Assunção, 2012).

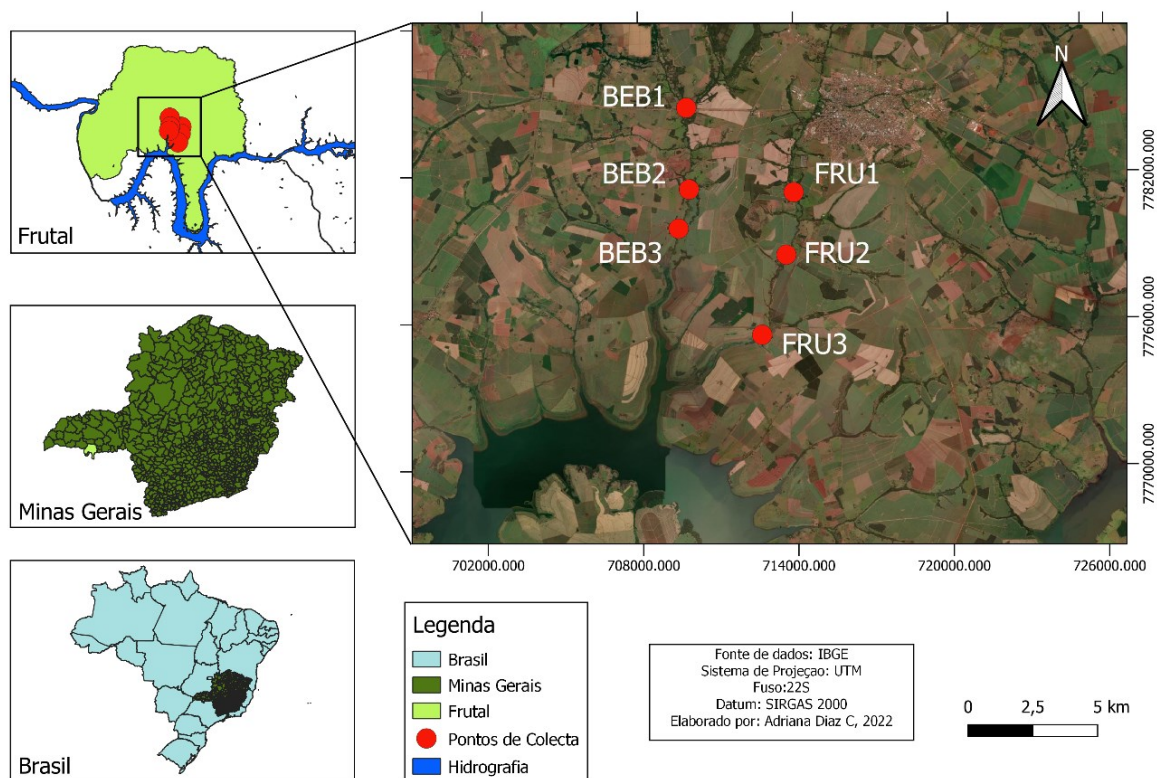


Figura 1 – Localização da área de estudo, com identificação dos pontos de coleta no município de Frutal-MG. FRU1-FRU3= Ribeirão Frutal; BEB1-BEB3= Córrego São José do Bebedouro (Frutal, MG, Brasil)

Os pontos de amostragem para monitoramento da qualidade da água foram definidos em locais que configuram a terceira ordem em cada um dos sistemas. FRU1: próximo da saída do efluente final tratado da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) no Ribeirão Frutal, FRU2 e FRU3: atividade agropecuárias na área no Ribeirão Frutal; BEB1, BEB2 e BEB3: Córrego São José do Bebedouro em áreas de atividade agrícola e pecuária. As coletas de água foram realizadas mensalmente nos meses de dezembro/2021 a março/2022 (período chuvoso), e de junho a setembro de 2022 (período seco). Todas as amostragens e mensurações ocorreram na subsuperfície da zona litorânea, ao longo dos 8 meses de estudo totalizando 48 amostras.

4.2.2. Variáveis físicas e químicas

Durante as coletas, as variáveis físicas e químicas avaliadas foram: temperatura (Temp; °C), pH, condutividade elétrica (Cond; $\mu\text{S cm}^{-1}$), sólidos totais dissolvidos (STD; mg L^{-1}), turbidez (Turb; NTU), oxigênio dissolvido (OD; mg L^{-1}), e potencial de oxi-redução (ORP;

mV). Todas essas variáveis foram mensuradas por meio de sonda multiparamétrica HORIBA U-50, *in loco*.

4.2.3. Coliformes totais e termotolerantes

A amostragem de água para determinação de coliformes totais e termotolerantes ocorreram em frascos de vidro previamente esterilizados com volume de 500 mL. A quantificação ocorreu por meio do kit de análises Colilert, onde diluições da amostra (1 mL, 0,1 mL e 0,01 mL) foram agregadas ao meio de cultura. As amostras foram incubadas em cartelas Quanti-Tray/ 2000, por 24 horas em estufa a $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Os resultados foram verificados através da leitura dos poços positivos na tabela de NMP 100 mL^{-1} (IDEXX, 2017).

4.2.4. Protocolo de avaliação rápida da diversidade de ambientes aquáticos

Para a identificação das condições ecológicas e atividades antrópicas nos córregos estudados foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas, adaptado por Callisto *et al.* (2002) e validado por Rigotti *et al.* (2016), Rosa e Junior (2019) e Crisigiovanni *et al.* (2020). O protocolo permite avaliar as características de trechos de bacia, o nível de impactos ambientais e as condições de habitats em o nível de conservação das condições naturais. O protocolo compreende dois quadros que avaliam um conjunto de parâmetros em categorias descritas e pontuadas sendo um quadro com pontuações de 0 a 4 (Questões 1 a 10) e outro com pontuações de 0 a 5 (Questões 11 a 22) (Anexo A). O somatório da pontuação indica a classificação do trecho, que pode ser: de 0 a 40 pontos são trechos “impactados”, de 41 a 60 pontos trechos “alterados” e acima de 61 pontos trechos “naturais” (Tabela 1).

Tabela 1– Classificação do Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Habitats

Escala	Valor	Cor
Impactados	0-40	
Alterados	41-60	
Naturais	61>	

Fonte: Callisto et al. (2002).

4.2.5. Análise estatística dos dados

Os dados foram submetidos a uma análise de componentes principais (ACP), a fim de identificar os principais componentes e fontes de contaminação que afetam o Córrego São José do Bebedouro e Ribeirão Frutal (Huang *et al.*, 2010; Ma *et al.*, 2020). A ACP também foi utilizada para evidenciar possíveis diferenças limnológicas entre os períodos de seca e chuva nos sistemas amostrados. As análises foram realizadas utilizando o software Statistica 8.0 (STATSOFT, 2021).

4.3. Resultados e Discussão

A aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Habitats (PAR) foi realizada no segmento FRU1-FRU3 (Figura 2) que corresponde a um trecho de terceira ordem do Ribeirão Frutal, à jusante da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Cidade de Frutal. Este foi classificado com 35 pontos, sendo enquadrado, portanto, na categoria de condição ambiental impactado. A ocupação no entorno do sistema fluvial corresponde à vegetação impactada com evidências significativas de processos erosivos. Foi identificada interferência antrópica nas proximidades da ETE que influencia no odor da água, alta oleosidade e baixa transparência, além de presença de atividades agrícolas. Os pontos FRU2 e FRU3 (Figura 2) foram similares a FRU1, com valores de 35 e 37 pontos, respectivamente, sendo enquadrados também na categoria de trechos impactados.

Evidenciou-se ausência de mata ciliar e/ou pouca extensão da mesma, odor da água desagradável, além de erosão nas margens do rio, assoreamento em seu leito e presença de atividades agropecuárias (Tabela 2).

Diferenças entre córrego urbanos e rurais são evidenciadas no estudo realizado por Nascimento, Alves-Martins e Jacobucci (2018) na bacia do rio Uberabinha na região do Triângulo Mineiro (MG). A presença de atividade urbanas e suburbanas no Ribeirão Frutal são evidentes na avaliação do PAR e na qualidade da água. Danos ambientais nos rios estão associados aos aspectos da urbanização desenfreada, insuficiência das instalações de saneamento básico, presença do lançamento de esgotos *in natura* no corpo hídrico e acúmulo de resíduos sólidos que contribuem com a degradação dos sistemas lóticos (Alves *et al.*, 2019).

No estudo realizado por Cordeiro *et al.* (2016), identificaram condições de rios muitos impactados pela presença de efluentes domésticos e pelo nível de degradação da vegetação

ripária e do solo ao longo do riacho. Condições similares são evidenciadas no córrego Ribeirão Frutal. Por outro lado, no córrego São José do Bebedouro os pontos BEB1 e BEB2 totalizaram 67 pontos e o ponto BEB3, com 70 pontos, sendo classificados, portanto, na categoria de condição de ambientes naturais.



Figura 2 – Observação das condições hidro morfológicas e ecológicas do Ribeirão Frutal e Córrego São Jose de Bebedouro (A= FRU1, B= FRU2, C=FRU3, D=BEB1, E=BEB2, F=BEB3).

No trecho avaliado do córrego São José do Bebedouro, a ocupação no entorno do sistema fluvial corresponde à vegetação natural ciliar, assim como importante área de suas cabeceiras possui Área de Preservação Permanente preservada (Pinto Pereira *et al.*, 2017). A mata se associa a um conjunto de afloramentos rochosos garantindo estabilidade às margens, que apresentam evidências pouco significativas de cicatrizes de ruptura e processos erosivos. A vegetação ciliar também exerce o papel de fornecer sombreamento para a superfície da água, com a alternância entre áreas de sombra e áreas de incidência direta de radiação solar. A interferência antrópica neste trecho é ocasionada por atividades agrícolas e pecuárias, as áreas de proteção permanentes (APPs) presentes no bosque ripário, marcaram diferenças positivas no estado de conservação do ecossistema lótico, além das melhores características das variáveis físico-químicas da água.

Tabela 2 – Análise do Protocolo de avaliação Rápida aplicado no Ribeirão Frutal e Córrego São José do Bebedouro no município de Frutal, MG. Brasil

Variáveis	Pontos de amostragem					
	FRU1	FRU2	FRU3	BEB1	BEB2	BEB3
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	0	2	2	2	4	2
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assessoramento em seu leito	0	0	0	0	2	2
3. Alterações Antrópicas	2	2	2	4	4	4
4. Cobertura vegetal no leito	0	0	0	2	2	2
5. Odor da água	2	2	2	4	4	4
6. Oleosidade da água	2	2	2	4	4	4
7. Transparência da água	0	0	0	4	4	4
8. Odor do sedimento (fundo)	2	2	2	4	4	4
9. Oleosidade do fundo	0	2	0	4	4	4
10. Tipo do fundo	4	2	4	2	2	2
11. Tipos de fundos	2	2	2	5	5	5
12. Extensão de rápidos	2	2	2	3	3	3
13. Frequência de rápidos	2	0	2	0	0	0
14. Tipo de substratos	0	0	0	3	2	2
15. Deposição de lama	3	2	3	5	5	5
16. Depósitos de sedimentos	0	0	0	5	2	2
17. Alterações no canal do rio	3	5	5	3	5	3
18. Característica do uso da água	5	5	5	5	5	5
19. Presença de Mata Ciliar	2	0	0	3	2	3
20. Estabilidade das margens	2	0	2	2	2	2
21. Extensão de Mata ciliar	2	0	0	3	2	3
22. Presença de plantas aquáticas	0	5	2	0	0	5
Pontuação	35	35	37	67	67	70
Avaliação	Impactado	Impactado	Impactado	Natural	Natural	Natural

Fonte: Os autores.

A pesquisa mostra que a restauração da mata ciliar pode ser um fator determinante na qualidade da água. A extensão da vegetação ripária com mais de 18 m de largura é mais adequada para manter a dinâmica dos rios, mas mesmo uma largura de zona ripária reduzida pode manter condições mínimas para suportar essas zonas ribeirinhas (Moraes *et al.*, 2014). Além disso, apesar da crescente importância da conservação florestal na escala das bacias hidrográficas, a restauração da zona ribeirinha é uma característica básica para melhorar a qualidade da água (Mello *et al.*, 2018; Mello *et al.*, 2020).

No caso da qualidade da água, os parâmetros condutividade elétrica (Cond), sólidos totais dissolvidos (TDS), Potencial de Oxi-Redução (ORP), turbidez (Turb), oxigênio dissolvidos (OD), coliformes totais (CTot) e termotolerantes (CTer) apresentaram contrastes entre os sistemas lóticos estudados. Os maiores valores de CTer foram encontrados no FRU1 e FRU2. Valores de TDS e Cond mostraram-se elevados no Ribeirão Frutal (FRU1-FRU3). A água de FRU1 apresentou baixos valores de OD com aumentos progressivos nos outros pontos em FRU2-FRU3, valores excedem os limites da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) Nº 357/2005 (Brasil, 2005), para classes II.

Os pontos relacionados ao córrego São José do Bebedouro (BEB1-BEB3), mostraram padrões semelhantes em todo o percurso analisado, com valores baixos de Turb, Cond e TDS, mas com elevados valores de coliformes totais e termotolerantes (Tabela 3) evidenciando a presença de atividades antrópicas na área, pela presença de contaminação fecal precedente principalmente de esgoto sanitário irregular ou fezes do gado presentes na área de influência do córrego (Heras-Sierra *et al.*, 2016).

A análise de componentes principais mostrou que os dois sistemas hídricos apresentam fontes e níveis de contaminação distintos. O primeiro componente principal (CP1) explicou 79,80% e o segundo explicou 13,57% da variabilidade original dos dados. As variáveis Temp, Turb, Cond, STD, CTot e CTer estiveram associadas aos pontos do Ribeirão Frutal (FRU1 a FRU3), posicionando-se do lado negativo do CP1 (Figura 3). Os valores médios mais significativos correspondem a Turbidez (110,6 NTU), TDS (306 mg L⁻¹), Condutividade elétrica (476,5 mg L⁻¹), coliformes totais (2.871.893 NMP mL⁻¹) e coliformes termotolerantes (307.236 NMP mL⁻¹) (Tabela 3).

A fonte de contaminação pontual neste corpo de água se associa a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da cidade de Frutal (MG), que verte seus efluentes neste córrego. Estudos realizados por Cerqueira *et al.* (2019) e Medeiros *et al.* (2019) confirmam como a ausência de saneamento básico ou a ineficiência das ETes, incrementa a matéria orgânica fecal, turbidez e condutividade elétrica na água podendo degradar e diminuir a qualidade de água do sistema lótico receptor, além de gerar condições anóxicas no ecossistema, sendo prejudicial para a biota (Souza-Bastos *et al.*, 2017).

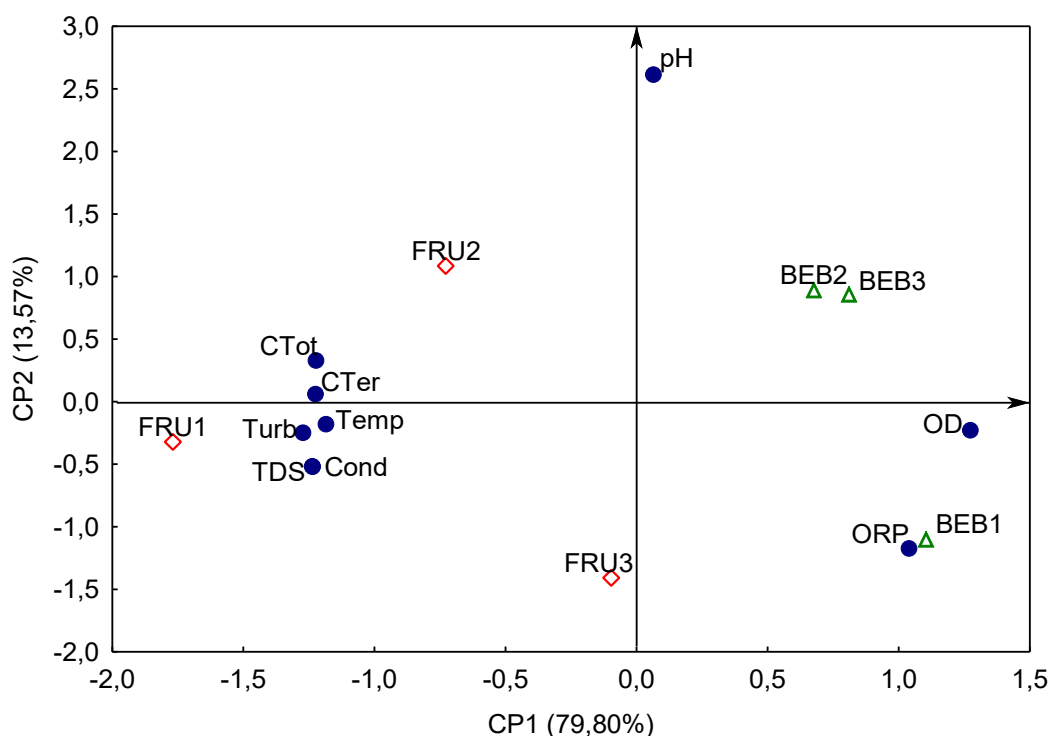


Figura 3 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais das variáveis limnológicas do Córrego Ribeirão Frutal e São José de Bebedouro, Município Frutal, MG. Pontos azuis representam os Parâmetros físicos químicos. OD = Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}); Temp = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); Cond = Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); TDS = Sólidos Totais Dissolvidos (mg L^{-1}); ORP = Potencial de Oxi-Redução (mV); Turb = Turbidez (NTU); CTer = Coliformes Termotolerantes ($\text{NMP } 100\text{mL}^{-1}$); CTot = Coliformes Totais ($\text{NMP } 100\text{mL}^{-1}$). Losangos vermelhos (Ribeirão Frutal), Triângulos Verdes (Córrego São José de Bebedouro).

Os pontos do córrego São José do Bebedouro posicionaram-se do lado positivo do CP1 e associaram-se com as variáveis pH (com valores médios entre 6,5-7), ORP (que oscilou entre 100-182,7 mV) e OD (que variou de 6,7 a 8 mg L^{-1}) (Figura 3 e Tabela 3). As condições da bacia hidrográfica do sistema hídrico do São José do Bebedouro, apresentou melhores condições de qualidade da água, mas, a poluição difusa pelas atividades agropecuárias e fatores litogênicos (erosão natural do solo) podem diminuir sua qualidade (Li *et al.*, 2020). A qualidade da água do Ribeirão Frutal está em condições muito inferiores quando comparada ao córrego São José do Bebedouro, devido entrada do efluente da ETE no Ribeirão Frutal próximo a FRU1, levando à situação de poluição severa.

Tabela 3 – Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos pontos amostrais no Córrego Ribeirão Frutal e São José de Bebedouro, Município Frutal, MG, no período chuvoso e seco. OD = Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}); Temp = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); Cond = Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); TDS = Sólidos Totais Dissolvidos (mg L^{-1}); ORP = Potencial de Oxi-Redução (mV); Turb = Turbidez (NTU); CT = Coliformes Termotolerantes (NMP 100 mL^{-1}); CF = Coliformes Fecais (NMP 100 mL^{-1}). FRU1-FRU3= Ribeirão Frutal; BEB1-BEB3= Córrego São Jose de Bebedouro.

PONTOS	OD	pH	Temp	Cond	TDS	ORP	Turb	CTot	CTer
CONAMA 357/2005 Classe 2	>5,0 mg L^{-1}	6-9	--	100 $\mu\text{S cm}^{-1}$	500 mg L^{-1}	-	100NTU	--	<1000 NPM mL^{-1}
Período Chuvoso									
FRU1	2,8 $\pm 1,3$	7,3 $\pm 0,7$	25,2 $\pm 0,6$	363,2 $\pm 160,8$	234,7 $\pm 101,3$	46,5 $\pm 104,0$	86 $\pm 41,9$	323.437 ± 463.540	23.207 ± 28.866
FRU2	3,5 $\pm 0,8$	7,3 $\pm 0,6$	25,1 $\pm 0,76$	275 $\pm 86,2$	178,7 $\pm 56,0$	109,5 $\pm 45,1$	66,7 $\pm 36,7$	305.540 ± 298.852	12.472 ± 14.615
FRU3	5,1 $\pm 0,6$	6,6 $\pm 0,6$	25,5 $\pm 0,9$	276,7 $\pm 48,5$	180,7 $\pm 31,5$	177,5 $\pm 85,3$	59 $\pm 16,4$	410.667 ± 383.025	23.595 ± 19.760
BEB1	7,6 $\pm 2,0$	6,5 $\pm 0,9$	24,6 $\pm 0,8$	58,5 $\pm 16,3$	38,5 $\pm 11,5$	188,2 $\pm 60,5$	16,2 $\pm 14,1$	27.152 ± 19.453	1.130 ± 813
BEB2	6,1 $\pm 1,1$	7,0 $\pm 0,7$	25,1 $\pm 1,2$	71 $\pm 9,6$	47 $\pm 6,8$	117 $\pm 54,3$	20,3 $\pm 16,8$	52.460 ± 1.972	9.087 ± 10.375
BEB3	6,3 $\pm 1,3$	7,1 $\pm 0,7$	25,1 $\pm 0,7$	70,0 $\pm 10,5$	45,5 $\pm 7,0$	153,5 $\pm 50,3$	19,9 $\pm 18,0$	35.905 ± 38.995	7.742 ± 11.190
Período Seco									
FRU1	0,8 $\pm 0,09$	7,8 $\pm 0,5$	19,9 $\pm 0,8$	703 $\pm 120,0$	450,5 $\pm 77,0$	27,33 $\pm 37,8$	159,5 $\pm 23,3$	5.529.450 $\pm 4.216.009$	591.265 ± 467.222
FRU2	3,9 $\pm 2,0$	6,5 $\pm 0,3$	18,9 $\pm 1,1$	449,5 $\pm 21,9$	294 $\pm 16,9$	61 $\pm 69,2$	81,5 $\pm 0,7$	3.648.175 $\pm 4.364.233$	273.182 ± 367.619
FRU3	5,8 $\pm 3,3$	6,6 $\pm 0,2$	18,6 $\pm 1,2$	418,5 $\pm 24,7$	272,5 $\pm 16,2$	132,5 $\pm 47,3$	46,1 $\pm 11,1$	203.750 ± 53.304	44.057 ± 53.872
BEB1	8,64 $\pm 0,26$	6,7 $\pm 0,8$	17,0 $\pm 1,5$	54,5 $\pm 6,3$	36,5 $\pm 3,5$	175,3 $\pm 46,1$	8,5 $\pm 4,5$	19.702 ± 11.393	450 ± 453
BEB2	7,8 $\pm 0,36$	6,7 $\pm 0,6$	17,3 $\pm 1,4$	73,5 $\pm 10,6$	48,5 $\pm 4,9$	77,6 $\pm 51,8$	9,5 $\pm 6,7$	20.157 ± 12.599	202,5 ± 85
BEB3	8,5 $\pm 0,8$	6,8 $\pm 0,7$	17,3 $\pm 1,4$	72,0 $\pm 11,3$	48 $\pm 5,6$	137,6 $\pm 64,0$	15,6 $\pm 8,7$	29.945 ± 12.625	812,5 ± 466

Fontes: Os autores.

A sazonalidade é considerada um fator importante para a diminuição da qualidade da água, podendo influir positiva ou negativamente sobre os ecossistemas aquáticos (Islam *et al.*, 2018; Barakat *et al.*, 2016). O primeiro componente principal (CP1) explicou 55,49 % e o segundo explicou 21,19 % da variabilidade original dos dados (Figura 4). A análise de componentes principais mostrou que o período de seca (Tabela 4) no Ribeirão Frutal se correlacionou com as variáveis Turb (oscilou entre 46 e 159,5 NTU), Cond ($> 703 \text{ mg L}^{-1}$), STD (271,5 e 450 mg L^{-1}), CTot e Cterm, com valores de 5.529.450 NMP 100 mL^{-1} e 591.265

NMP 100 mL⁻¹, respectivamente, posicionando-se do lado negativo do CP1 (Tabela 3; Figura 5). De forma contrastante, no período da chuva as variáveis Temp (25,29-25,5 °C), pH (6,6-7,3), ORP (46-177,5 mV) e OD (2,8-5,1 mg L⁻¹) posicionaram-se do lado positivo do CP1 (Tabela 3; Figura 5). No período da seca os pontos de coleta de F3S, se relacionaram mais com o lado positivo de CP1, evidenciando que F1S e F2S, são mais impactados pelas fontes de contaminação direita.

Tabela 4 – Precipitações mensais durante o período de estudo.

Período	Ano	Mês Amostragem	Precipitação (mm)
Chuva	2021	Dezembro	268,8
	2022	Janeiro	147,8
	2022	Fevereiro	218,4
	2022	Março	170,2
Seca	2022	Junho	19,2
	2022	Julho	0
	2022	Agosto	15,6
	2022	Setembro	71,6

Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2022).

O período chuvoso influi positivamente no Ribeirão Frutal porque o aumento do fluxo de água dilui os contaminantes e melhora as variáveis físico-químicas e microbiológicas do ecossistema, ao contrário da estação seca, que mostrou aumento da concentração de contaminação fecal, partículas em suspensão e capacidade de condução elétrica. Resultados similares foram encontrados nos estudos de Medeiros *et al.* (2019), que observaram maior diluição do efluente da ETE de Rio Verde (GO), tendo implicação nas menores médias dos parâmetros de STD, DQO, N-NH₃ e PO₄³⁻ durante o estudo.

No caso do Córrego São José do Bebedouro, a análise de Componentes Principais não evidenciou influência dos períodos de seca e chuva nas variáveis limnológicas. O CP1 explicou 41,69 % e o segundo componente explicou 31,12 % da variabilidade original dos dados (Figura 6). As variáveis Turb (20,3 NTU), Temp (25,1°C), ORP (117,2 mV), C_{tot} (52460 NMP 100 mL⁻¹) e C_{term} (9087,5 100 NPM mL⁻¹) ficaram posicionadas do lado negativo do CP1, associando-se a alguns pontos do período chuvoso (Tabela 3; Figura 5). As variáveis pH (6,88), Cond (73,5 mg L⁻¹), STD (48,5 mg L⁻¹) e OD (8,64 mg L⁻¹) ficaram posicionadas do lado

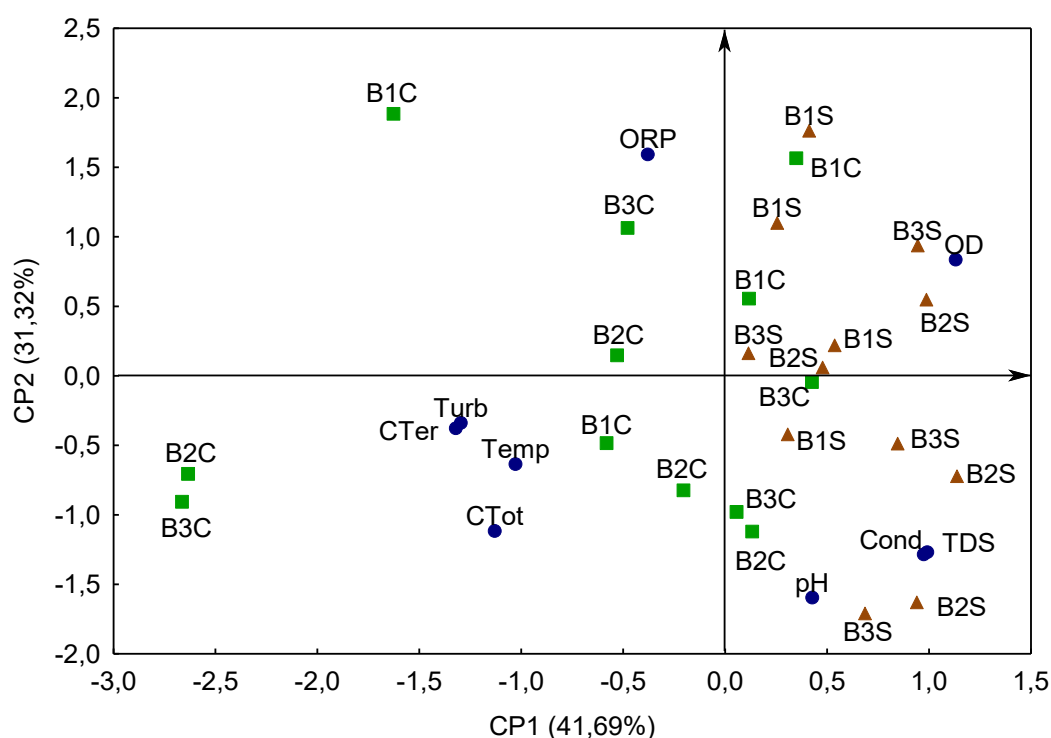


Figura 5 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais (ACP), do córrego São José de Bebedouro no período da seca e chuva. Pontos azuis representam os Parâmetros físicos e químicos. OD = Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}); Temp = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); Cond = Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); TDS = Sólidos Totais Dissolvidos (mg L^{-1}); ORP = Potencial de Oxi-Redução (mV); Turb = Turbidez (NTU); CTer = Coliformes Termotolerantes (NMP 100 mL^{-1}); CTot = Coliformes Totais (NMP 100 mL^{-1}). Triângulos marrons (Período Seco), Quadrados Verdes (Período Chuvoso). B1S-B3S (Bebedouro no período de Seca); B1C-B3C (Bebedouro no período de Chuva).

Em relação ao cumprimento da Resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005), observou-se que no Ribeirão Frutal excederam o limite estabelecido para águas doces de classe II, para os parâmetros de oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes e condutividade elétrica, este último, associados ao limite da Agência Nacional de Águas (2011). Já no córrego São José do Bebedouro, apenas o parâmetro de coliformes termotolerantes excedem a legislação. Assim, destaca-se que ambos sistemas hídricos se encontram impactados por contaminação fecal, em decorrência de atividades antrópicas presentes no entorno do sistema lótico.

4.4. Conclusão

As fontes pontuais e difusas de poluição, bem como a ocupação inadequada de suas margens pelas atividades urbanas, afetam a qualidade das águas do Ribeirão Frutal, principalmente pelos efluentes da estação de tratamento de esgoto (ETE) da cidade de Frutal, comprometem a integridade da comunidade aquática e oferecem risco ambiental.

A presença de atividades agrícolas e pecuárias nas margens do sistema hídrico São José do Bebedouro, influenciou na qualidade da água, em especial, na contaminação fecal por fontes difusas, mesmo assim esse sistema apresentou melhores condições físicas, químicas e biológicas em comparação com o Ribeirão Frutal. Os sistemas hídricos avaliados não cumprem com a regulação brasileira estipulados pelo CONAMA 357/05 para águas de classe II, utilizada para dessedentação animal e irrigação de hortaliças, de acordo com os parâmetros avaliados, em especial oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, e os coliformes termotolerantes que supero o limite de 1.000 NMP 100mL⁻¹, este último em ambos córregos.

A presença de mata ciliar nas margens dos córregos permite observar diferenças relacionadas à conservação dos corpos hídricos, estabilidade das margens e diminuição da erosão, o que evidenciou melhores condições para a qualidade da água, observadas no córrego São José de Bebedouro. Sugerimos a adequação do sistema de tratamento de esgoto que se demonstra ineficiente, monitorar os efluentes da ETE e conservar e expandir as áreas de proteção permanentes (APPs).

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil . Acesso em: 14 jul. 2022
- ALVES, L. da S.; MARTINS, L. A.; JESUS, L. B. de. Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Camarajipe (Salvador – Brasil): Diagnóstico dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e determinação do IQA. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, [s. l.], p. 71-80, 2019. <http://dx.doi.org/10.5281/ZENODO.3312009>. Disponível em: <https://revistabrasileirademeioambiente.com/index.php/RVBMA/article/view/203>. Acesso em: 14 jul. 2022

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO -ANA. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras:** água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2022.

ANDRADE-NETO, C. O. de. Tratamento de esgotos domésticos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 6-6, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522006000100001>.

BARAKAT, A; BAGHDADI, M. El; RAIS, J.; AGHEZZAF, B.; SLASSI, M. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. **International Soil and Water Conservation Research**, [s. l.], v. 4, n. 4, p. 284-292, dez. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.11.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095633916300545>. Acesso em: 14 jul. 2022

BRAGA, R.; DUTRA, S.; LIMA, S.; SILVA, M.; MIRANDA, M.; FIRMO, A.; MOURA, L.; MONTEIRO, S.; SILVA, N.; SILVA, F. Study of the Influence of Physicochemical Parameters on the Water Quality Index (WQI) in the Maranhão Amazon, Brazil. **Water**, [s. l.], v. 14, n. 10, p. 1546, 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/w14101546>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/10/1546>. Acesso em: 14 jul. 2022

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre uma nova classificação para as águas doces, bem como para as águas salobras e salinas do território nacional. Brasília: CONAMA, 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em 02 mar. 2022.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasileira**, v. 34, p. 91-97, 2002. Disponível em: <http://jbb.ibict.br/handle/1/708>. Acesso em 16 fev. 2022.

CARVALHO, K. Q.; LIMA, S. B.; PASSIG, F. H.; GUSMÃO, L. K.; SOUZA, D. C.; KREUTZ, C.; BELINI, A. D.; ARANTES, E. J. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 75, n. 42, p. 96-106, 27 nov. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.00413suppl>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/dyPZFbcVv6BZFhRh7fZBK/?lang=en>. Acesso em: 14 jul. 2022

CECH, T. **Principles of water resources:** history, development, management, and policy. 4. ed. Hoboken: Wiley, 2018. 528 p. ISBN: 978-1-119-39649-9.

CERQUEIRA, C.; MENDONÇA, L.; GOMES, L.; JESUS, M. de; SILVA, M. Effects of urbanization on water quality in a watershed in northeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 192, n. 1, p. 192-65, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-8020-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-019-8020-0#:~:text=Thus%2C%20the%20results%20show%20that,in%20the%20Cachoeira%20River%20Basin>. Acesso em: 14 jul. 2022

CHATURVEDI, N. K.; KUMAR, S.; NEGI, S.; TYAGI, R. K. Endocrine disruptors provoke differential modulatory responses on androgen receptor and pregnane and xenobiotic receptor: potential implications in metabolic disorders. **Molecular and Cellular Biochemistry**, [s. l.], v. 345, n. 1-2, p. 291-308, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s11010-010-0583-6>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20830510/>. Acesso em: 14 jul. 2022

CHAUDHARY, M.; MISHRA, S.; KUMAR, A. Estimation of water pollution and probability of health risk due to imbalanced nutrients in River Ganga, India. **International Journal of River Basin Management**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 53-60, 2016. <http://dx.doi.org/10.1080/15715124.2016.1205078>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15715124.2016.1205078?journalCode=trbm20>. Acesso em: 14 jul. 2022

CORDEIRO, G. G.; GUEDES, N. de M.; KISAKA, T. B.; NARDOTO, G. B. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. **Ambiente & Água**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 702, 2016. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1857>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/3vfFRKrff3zMHSTPgsLp55H/?lang=pt>. Acesso em: 14 jul. 2022

CRISIGIOVANNI, E. L.; NASCIMENTO, E. A. do; GODOY, R. F. B.; OLIVEIRA-FILHO, P. C.; VIDAL, C. M. de S.; MARTINS, K. G. Inadequate riparian zone use directly decreases water quality of a low-order urban stream in southern Brazil. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, [s. l.], v. 15, n. 2, p. 1-11, 2020. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2451>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/PJh6QWr7F5hKSDJ4tBcBYSJ/?lang=en>. Acesso em: 14 jul. 2022

DALZOCHIO, T.; SOUZA, M. S.; SIMÕES, L. A. R.; SILVA, G. J. H.; RODRIGUES, G. Z. P.; ANDRIGUETTI, N. B.; SILVA, L. B. da; GEHLEN, G. Impact of Anthropogenic Activities on Water Quality of The Paranhana River, Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, [s. l.], v. 62, p. 1-10, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4324-2019180523>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/babt/a/wkJdhxFcKgRhJhRsZxSZM5D/>. Acesso em: 14 jul. 2022

GODOI, M. H.; ROMEIRO, A. R. Análise multi-escalar integrada da produção agropecuária no Triângulo Mineiro em relação ao uso da Água. **Revista Iberoamericana de Economía Ecológica**. v. 30, n. 1, p. 138-159. 2019. Disponível em: <https://redibec.org/ojs/index.php/revibec/article/view/253/229>. Acesso em: 8 nov. 2022.

HERAS-SIERRA, T., ENRÍQUEZ-VERDUGO, I., GAXIOLA-CAMACHO, S., ROMO-RUBIO, J., ANNE-MARIE, P., BARAJAS-CRUZ, R. Comportamiento de *Escherichia coli* en heces de vacas adicionadas con taninos hidrolizables. **Abanico Veterinario**, v. 6, n. 3, p. 47-54. 2016. <http://dx.doi.org/10.21929/abavet2016.63.4>. Disponível em: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2448-61322016000300047#:~:text=Los%20resultados%20sugieren%20que%20los%20taninos%20hidrolizables%20no%20poseen%20actividad,las%20heces%20de%20las%20vacas. Acesso em: 14 jul. 2022

HUANG, F.; WANG, X.; LOU, L.; ZHOU, Z; WU, J. Spatial variation and source apportionment of water pollution in Qiantang River (China) using statistical techniques. **Water Research**, [s. l.], v. 44, n. 5, p. 1562-1572, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135409007222>. Acesso em: 14 jul. 2022

IDEXX. Laboratories, Inc., **One IDEXX Drive**, Westbrook, Maine 04092 USA idexx.com/water. 2017. Disponível em: <<https://www.idexx.es/files/colilert-procedure-en.pdf>>. Acesso em: 8 nov. 2022

IORIS, A. A. R.; HUNTER, C.; WALKER, S. The development and application of water management sustainability indicators in Brazil and Scotland. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 88, n. 4, p. 1190-1201, set. 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.06.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479707002046>. Acesso em: 14 jul. 2022

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA -IBGE. Cidades. Frutal. 2019. (Acessado em 16 de fevereiro de 2022) em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/frutal/panorama>

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Dados históricos anuais. 2022. (Acessado em 08 de novembro de 2022) em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>

ISLAM, J. B.; AKTER, S.; BHOWMICK, A.; UDDIN, M.; SARKAR, M. Hydro-environmental pollution of Turag river in Bangladesh. **Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research**, [s. l.], v. 53, n. 3, p. 161-168, 2018. <http://dx.doi.org/10.3329/bjsir.v53i3.38261>. Disponível em: <https://www.banglajol.info/index.php/BJSIR/article/view/38261>. Acesso em: 14 jul. 2022

LI, X.; LIU, E.; ZHANG, E.; LIN, Q.; YU, Z.; NATH, B.; YUAN, H.; SHEN, J. Spatio-temporal variations of sedimentary metals in a large suburban lake in southwest China and the implications for anthropogenic processes. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 707, p. 135650, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135650>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719356451>. Acesso em: 14 jul. 2022

LU, W.; WU, J.; LI, Z.; CUI, N.; CHENG, S. Water quality assessment of an urban river receiving tail water using the single-factor index and principal component analysis. **Water Supply**, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 603-609, 5 jun. 2018. <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2018.107>. Disponível em: <https://iwaponline.com/ws/article/19/2/603/39353/Water-quality-assessment-of-an-urban-river>. Acesso em: 14 jul. 2022

MA, X.; WANG, L.; YANG, H.; LI, N.; GONG, C. Spatiotemporal Analysis of Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques and the Water Quality Identification Index for the Qinhuai River Basin, East China. **Water**, [s. l.], v. 12, n. 10, p. 2764, 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/w12102764>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/10/2764>. Acesso em: 14 jul. 2022

MAGALHÃES, S. F. C. de; BARBOZA, C. A. de M.; MAIA, M. B; MOLISANI, M. M. Influence of land cover, catchment morphometry and rainfall on water quality and material transport of headwaters and low-order streams of a tropical mountainous watershed. **Catena**, [s. l.], v. 213, p. 106137, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2022.106137>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816222001230>. Acesso em: 14 jul. 2022

MARTINS, H. L. **Vereda transformada em sistemas de reservatórios urbanos: aspectos físicos, químicos e biológicos**. Orientador: Rodrigo Ney Millan. Co-orientadora: Eliana Aparecida Panarelli. 2021. 85p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Frutal, Frutal-MG, 2021. Disponível em: <https://mestrados.uemg.br/images/ppgciamb/Disserta%C3%A7%C3%B5es/Turma_2019/Disserta%C3%A7%C3%A3o_Heytor_Martins_CiambFrutal.pdf>. Acesso em: 8 nov. 2022

MEDEIROS, V. S; SALEH, B. B; AGUIAR, A. C. R; FURQUIM FILHO, C. S; ALVES, W. dos S.; MIRANDA, R. A.; AQUINO, D. S. Verificação da conformidade da qualidade do efluente da estação de tratamento de esgotos de rio verde – GO. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 814-831, 2019. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v8e12019814-831>. Disponível em: https://portaldeperiodicos.animaeducacao.com.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/4789. Acesso em: 14 jul. 2022

MELLO, K.; VALENTE, R. A; RANDHIR, T. O.; SANTOS, A. C. Alves dos; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: watershed versus riparian zone. **Catena**, [s. l.], v. 167, p. 130-138, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816218301437>. Acesso em: 14 jul. 2022

MELLO, K.; TANIWAKI, R.; PAULA, F. de; VALENTE, R.; RANDHIR, T.; MACEDO, D.; LEAL, C.; RODRIGUES, C.; HUGHES, R. Multiscale land use impacts on water quality: assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental**

Management, [s. l.], v. 270, p. 110879, 2020.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479720308094>. Acesso em: 14 jul. 2022

MORAES, A.; WILHELM, A.; BOELTER, T.; STENERT, C.; SCHULZ, U.; MALTCHIK, L. Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 186, n. 11, p. 7063-7074, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-014-3911-6>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25052327/>. Acesso em: 14 jul. 2022

NASCIMENTO, A.; ALVES-MARTINS, F.; JACOBUCI, G. Assessment of ecological water quality along a rural to urban land use gradient using benthic macroinvertebrate-based indexes. **Bioscience Journal**, [s. l.], p. 194-209, 2018. <http://dx.doi.org/10.14393/bj-v34n1a2018-37842>. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/37842>. Acesso em: 14 jul. 2022

OLIVEIRA, É. M. de. O significado do processo de modernização agrícola e os impactos ambientais em áreas de cerrado. **Revista Cerrados**, [s. l.], v. 16, n. 01, p. 40-58, 2020. <http://dx.doi.org/10.22238/rc24482692201816014058>. Disponível em: <https://www.periodicos.unimontes.br/index.php/cerrados/article/view/1272>. Acesso em: 14 jul. 2022

OSMI, S.; MALEK, M.; YUSOFF, M.; AZMAN, N.; FAIZAL, W. Development of river water quality management using fuzzy techniques: a review. **International Journal of River Basin Management**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 243-254, 2016. <http://dx.doi.org/10.1080/15715124.2015.1105232>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15715124.2015.1105232?journalCode=trbm20>. Acesso em: 14 jul. 2022

PEIXOTO, Pedro Gomes. **Análise dos sistemas de uso da terra no cerrado do triângulo mineiro: impactos sobre a comunidade de besouros rola-bosta (Scarabaeidae: Scarabaeinae)**. Orientador: Vanesca Korasaki. 2021. 74 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Frutal, Frutal-MG, 2021. Disponível em: https://mestrados.uemg.br/images/ppgciamb/Disserta%C3%A7%C3%B5es/Turma_2019/Disserta%C3%A7%C3%A3o_Pedro_Gomes_CiambFrutal.pdf. Acesso em: 8 nov. 2022.

PINTO-PEREIRA, D.; PANARELLI, E.; PINHEIRO, L.; GONÇALVES, A.; PEREIRA, L. P. Environmental Protection Areas: the case of the Bebedouro Stream Watershed. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 20, p. 105-124, 2017. <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC20150047R2V2012017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/RXkwNGK76Hf9vykmWvMf7R/?lang=en>. Acesso em: 14 jul. 2022

RIGOTTI, J. A.; POMPÊO, C. A.; FONSECA, A. L. Aplicação e análise comparativa de três protocolos de avaliação rápida para caracterização da paisagem fluvial. **Ambiente e Água -**

An Interdisciplinary Journal of Applied Science, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 85-97, 2016.
<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1732>. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/qcZVC5FXKLScjHrjGbXKkYN/abstract/?lang=pt>.
 Acesso em: 14 jul. 2022

ROLDÃO, A. de F.; ASSUNÇÃO, W. L. Caracterização e duração das estações seca e chuvosa no triângulo mineiro – MG. **Revista Geonorte**, Edição Especial 2, [s. l.], v. 1, n. 5, p. 428 – 440, 2012. Disponível em: <http://www.periodicos.ufam.edu.br/revista-geonorte/article/view/2383>. Acesso em: 15 abr. 2022.

ROSA, N. M. G.; JUNIOR, A. P. M. Aplicabilidade de Protocolos de Avaliação Rápida (PARs) no diagnóstico ambiental de sistemas fluviais: o caso do Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG). **Caderno de Geografia**, [s. l.], p. 441-465, 15 mar. 2019. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. <http://dx.doi.org/10.5752/p.2318-2962>. Disponível em:
https://www.researchgate.net/publication/332739491_Aplicabilidade_de_Protocolos_de_Avaliacao_Rapida_PARs_no_diagnostico_ambiental_de_sistemas_fluviais_o_caso_do_Parque_Nacional_da_Serra_do_Gandarela_MG_Applicability_of_Rapid_Assessment_Protocols_to_th.
 Acesso em: 14 jul. 2022.

SOUZA, M. M. de; GASTALDINI, M. do C. C.; PIVETTA, G. G. Nonpoint pollution load in river catchments with different anthropic impacts: a case study in southern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, [s. l.], v. 76, n. 24, p. 833-17, 2017.
<http://dx.doi.org/10.1007/s12665-017-7111-x>. Disponível em:
<https://link.springer.com/article/10.1007/s12665-017-7111-x>. Acesso em: 14 jul. 2022

SOUZA-BASTOS, L. R.; BASTOS, L. P.; CARNEIRO, P. C. F.; GUILOSKI, I. C.; ASSIS, H. C. S. de; PADIAL, A. A.; FREIRE, C. A. Evaluation of the water quality of the upper reaches of the main Southern Brazil river (Iguaçu river) through in situ exposure of the native siluriform *Rhamdia quelen* in cages. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 231, p. 1245-1255, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.071>. Disponível em:
<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28947314/>. Acesso em: 14 jul. 2022

STATSOFT, Inc. **Statistica** (data analysis software system), version 13.3, 2021. Disponível em: <https://statistica.software.informer.com/13.0/>. Acesso em: 8 nov. 2022

TANG, S.; WANG, Z.; YUAN, D.; ZHANG, C.; RAO, Y.; WANG, Z.; YIN, K. Ferrous ion-tartaric acid chelation promoted calcium peroxide fenton-like reactions for simulated organic wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 268, p. 122253, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.j>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652620323003>. Acesso em: 14 jul. 2022

CAPÍTULO 5 – INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA NA QUALIDADE DA ÁGUA EM DOIS SISTEMAS LÓTICOS NO MUNICÍPIO DE FRUTAL-MG, BRASIL.

Resumo

Os recursos hídricos geralmente estão localizados no centro do desenvolvimento urbano, mas à medida que a cidade se expande a pressão ambiental sobre os recursos hídricos aumenta. Este estudo avaliou a influência do uso e cobertura da terra na qualidade da água de dois córregos: São José do Bebedouro e Ribeirão Frutal, no município de Frutal-MG, Brasil. As variáveis Nitrogênio Total e Fósforo total (PT) foram analisadas durante oito (8) meses em três (3) diferentes pontos de amostragem de cada sistema hídrico nos períodos chuvoso e seco. No Ribeirão Frutal, foram registrados valores máximos de NO_2 – $68,29 \mu\text{g L}^{-1}$, NO_3 - $1535,8 \mu\text{g L}^{-1}$, NAT - $4291,17 \mu\text{g L}^{-1}$ e PT- $422,84 \mu\text{g L}^{-1}$. A análise de componentes principais (PCA) demonstrou associação da variável Fósforo Total no período seco e a presença marcante de nitrogênio no período chuvoso. De acordo com os mapas temáticos de uso e ocupação da terra, mostrou maior presença de áreas agrícolas (81,79%) e urbanas (5,92%) com baixa presença de vegetação nativa (12,29%). A alta presença de Nitrogênio e Fósforo no Ribeirão Frutal está associada aos efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do município de Frutal, e à presença de atividades agropecuárias ao longo do rio. O córrego São José de Bebedouro, apresentou valores dentro dos limites estabelecidos para classe 2 do CONAMA 357/2005, apesar de apresentar atividades agropecuárias na bacia. Concluimos que o Ribeirão Frutal, está impactado por fontes pontuais de contaminação e uso da terra agrícola e urbano, comprometendo a integridade da comunidade aquática e oferecendo risco ambiental para os ecossistemas aquáticos próximos a suas efluentes como o Reservatório de Marimbondo no Rio Grande.

Palavras-chave: Eutrofização, ecossistema aquático, diagnóstico ambiental, áreas urbanas, uso e ocupação da terra.

INFLUENCE OF LAND USE ON WATER QUALITY IN TWO LOTIC SYSTEMS IN THE MUNICIPALITY OF FRUTAL-MG, BRAZIL.

Abstract

Water resources are generally located at the center of urban development, but as the city expands the environmental pressure on water resources increases. This study evaluated the influence of land use and cover on the water quality of two streams: São José do Bebedouro and Ribeirão Frutal, in the municipality of Frutal-MG, Brazil. The variables Total Nitrogen and Total Phosphorus (TP) were analyzed for eight (8) months at three (3) different sampling points in each water system in the rainy and dry seasons. In Ribeirão Frutal, maximum values of NO_2 were recorded – $68.29 \mu\text{g L}^{-1}$, NO_3 - $1535.8 \mu\text{g L}^{-1}$, NAT - $4291.17 \mu\text{g L}^{-1}$ and PT- $422.84 \mu\text{g L}^{-1}$. Principal component analysis (PCA) demonstrated an association between the variable Total Phosphorus in the dry period and the marked presence of nitrogen in the rainy period. According to the thematic maps of land use and occupation, it showed a greater presence of agricultural (81.79%) and urban (5.92%) areas with a low presence of native vegetation (12.29%). The high presence of Nitrogen and Phosphorus in Ribeirão Frutal is associated with effluents from the Sewage Treatment Station (ETE) in the municipality of Frutal, and the

presence of agricultural activities along the river. The São José de Bebedouro stream presented values within the limits established for class 2 of CONAMA 357/2005, despite presenting agricultural activities in the basin. We conclude that Ribeirão Frutal is impacted by point sources of contamination and agricultural and urban land use, compromising the integrity of the aquatic community and posing an environmental risk to aquatic ecosystems close to its effluents, such as the Marimbondo Reservoir in Rio Grande.

Key word: Eutrophication, aquatic ecosystem, environmental diagnosis, urban areas, land use and occupation.

5.1.Introdução

A qualidade da água dos rios é uma preocupação crescente em todo o mundo. A água doce é um recurso essencial para a vida e desempenha um papel fundamental na manutenção dos ecossistemas aquáticos e no abastecimento de água potável para as comunidades humanas. Entretanto, a qualidade da água dos rios pode ser afetada por diversos fatores, sendo um dos principais o uso da terra nas áreas próximas aos cursos d'água (Prado *et al.*, 2021).

À medida que a população mundial continua a aumentar e a demanda por recursos naturais se intensifica, a forma como usamos a terra para atender nossas necessidades tem um impacto direto na presença de nutrientes na água e, por sua vez, na qualidade da água nos rios (Mello *et al.*, 2020). A agricultura e a urbanização podem ter um impacto significativo na qualidade da água, particularmente na presença de nutrientes nos rios (Santos *et al.*, 2020).

A relação entre o uso da terra e a qualidade da água do rio é complexa e multifatorial (Gule; Lemma; Hailu, 2023). As atividades humanas, como agricultura, urbanização, mineração e desmatamento, entre outras, podem ter um impacto significativo na presença de nutrientes nas águas dos rios (Kronvang *et al.*, 2020). Esses nutrientes, como nitrogênio e fósforo, são essenciais para o crescimento das plantas e são necessários para a produção agrícola e o desenvolvimento humano. No entanto, quando são lançados em excesso nos rios através do escoamento de terras cultivadas, lixiviação dos solos ou descarga de águas residuais, podem ter efeitos negativos na qualidade da água (Rodriguez-Romero *et al.*, 2018).

O uso de fertilizantes na agricultura contribui significativamente para a carga de nutrientes nos rios (Hunke *et al.*, 2015). Os agricultores aplicam fertilizantes químicos em seus campos para melhorar a produtividade das colheitas, mas quando esses fertilizantes são levados pela água da chuva ou irrigação, eles podem atingir os rios e causar a eutrofização da água (Snelder *et al.*, 2021). A eutrofização é um processo no qual os níveis de nutrientes na água

aumentam excessivamente, estimulando o crescimento de algas e plantas aquáticas, que então morrem e se decompõem. Esse processo consome o oxigênio da água, que pode resultar na depleção significativa do gás dissolvido na água e consequentemente na morte de organismos aquáticos e na degradação da qualidade da água (Bruulsema; Peterson; Prochnow, 2019; Boyd, 2020).

Além da agricultura, a urbanização também pode ter um impacto significativo na qualidade da água dos rios. O desenvolvimento urbano envolve a pavimentação de áreas anteriormente permeáveis, como florestas ou pastagens, o que aumenta o escoamento de águas pluviais e a erosão do solo. Isso pode resultar na liberação de nutrientes, sedimentos e poluentes na água do rio, afetando sua qualidade (Cerqueira *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2020). A descarga de águas residuais urbanas também pode ser uma fonte importante de nutrientes nos rios, pois os sistemas de tratamento de águas residuais muitas vezes não removem completamente os nutrientes antes da descarga (Calazans *et al.*, 2019; Medeiros *et al.*, 2019).

O desmatamento também tem um impacto significativo na qualidade da água dos rios (Carvalho Neto, 2020; Cerqueira *et al.*, 2021; Boitrage; Almeida, 2021). O crescimento das áreas cultiváveis pode provocar a devastação de matas ciliares, que por sua vez intensifica o processo de erosão do solo e sedimentação, propiciando contaminação dos recursos hídricos. Uma das principais causas da degradação ambiental é a remoção da vegetação provocada pela ação antrópica em matas ciliares, ação preocupante para a preservação dos ecossistemas aquáticos (Speth *et al.*, 2020).

O Brasil, e especialmente o estado de Minas Gerais, são reconhecidos por suas riquezas de recursos naturais, incluindo minerais e terras férteis para a agricultura (Bezerra *et al.*, 2022). No entanto, o uso da terra nessa região sofreu mudanças significativas nas últimas décadas, com a expansão da agricultura intensiva, mineração e urbanização (Mello *et al.*, 2018; Thompson *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2020). Essas mudanças no uso da terra podem impactar diretamente a presença de nutrientes nos rios da região, o que afeta a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos (Pataca *et al.*, 2020). A região do Triângulo Mineiro abarca o município de Frutal e caracteriza-se pela diversidade agrícola, evidenciando-se na pecuária e na agricultura com destaque para as culturas de cana-de-açúcar, soja e historicamente abacaxi, sendo a principal fonte de ingresso econômico da região (IBGE, 2020). No entanto, essas atividades fragmentaram o Bioma do Cerrado (Godoi, Romeiro; 2019), afetando os

ecossistemas terrestres e aquáticos, além do crescimento acelerado dos centros urbanos sem planejamento algum (Martins *et al.*, 2021; Peixoto *et al.*, 2021).

O estudo do uso da terra pode refletir as atividades presentes na área e mostrar as possíveis fontes de poluição pontual e difusa presentes nas bacias hidrográficas do Ribeirão Frutal e do córrego São José do Bebedouro. Por este motivo, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a influência do uso da terra na qualidade da água em dois sistemas lóticos no município de Frutal-MG, principalmente a disponibilidade de nutrientes como nitrogênio e fósforo de ambos os córregos presentes no município de Frutal, MG, Brasil.

5.2. Materiais e Métodos

5.2.1. Área de estudo

A presente pesquisa foi conduzida no Ribeirão Frutal e Córrego São José do Bebedouro, município de Frutal-MG, localizados na mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, na porção Oeste do Estado de Minas Gerais no Sudeste do Brasil (Figura 1), entre as coordenadas 49° 6'0" O, 19°55'30" S e 48°39'30" O, 20°8'0" S. Ambos os corpos de água estão inseridos na Bacia Hidrográfica do baixo Rio Grande (BHRG), na microbacia Ribeirão Frutal e na microbacia do córrego São José de Bebedouro, respectivamente (Pinto Pereira *et al.*, 2017).

O município está inserido no bioma Cerrado e apresenta paisagem fragmentada, formada por grandes extensões de terra para pastagens, cultivos perenes, semi-perenes e anuais, com poucos fragmentos florestais. A região é usada para diversas atividades agrícolas, como produção de cana-de-açúcar, soja, abacaxi e seringueira, além de atividades agropecuárias como pastagens induzidas (IBGE, 2020). O município de Frutal tem uma população de 58.588 habitantes no censo 2022 (IBGE, 2022) uma unidade territorial de 2.426,965 km² e área urbana de 15,91 km². O clima foi definido como Aw, segundo a classificação Köppen-Geiger, tropical sazonal com inverno seco (abril a setembro) e verão chuvoso (outubro a março) (Alvares *et al.*, 2013). Apresenta temperatura média anual de 23,6°C e precipitação em torno de 1.433 mm (Roldão; Assunção, 2012).

A coleta da água superficial do Ribeirão Frutal e córrego São José de Bebedouro, aconteceu mensalmente durante 8 meses no período de dezembro de 2021 a março de 2022 (período chuvoso) e de junho a setembro de 2022 (período seco). Os pontos de amostragem foram classificados de seguinte maneira: FRU1 = próximo à saída do efluente final tratado da

Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Ribeirão Frutal; FRU2 e FRU3 = atividade agrícola na área do córrego Ribeirão Frutal; BEB1, BEB2 e BEB3 = Córrego São José do Bebedouro no ramo de atividades agropecuárias (Figura 1). A amostragem foi em 3 pontos em cada rio, totalizando 48 amostras.

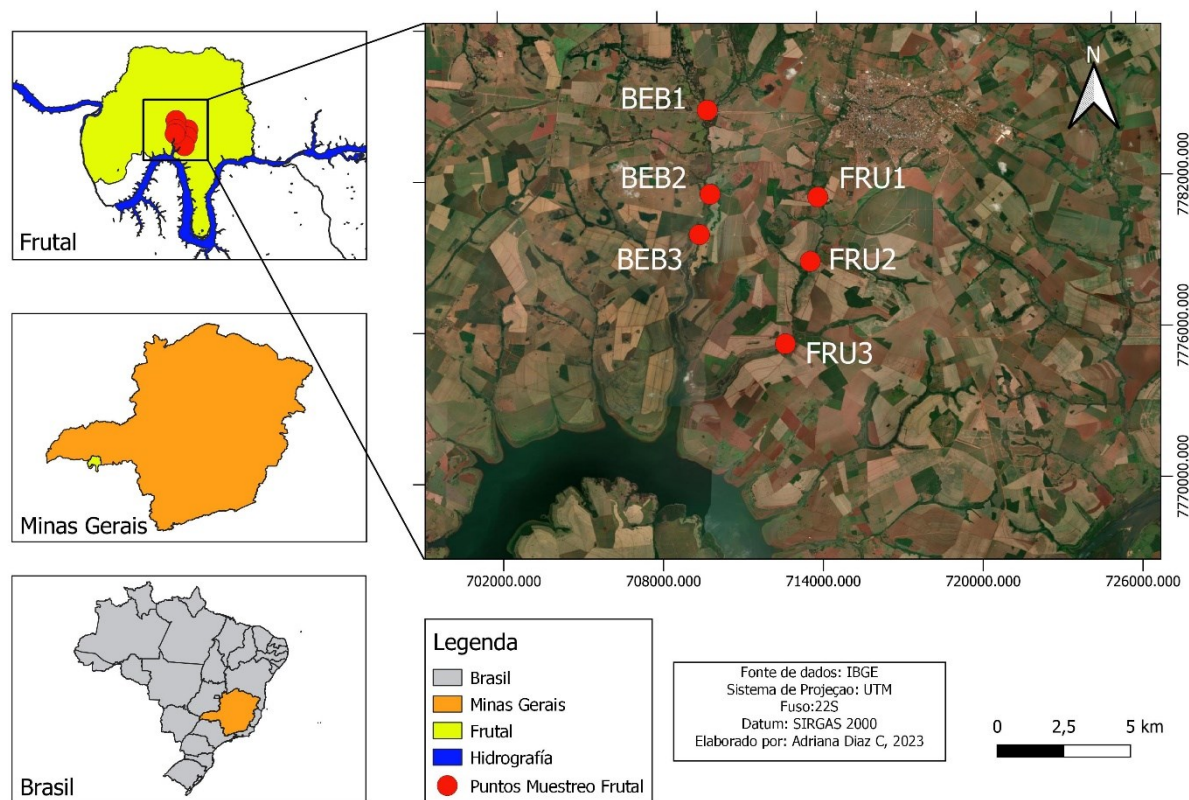


Figura 1 – Localização da área de estudo, com identificação dos pontos de coleta no município de Frutal-MG. FRU1-FRU3= Ribeirão Frutal; BEB1-BEB3= Córrego São José do Bebedouro (Frutal, MG, Brasil)

5.2.2. Análises de uso e ocupação da terra.

As informações a respeito do uso e ocupação da terra do entorno do Ribeirão Frutal e Córrego São José do Bebedouro, foram inseridas e analisadas em Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), sendo utilizado o software Qgis 3.16 (QGIS, 2021). Foram adquiridos os dados de uso e cobertura da terra da plataforma MapBiomas- coleção 7, em formato raster, gerados com o algoritmo de classificação RandomForest, com base em imagens dos satélites Landsat. O sistema de classificação de uso e ocupação da terra adotado

pelo MapBiomass são distribuídos em quatro níveis de detalhamento, os quais foram analisados seguindo o quarto nível, para que o processo de alteração seja demonstrado com mais detalhe. Após obtenção e processamento das imagens de uso da terra, foram desenvolvidos novos processamentos que separam as classes dentro do pixel, delimitando somente as classes de interesse. As classes obtidas do MapBiomass foram: áreas não vegetadas, outras lavouras temporárias, formação savânica, campo alagado e área pantanosa, café, citrus, soja, cana-de-açúcar, pastagem, formação florestal, área urbanizada, rio e lago (Figura 2).

Neste caso, calculou-se o percentual de cada uso e ocupação da terra e foram posteriormente agrupados em grandes categorias. Também foram gerados o “Buffer” de 2 km, considerando a área de influência dos corpos hídricos, do montante a jusante, a fim de identificar os tipos de uso dentro dessa área (Rodrigues-Romero *et al.*, 2018). Após, foi elaborado o mapa temático de hipsometria, por meio de imagens orbitais do SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) que geram um banco de dados digitais para todo o planeta, auxiliando na elaboração de um Modelo Digital de Elevação (MDE) das terras continentais (Souza *et al.*, 2021; Tesfay *et al.*, 2023).

5.2.3. Análises de Nutrientes na água.

A amostragem de água para determinação de nutrientes ocorreu em frascos de polietileno previamente limpos com capacidade de armazenamento de 500 mL. As variáveis Fósforo total (PT; $\mu\text{g L}^{-1}$), Nitrato (NO_3 ; $\mu\text{g L}^{-1}$), Nitrito (NO_2 ; $\mu\text{g L}^{-1}$) e Nitrogênio Amoniacal Total (NAT; $\mu\text{g L}^{-1}$) foram determinados espectrofotometricamente de acordo com Golteman, Clymo e Ohnstad (1978) e Koroleff (1976).

5.2.4. Análise estatística dos dados

Os dados limnológicos foram submetidos a uma análise de componentes principais (ACP), a fim de identificar os principais componentes e fontes de contaminação que afetam os sistemas estudados (Huang *et al.*, 2010; Ma *et al.*, 2020). A ACP também foi utilizada para evidenciar possíveis diferenças limnológicas entre os períodos de seca e chuva nos sistemas amostrados. As análises foram realizadas utilizando o software Statistica 8.0 (STATSOFT, 2021). Os dados analisados foram comparados com os valores da normativa brasileira de classificação das águas do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), decreto 357 (Brasil, 2005).

5.3. Resultados

5.3.1. Uso e ocupação da terra.

Na área de drenagem das duas bacias estudadas, considerando as áreas de influências, foram identificadas quatro categorias principais de uso da terra: vegetação nativa, agricultura/pastagem, solo exposto e área urbana (Figura 2). O mapa de uso da terra das bordas do córrego São José de Bebedouro e do Ribeirão Frutal evidenciou que as áreas antropizadas com outras áreas não vegetadas somadas à agricultura/pastagem, foram mais elevadas (81,79%), em comparação com as áreas de vegetação nativa (12,29%) que inclui formação florestal, campos alagados e pantanosos, rio, lago e oceano, e formação savânica, (Tabela 1). A categoria área urbana ocorreu apenas na bacia do córrego Ribeirão Frutal com 5,92%, onde se localiza a sede administrativa da cidade de Frutal.

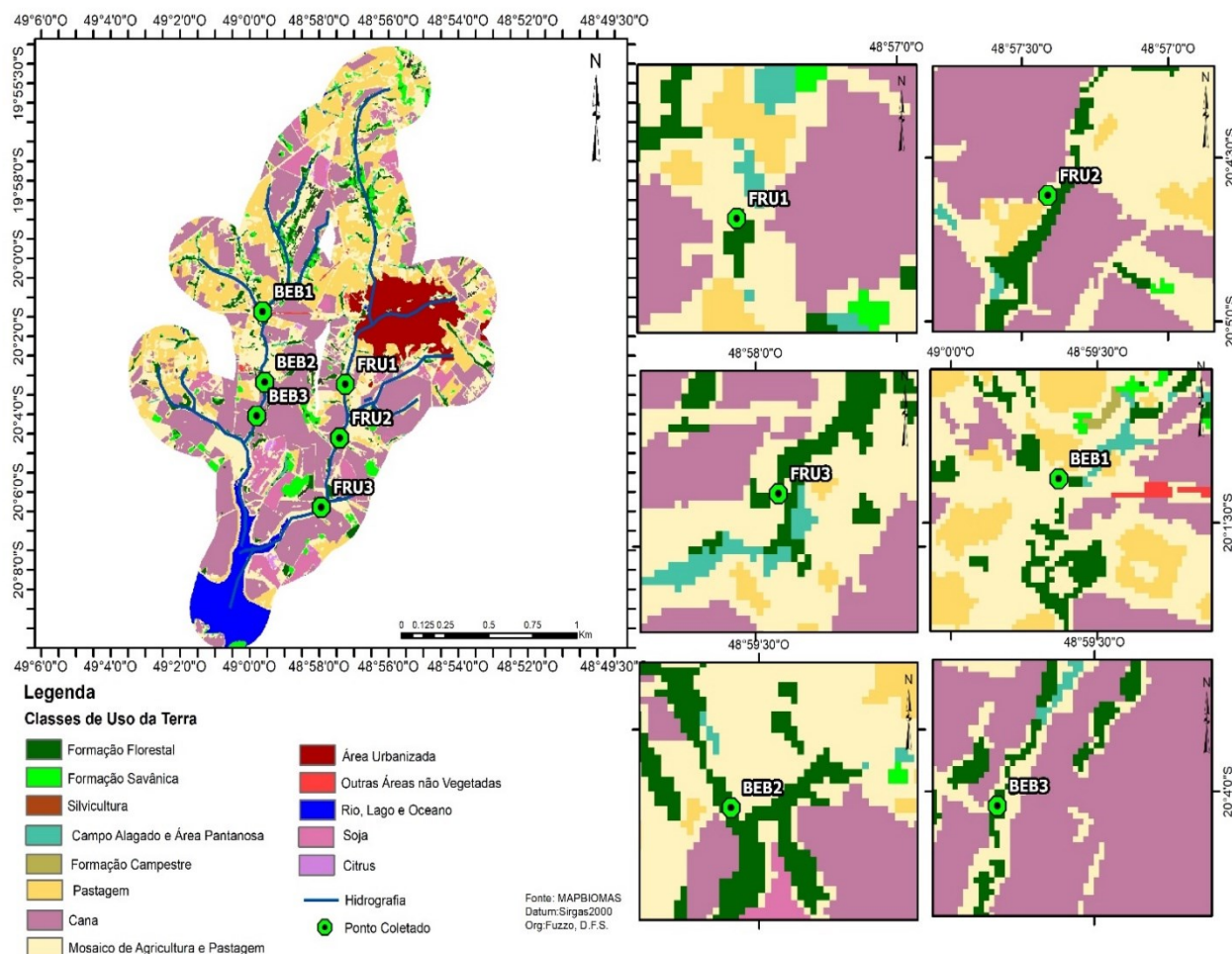


Figura 2 – Mapa do uso da Terra da área de estudo com identificação dos pontos de coleta no município de Frutal-MG. FRU1-FRU3= Córrego Ribeirão Frutal; BEB1-BEB3= Córrego São José do Bebedouro.

Tabela 1 – Identificação de área absoluta e porcentagem das classes de Uso da Terra do buffer do Ribeirão Frutal e do córrego São José do Bebedouro no município de Frutal, Minas Gerais, Brasil.

Classe de Uso da Terra	Área absoluta (Km ²)	Total (%)
Formação Campestre	0,014623	0,01
Silvicultura	0,039567	0,01
Cafê	0,633078	0,24
Outras Áreas não vegetadas	0,937574	0,35
Outras Lavouras Temporárias	1,581834	0,60
Citrus	1,974067	0,75
Campo Alagado e Área Pantanosa	3,496550	1,32
Formação Savânica	3,925770	1,48
Rio, Lago e Oceano	10,517175	3,97
Formação Floresta	14,624438	5,52
Área Urbanizada	15,667812	5,92
Soja	24,199738	9,14
Pastagem	43,932666	16,59
Cana-de-açúcar	65,910610	24,89
Mosaico de Usos	77,401486	29,22
Total	264,856988	100,00

O mapa de hipsometria (Figura 3) mostra elevações de 600 metros a montante do FRU1 e BEB1, passando por 500 metros até elevações menores à 470 metros a jusante do FRU3 e BEB3, assim, os contaminantes descendem pelas bacias de montante a jusante, desembocando ambas no Rio Grande-MG.

5.3.2. Análises de nutrientes na água

Os parâmetros químicos Nitrito (NO₂), Nitrato (NO₃), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) e Fósforo Total (PT) apresentaram contrastes entre os sistemas lóticos estudados. Os maiores valores de NAT (4139,87 µg L⁻¹) e PT (372,71 µg L⁻¹) foram encontrados no Ribeirão Frutal (FRU1-FRU3), todos acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357/2005 para águas doces de classe II (Tabela 3). A água de FRU1 apresentou valores médios de NO₃ (624,57 µg L⁻¹) com aumentos em FRU2 (805,70 µg L⁻¹) e um descenso no FRU3 (599,04 µg L⁻¹). Comportamento parecido acontece com o NO₂ (média de 33,23 µg L⁻¹) com decréscimo no FRU2 (27,73 µg L⁻¹), e aumento no FRU3 (35,55 µg L⁻¹), evidenciando a influência de atividades antrópicas na área (Tabela 3). Os pontos relacionados ao córrego São José do Bebedouro (BEB1-BEB3) mostraram padrões semelhantes entre si em todo o percurso

analisado a longo dos todos os amostragem, com valores baixos de NO_2 , NO_3 , NAT e PT, todos de em conformidade com a Resolução CONAMA N° 357/2005.

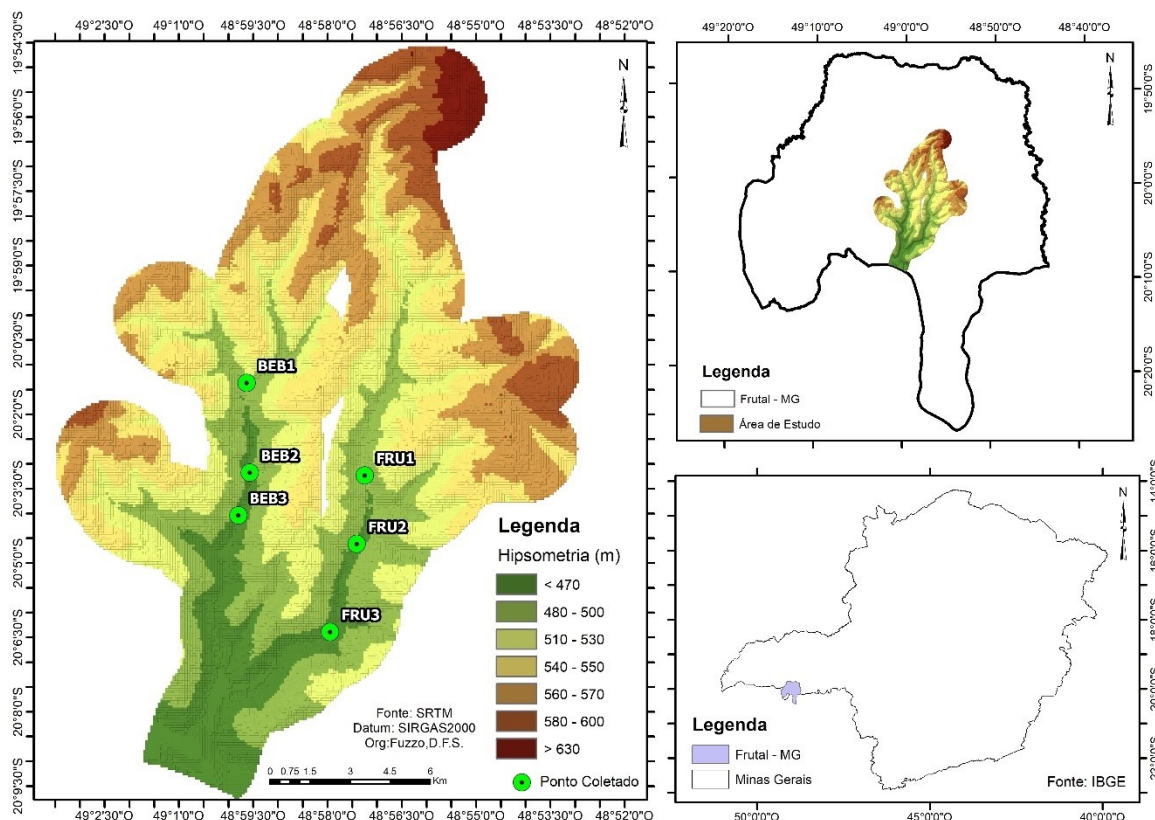


Figura 3 – Mapa de hipsometria com identificação dos pontos de coleta no município de Frutal-MG. FRU1-FRU3= Córrego Ribeirão Frutal; BEB1-BEB3= Córrego São José do Bebedouro (Frutal, MG, Brasil).

A análise de componentes principais mostrou que os dois sistemas hídricos apresentam fontes e níveis de contaminação distintos. O primeiro componente principal (CP1) explicou 94,15% e o segundo explicou 5,94% da variabilidade original dos dados. Todas as variáveis (NO_2 , NO_3 , NAT, PT) estiveram associadas aos pontos do Ribeirão Frutal (FRU1 a FRU3), posicionando-se do lado negativo do CP1 (Figura 4). Os pontos do córrego São José do Bebedouro posicionaram-se do lado positivo do CP1 e não se associaram com nenhuma das variáveis, o que demonstra um contraste entre a qualidade da água dos dois sistemas, com elevada carga de todos os nutrientes no Ribeirão Frutal (Figura 4 e Tabela 3). Mesmo que o córrego Ribeirão Frutal apresente valores elevados de NO_2 e NO_3 estão dentro da normativa para águas

doces de classe II, os valores continuam sendo muitos elevados em comparação com o córrego São José do Bebedouro.

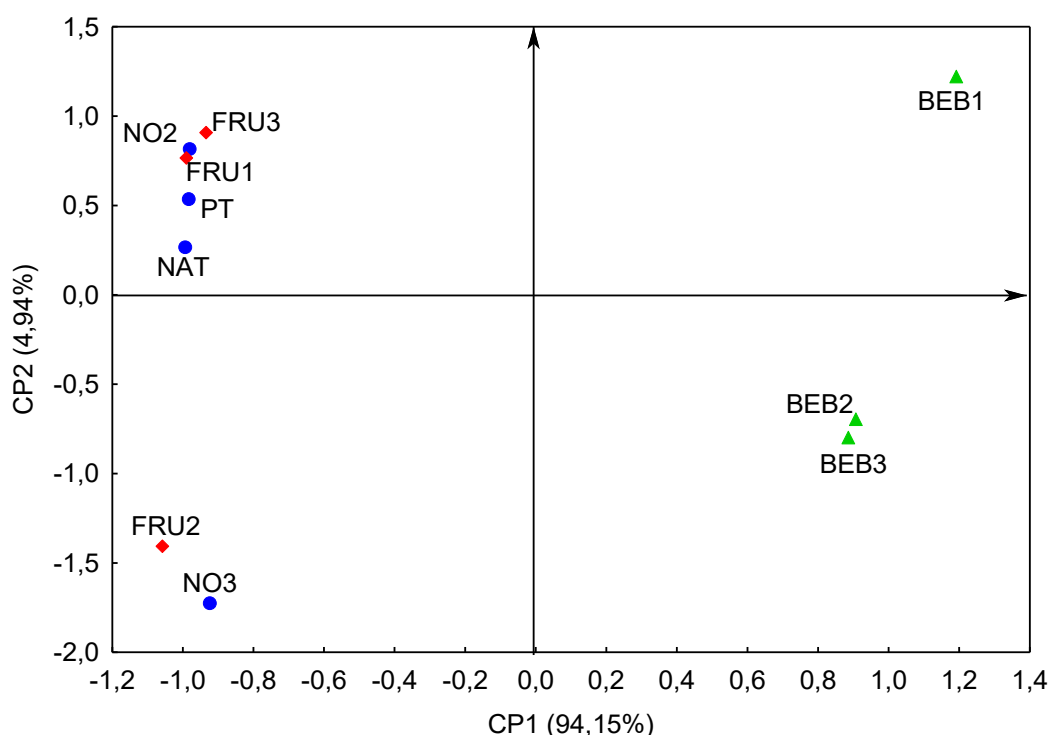


Figura 4 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais (ACP), do córrego Ribeirão Frutal e São Jose de Bebedouro. Pontos azuis representam os parâmetros químicos, NO₃ = Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$); NO₂ = Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$); NAT= Nitrogênio Amoniacal Total ($\mu\text{g L}^{-1}$); PT = Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$). Losangos vermelhos (FRU1-FRU3- Ribeirão Frutal), Triângulos Verdes (BEB1-BEB3- Córrego São José do Bebedouro).

Observa-se a associação de FRU1 e FRU3 com a variável NO₂, apresentando maiores valores médios nesses pontos com 33,23 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 35,55 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Ao contrário do FRU2, que se relacionou com o NO₃, apresentando o maior valor médio (805,70 $\mu\text{g L}^{-1}$) para essa variável.

No período seco no Ribeirão Frutal, ocorre um aumento do PT, associado a incorporação de poluentes evidenciando a influência das atividades agropecuárias da região no sistema hídrico, pelo contrário os maiores valores de NO₂ e NO₃ foram encontrados no FRU1 e FRU3, no período chuvoso. O NAT não teve variação significativa nos valores no período de seca e chuva, contudo, os valores aumentaram a da jusante. Em contrapartida, o córrego São José do Bebedouro (BEB1-BEB3), apresentou consistência entre os diferentes parâmetros com valores baixos que se enquadram em Águas doces de classe II da norma brasileira vigente. O mesmo

fenômeno encontrado no Ribeirão Frutal acontece no córrego São José do Bebedouro no período chuvoso, com maiores valores de NO_2 , NO_3 e NAT (Tabela 3; Figuras 5 e 6).

Tabela 2 – Média e desvio padrão dos parâmetros químicos dos pontos amostrais no Ribeirão Frutal e no Córrego São José do Bebedouro, Município de Frutal, MG, no período chuvoso, seco e geral. NO_3 = Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$); NO_2 = Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$); NAT= Nitrogênio Amoniacal Total ($\mu\text{g L}^{-1}$); PT = Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Pontos Limite CONAMA Classe II	pH	$\text{NO}_2 \mu\text{g L}^{-1}$	$\text{NO}_3 \mu\text{g L}^{-1}$	$\text{NAT} \mu\text{g L}^{-1}$	$\text{PT} \mu\text{g L}^{-1}$
	<7,5	1000,0	10000,0	3700,0	100,0
Geral					
FRU1	6,6 $\pm$ 0,9	33,2 $\pm$ 56,3	624,5 $\pm$ 1215,4	3646,8 $\pm$ 533,8	372,7 $\pm$ 174,9
FRU2	7,1 $\pm$ 0,6	27,7 $\pm$ 32,1	805,7 $\pm$ 1161,4	4035,8 $\pm$ 236,2	311,0 $\pm$ 137,0
FRU3	6,6 $\pm$ 0,5	35,5 $\pm$ 20,3	599,0 $\pm$ 844,2	4139,8 $\pm$ 264,2	294,2 $\pm$ 107,5
BEB1	6,5 $\pm$ 0,8	0,6 $\pm$ 0,2	155,5 $\pm$ 261,6	56,3 $\pm$ 50,2	21,8 $\pm$ 6,8
BEB2	6,9 $\pm$ 0,6	1,6 $\pm$ 3,6	372,3 $\pm$ 435,0	160,6 $\pm$ 269,5	22,6 $\pm$ 1,8
BEB3	7,0 $\pm$ 0,6	1,9 $\pm$ 1,6	384,9 $\pm$ 261,0	200,9 $\pm$ 210,5	20,5 $\pm$ 4,1
Período da Chuva					
FRU1	7,3 $\pm$ 0,7	53,5 $\pm$ 56,3	1182,9 $\pm$ 1215,4	3909,9 $\pm$ 533,8	322,5 $\pm$ 174,9
FRU2	7,3 $\pm$ 0,6	49,5 $\pm$ 32,1	1535,8 $\pm$ 1161,4	4045,1 $\pm$ 236,2	202,9 $\pm$ 137,0
FRU3	6,6 $\pm$ 0,6	68,2 $\pm$ 20,3	1169,2 $\pm$ 844,2	3988,5 $\pm$ 264,2	250,9 $\pm$ 107,5
BEB1	6,5 $\pm$ 0,9	1,1 $\pm$ 0,2	285,5 $\pm$ 261,6	80,0 $\pm$ 50,2	19,7 $\pm$ 6,8
BEB2	7,0 $\pm$ 0,7	2,9 $\pm$ 3,6	468,6 $\pm$ 435,0	289,1 $\pm$ 269,5	19,5 $\pm$ 1,8
BEB3	7,1 $\pm$ 0,7	3,0 $\pm$ 1,6	533,1 $\pm$ 261,0	332,2 $\pm$ 210,5	18,6 $\pm$ 4,1
Período da Seca					
FRU1	*7,8 $\pm$ 0,5	12,8 $\pm$ 5,0	66,1 $\pm$ 29,1	*3383,7 $\pm$ 295,7	422,8 $\pm$ 377,6
FRU2	6,5 $\pm$ 0,3	5,9 $\pm$ 1,8	75,5 $\pm$ 102,2	4026,5 $\pm$ 385,2	419,2 $\pm$ 31,3
FRU3	6,6 $\pm$ 0,2	2,8 $\pm$ 0,8	28,8 $\pm$ 6,2	4291,1 $\pm$ 120,0	337,5 $\pm$ 21,1
BEB1	6,7 $\pm$ 0,8	0,2 $\pm$ 0,1	25,5 $\pm$ 18,6	32,6 $\pm$ 34,3	23,8 $\pm$ 4,7
BEB2	6,7 $\pm$ 0,6	0,3 $\pm$ 0,1	276,0 $\pm$ 162,4	32,2 $\pm$ 45,9	25,7 $\pm$ 3,5
BEB3	6,8 $\pm$ 0,7	0,8 $\pm$ 0,1	236,6 $\pm$ 162,8	69,5 $\pm$ 29,7	22,4 $\pm$ 5,9

Fonte: Os autores. **Nota:** *valores > pH 7,5 o limite é 2,0 mg/L ou 2000 $\mu\text{g L}^{-1}$ para NAT. Valores pH <7,5 o limite é 3,7 mg/L ou 3700 $\mu\text{g L}^{-1}$

A influência da sazonalidade na qualidade da água do Ribeirão Frutal é evidente. O primeiro componente principal (CP1) explicou 69,57% o segundo explicou 26,00% da variabilidade original dos dados (Figura 5). A análise de componentes principais mostrou que o período de seca se correlacionou com a variável Fósforo Total (PT) (que oscilou entre 337,56 e 422,84 $\mu\text{g L}^{-1}$), posicionando-se do lado negativo do CP1 (Tabela 3). De forma contrastante,

no período da chuva as variáveis Nitrito – NO_2 ($49,54 - 68,29 \mu\text{g L}^{-1}$), Nitrato- NO_3 ($1169,20 - 1535,82 \mu\text{g L}^{-1}$), e Nitrogênio Amoniacal Total - NAT ($3909,99 \mu\text{g L}^{-1} - 4045,15 \mu\text{g L}^{-1}$) posicionaram-se do lado positivo do CP1 (Tabela 3).

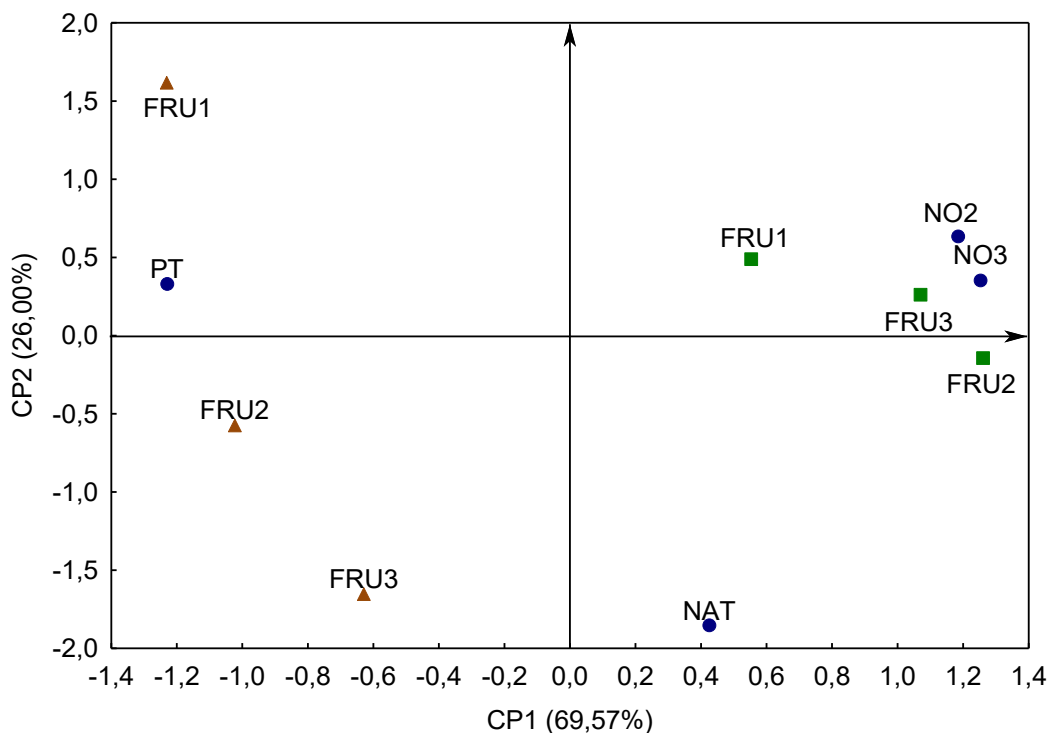


Figura 5 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais (ACP), do Ribeirão Frutal (FRU1-FRU3) nos períodos de seca e chuva. Pontos azuis representam os parâmetros químicos, NO_3 = Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$); NO_2 = Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$); NAT= Nitrogênio Amoniacal Total ($\mu\text{g L}^{-1}$); PT = Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$). Quadrados verdes (Período de Chuva), Triângulos marrons (Período de seca).

No caso do Córrego São José do Bebedouro, a análise de Componentes Principais enfocando os períodos climáticos não evidenciou influência dos períodos de seca e chuva nas variáveis limnológicas do ponto BEB1, já nos outros dois pontos ocorreram influência. O CP1 explicou 89,31% e o segundo componente explicou 7,68% da variabilidade original dos dados (Figura 6). No período da chuva ficaram retidas do lado positivo do CP1 as variáveis NO_2 ($2,07 \mu\text{g L}^{-1}$), NO_3 ($533,17 \mu\text{g L}^{-1}$), e NAT ($332,26 \mu\text{g L}^{-1}$) (Tabela 3), pelo contrário o período da seca mostrou relação com o lado negativo do CP1 com as variáveis PT com valores que oscilam entre $22,40 \mu\text{g L}^{-1}$ e $23,83 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabela 3).

No entanto, a sazonalidade apresentou influência sobre a qualidade da água de BEB2 e BEB3. Os valores médios mostram que os compostos nitrogenados têm um comportamento

crescente no período chuvoso, aumentando a concentração de montante a jusante do córrego, por outro lado o fósforo total apresenta aumento em BEB2 e um descenso em BEB3, devendo-se verificar a atividade antrópica associada a esse ponto que influi sobre a concentração do PT na água.

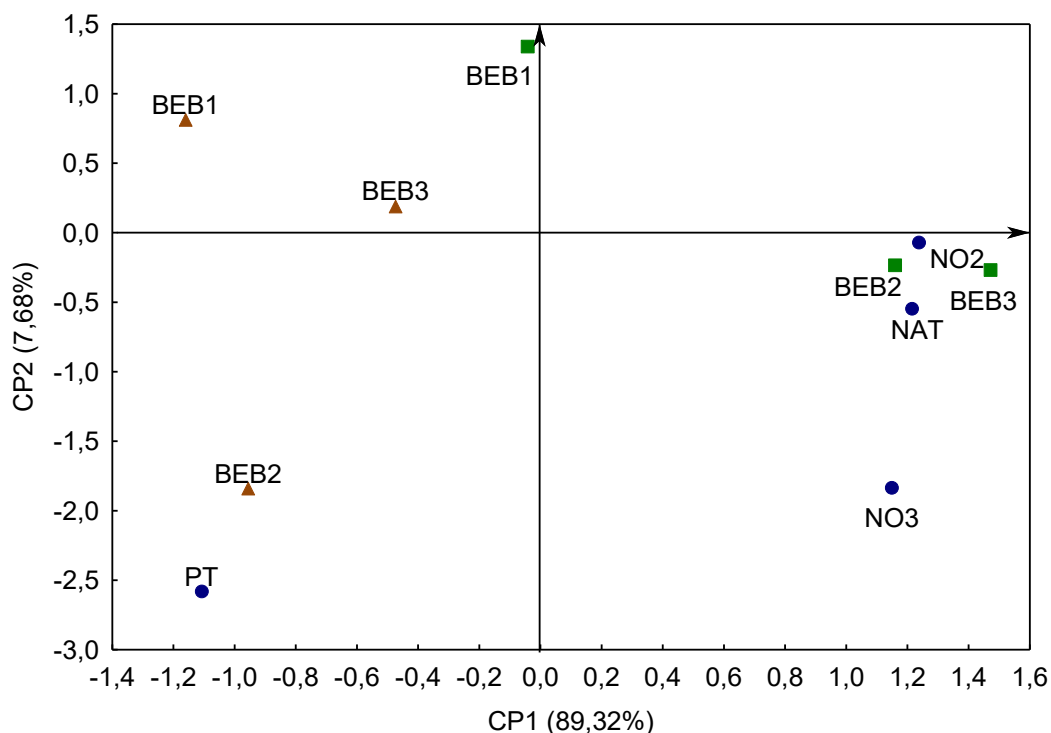


Figura 6 – Gráfico biplot da análise de Componentes Principais (ACP), do córrego São Jose de Bebedouro (BEB-BEB3) nos períodos de seca e chuva. Pontos azuis representam os parâmetros químicos, NO₃ = Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$); NO₂ = Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$); NAT= Nitrogênio Amoniacal Total ($\mu\text{g L}^{-1}$); PT = Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$). Quadrados verdes (Período de Chuva), triângulos marrons (Período de seca).

5.4. Discussão

A relação entre o uso e ocupação da terra das bacias hidrográficas com a qualidade da água de rios e córregos tem sido amplamente estudada, principalmente a presença de nutrientes inorgânicos na água (Kronvang *et al.*, 2020; Ahmad *et al.*, 2021; Goswami *et al.*, 2023). Os resultados obtidos neste trabalho demonstram uma variação temporal acentuada, apresentando a melhor qualidade da água na estação seca (junho-setembro de 2022), em especial pela diminuição dos compostos nitrogenados (NO₂, NO₃ e NAT). Pelo contrário no período chuvoso (dezembro-março 2022), com incremento de nitrogênio em ambos sistemas hídricos através da poluição difusa provenientes das atividades agropecuárias e da ação de fatores litogênicos como

a erosão natural que podem diminuir sua qualidade (Li *et al.*, 2020). O período chuvoso influi negativamente no Ribeirão Frutal porque aumenta os nutrientes contaminantes presentes na água. O escoamento das bacias hidrográficas para os corpos de água é a principal fonte de nutrientes e poluentes (Tong; Chen, 2002). Os nutrientes podem ser derivados de duas fontes, seja ela natural ou artificial (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008; Esteves, 2011; Tanaka *et al.*, 2021). Com relação a natural, podem surgir da decomposição de matéria orgânica, como galhos e folhas secas, ou proveniente da dissolução de compostos do solo, já as fontes artificiais, antropogênicas, surgem de inúmeras formas, são elas: dejetos domésticos ou industriais, detergentes, excrementos de animais, pesticidas e fertilizantes agrícolas (Simionatto; Carvalho, 2022). As chuvas, os efluentes industriais, a decomposição dos compostos orgânicos e os fertilizantes são as principais fontes de nitratos na superfície terrestre (Fagodiya *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2021).

A análise espacial da qualidade da água mostra que os valores de nitrato (NO_3) estão de acordo com o valor de referência do CONAMA 357 (Brasil, 2005) para ambos os sistemas hídricos, contudo, os valores do Ribeirão Frutal superam em muito o córrego São José do Bebedouro. Assim, é possível considerar a presença de atividades urbana e agrícolas na bacia hidrográfica de Ribeirão Frutal como um fator de influência sobre incremento de nitrato. Ao longo dos anos, com a expansão urbana da cidade de Frutal, ocorreu aumento do descarte irregular de esgoto doméstico não tratado, e uma deficiência no sistema de tratamento das águas residuais da cidade, que tem que ser expandido para abastecer os serviços para a população. Os valores de nitrato também são mais elevados nos pontos associados ao Ribeirão Frutal em função do aumento das atividades agrícolas. Os agricultores usam pesticidas e grandes quantidades de fertilizantes para produzir um elevado rendimento a partir das grandes extensões agrícolas (Khan *et al.*, 2019). Estudos realizados por Ahmad *et al.* (2021), reportaram valores mínimos de 0,09 mg/L ($90 \mu\text{g L}^{-1}$) e máximos de 113 mg/L ($113000 \mu\text{g L}^{-1}$), na água do Distrito de Peshawar, Paquistão, que demonstra mudança no uso e ocupação da terra, em especial a presença de atividades agrícolas e urbanas, que geram incrementos de nitrito na água, prejudiciais para a vida aquática e a saúde humana.

Por outro lado, Cerqueira *et al.* (2020), em uma investigação realizada na Bacia do Rio Cachoeira -BA, Brasil, associou as concentrações mais elevadas de NO_3 , NO_2 , $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ e PO_4^{3-} , em zonas com maior porcentagem das áreas urbanas e elevada densidade populacional,

o que mostra que a urbanização representa o tipo de uso da terra com o maior efeito negativo sob qualidade da água já que altera as concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos.

As análises mostraram que o Ribeirão Frutal está intimamente relacionado com práticas agrícolas e áreas urbanas, apresentando os maiores teores de compostos nitrogenados (NO_2 , NO_3 , NAT) e fósforo total, que contribuem para os elevados níveis de nutrientes, em especial, de fósforo (PT) nos ecossistemas aquáticos em estudo. Vários autores destacam que o aumento dos teores de nutrientes nos corpos d'água está diretamente relacionado ao uso de agroquímicos em áreas rurais, com maiores concentrações durante a estação de chuvas resultado de lixiviação e escoamento. No caso das áreas urbanas, as principais fontes são as águas residuais domésticas e industriais (Nilsson; Renöfält, 2008; Solaimani *et al.*, 2010; Permatasari *et al.*, 2017; Rodriguez-Romero *et al.*, 2017). Estudos realizados por Rodriguez-Romero *et al.* (2017) demonstraram que cursos a jusante, maior porcentagem de assentamentos humanos e áreas urbanas, agricultura com solos úmidos estão associados a maiores valores de nitrogênio (NO_2 - $0,013 \text{ mg L}^{-1}$ e NO_3 - $1,46 \text{ mg L}^{-1}$) e nitrogênio amoniacal total (NAT- $0,48 \text{ mg L}^{-1}$). Os valores desta pesquisa são superiores aos relatados por Rodríguez-Romero *et al.* (2018), e por Li *et al.*, (2021).

O aumento progressivo do NAT ao longo do rio demonstra que além de ter uma fonte de poluição pontual como a ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) a montante do FRU1 no Ribeirão Frutal, existe uma intrusão alóctone por parte da dinâmica do uso e ocupação da terra, já que os valores incrementam a longo do córrego pelo qual pode existir uma introdução de material orgânico alóctone ou esgoto sanitário clandestino que gera os valores reportados. O NAT tem sua origem principalmente de águas residuais, decomposição da ureia e a degradação biológica de aminoácidos (Von Sperling, 2014). No estado de Minas Gerais o NAT tem uma taxa de violação de 10% nos serviços das ETEs (Dantas *et al.*, 2022). As infrações ocorrem pela falta ou ineficiência dos sistemas de tratamento de efluentes em Minas Gerais e pela ausência de tecnologias avançadas que retirem nutrientes das estações de tratamento de efluentes (IGAM, 2018). Realidade que tem que ser considerada para os serviços da ETE da cidade de Frutal.

Por outra parte, a dinâmica dos nutrientes em ambos os córregos foi similar, entretanto, difere nas concentrações devido as atividades antrópicas presentes em cada bacia hidrográfica. A presença de fósforo (PT) teve maior concentração na seca e menor presença na chuva, inverso

ao caso do nitrogênio, pelo qual o aumento do fluxo de água no período chuvoso contribuiu positivamente para a diluição dos poluentes e matéria orgânica na água (Medeiros *et al.*, 2019). O fósforo em ecossistemas aquáticos continentais tem origem de fontes naturais, como as rochas da bacia de drenagem, desagregação da rocha pelo intemperismo, organismo vivos em decomposição, precipitação atmosférica e deposição do material particulado (Esteves 2011), porém, na região de estudo, os solos são considerados “Latosolos”, caracterizados pela presença de alumínio e ferro, e baixa concentração de fosfato (Silva *et al.*, 2012). As concentrações reportadas na presente pesquisa, demonstram uma elevada presença de fósforo total com baixa incidência das precipitações. A presença de atividades urbanas no FRU1 contribui na poluição pontual e difusa, assim como a presença da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), gera um incremento do fósforo no ecossistema aquático em ambos os períodos sazonais. O ingresso de esgoto doméstico e industrial e material particulado de origem industrial é a principal fonte artificial de fósforo na água (Qi *et al.*, 2020; Dantas; Barroso; Oliveira, 2021). Qi *et al.* (2020) encontraram concentrações médias de 3,2 mg/L (3200 $\mu\text{g L}^{-1}$) de P para o afluente das estações de Tratamento de Esgoto na China, estas concentrações foram inferiores às medidas na Bacia hidrográfica de Ribeirão Frutal.

O mapa de uso da terra mostra também a presença de pastagem, cana-de-açúcar, soja, citrus (atividades agrícolas), pelo qual a irrigação dessas plantações com fertilizantes como Fósforo e Nitrogênio podem influir negativamente no córrego Ribeirão Frutal, sem todavia, a presença das áreas urbanas tem maior influência negativa sobre os córregos pelos valores reportados tanto de N e P. Nos demais pontos, este limite foi ultrapassado, provavelmente em decorrência da descarga de esgoto sanitário não tratado, cujos detergentes constituem a principal fonte, e das águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas, podendo contribuir para a proliferação de algas e para a aceleração indesejável do processo de eutrofização (Silva *et al.*, 2016). Áreas perturbadas com urbanização e pastagem impulsiona a concentração de NO_3^- , Ca^{2+} e Mg^{2+} (Silva *et al.*, 2012).

Estudos da relação do uso e ocupação do solo e a qualidade da água em bacias hidrográficas, demonstraram que as águas com melhores qualidades são encontradas em regiões com características menos antropizadas (Pellizzaro *et al.*, 2012; Gule; Lemma; Hailu, 2023). Morais *et al.*, (2023), observo que o predomínio da área de pastagem entre 70,29% e 87,80% da bacia apresentou associação com o deterioro da qualidade da água, porém as atividades

agropecuárias são consideradas uma das principais atividades antrópicas influenciadoras da qualidade de águas superficiais (Hussien; Rashwan; Elshemy, 2021).

A qualidade da água do rio pode ser significativamente afetada pelo desmatamento. A biomassa florestal e o solo servem como sumidouros naturais de nutrientes, retendo-os e armazenando-os (Mcdowell *et al.*, 1994). Durante o processo de desmatamento para agricultura, pecuária ou expansão urbana, os nutrientes armazenados na biomassa e no solo podem ser transportados para os rios por meio do escoamento das chuvas (Turner *et al.*, 2007).

Os efeitos da presença de nitrogênio e fosforo na água pode gerar problemas de eutrofização nos corpos hídricos próximos aos pontos de estudo, principalmente a descarga de nutrientes para o reservatório de Marimbondo (Rio Grande-MG), contribuindo à proliferação de plantas aquáticas gerando efeitos indesejáveis ao corpo hídrico. Estudos realizados por Picapedra *et al.* (2021), analisaram a presença de fitoplâncton, zooplâncton e sua relação com as variáveis limnológicas, determinando que o reservatório Marimbondo (MAR), estava experimentando eutrofização, principalmente devido à entrada de nutrientes das áreas urbanas e agrícolas.

5.5. Conclusão

O uso do solo lóticos no município de Frutal-MG tem influência na qualidade da água de Ribeirão Frutal e Córrego São Jose de Bebedouro. Os resultados da análise de nutrientes na água indicaram contrastes entre os sistemas lóticos estudados.

Observou-se uma variação temporal significativa na qualidade da água, com melhores condições durante a estação seca e pior qualidade durante o período chuvoso, em especial, pela presença de nitrogênio na água. As atividades agrícolas e urbanas têm uma influência negativa sobre a presença de nutrientes inorgânicos, como nitrogênio e fósforo, nos sistemas hídricos estudados. A urbanização e a expansão agrícola resultam na introdução de poluentes pontuais e difusos, como esgoto doméstico não tratado e uso de fertilizantes, que afetam negativamente a qualidade da água. Além disso, a dinâmica sazonal das chuvas contribui para a diluição dos poluentes e matéria orgânica na água, influenciando as concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos, principalmente no fósforo no Ribeirão Frutal.

Em síntese, as atividades antrópicas, como agricultura, pecuária e ocupação urbana, impactam na qualidade da água desses sistemas lóticos. Esses resultados ressaltam a

importância de medidas adequadas de manejo do solo e de tratamento de efluentes para garantir a preservação da qualidade da água nas bacias hidrográficas estudadas e destacam a necessidade de regulamentações e tecnologias avançadas para o controle da poluição hídrica. Assim, se destaca a importância de medidas de manejo adequadas para minimizar os efeitos negativos do uso da terra na qualidade da água, com o objetivo de conservar e preservar esses recursos hídricos. A gestão adequada do uso da terra em Minas Gerais é crucial para mitigar os impactos negativos na qualidade da água do rio. A implementação de práticas agrícolas sustentáveis, como aplicação precisa de fertilizantes e pesticidas, rotação de culturas, plantio de culturas de cobertura e conservação do solo, pode ajudar a reduzir a erosão e o escoamento de nutrientes para os rios.

REFERÊNCIAS

- AHMAD, W.; IQBAL, J.; NASIR, M. J.; AHMAD, B.; KHAN, M. T.; KHAN, S. N.; ADNAN, S. Impact of land use/land cover changes on water quality and human health in district Peshawar Pakistan. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 16526-16530, 16 ago. 2021. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-96075-3>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-021-96075-3>. Acesso em: 15 abr. 2022
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 1 dez. 2013. Schweizerbart. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil. Acesso em: 15 abr. 2022.
- BEZERRA, F. G. S.; VON RANDOW, C.; ASSIS, T. O.; BEZERRA, K. R. A.; TEJADA, G.; CASTRO, A. A.; GOMES, D. M. P.; AVANCINI, R.; AGUIAR, A.P. New land-use change scenarios for Brazil: refining global ssps with a regional spatially-explicit allocation model. **Plos One**, [s. l.], v. 17, n. 4, p. e0256052, 20 abr. 2022. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0256052>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0256052>. Acesso em: 22 abr. 2023.
- BOYD, C. E. **Water quality: an introduction**. 3. ed. Auburn: Springer, 2020. 441 p. ISBN 978-3-030-23334-1.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre uma nova classificação para as águas doces, bem como para as águas salobras e salinas do território nacional. Brasília: CONAMA, 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357

_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em 02 mar. 2022.

BOITRAGO, W. E. A.; ALMEIDA, M. I. S. Impactos Ambientais na Bacia do Rio Guavinipã no Norte de Minas Gerais. **Revista Cerrados**, [s. l.], v. 19, n. 02, p. 280-302, 1 set. 2021. <http://dx.doi.org/10.46551/rc24482692202127>. Disponível em: <https://www.periodicos.unimontes.br/index.php/cerrados/article/view/4321>. Acesso em: 22 abr. 2023.

BRUULSEMA, T. W.; PETERSON, H. M.; PROCHNOW, L. I. The Science of 4R Nutrient Stewardship for Phosphorus Management across Latitudes. **Journal of Environment Quality**, 2019. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0065>. Disponível em: <https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2134/jeq2019.02.0065>. Acesso em: 22 abr. 2023.

CARVALHO-NETO, L. M. Uso e Ocupação do solo da Área de preservação permanente (APP) da microbacia do Córrego Barreiro, Uberaba (Minas Gerais). **Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto**, v. 1, n. 2, p. 29-41. 2020. ISSN: 2675-5491. Disponível: <https://rbsr.com.br/index.php/RBSR/article/view/18>. Acesso em: 14 mai. 2023.

CALAZANS, G. M.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P.; PERINI, A. F.; OLIVEIRA, S. C. The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 190, n. 8, p. 490-17, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-018-6873-2>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30056487/>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CERQUEIRA, T. C.; MENDONÇA, R. L.; GOMES, R. L.; JESUS, R. M.; SILVA, D. M. L. Effects of urbanization on water quality in a watershed in northeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 1, p. 65, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-8020-0>. [https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-019-8020-0](https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-019-8020-0#:~:text=Thus%2C%20the%20results%20show%20that,in%20the%20Cachoeira%20River%20Basin). Acesso em: 14 jul. 2022.

CERQUEIRA, M. C.; MATRICARDI, E. A. T.; SCARIOT, A. O.; OLIVEIRA, C. H. Fragmentação da paisagem no entorno e na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes das Geraizeiras, Minas Gerais. **Ciência Florestal**, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 607-633, 1 jun. 2021. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509826290>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/VkhSsq6kh4D3mb67XRbX8Ms/>. Acesso em: 14 mai. 2023.

DANTAS, M. S.; BARROSO, G. R.; OLIVEIRA, S. C. Performance of sewage treatment plants and impact of effluent discharge on receiving water quality within an urbanized area. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 193, n. 5, p. 1-21, 2021. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-021-09075-1>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33886032/>. Acesso em: 14 mai. 2023.

DANTAS, M. S.; SILVA, L. F. M.; NOVAES, H. H. U.; OLIVEIRA, S. C. Municipal wastewater discharge standards for ammonia nitrogen in Brazil: technical elements to guide decisions. **Water Science And Technology**, [s. l.], v. 85, n. 12, p. 3479-3492, 2022.

<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2022.183>. Disponível em:

<https://iwaponline.com/wst/article/85/12/3479/89152/Municipal-wastewater-discharge-standards-for>. Acesso em: 14 mai. 2023.

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

FAGODIYA, R. K., KUMAR, A., KUMARI, S., MEDHI, K. and SHABNAM, A. A. Role of nitrogen and its agricultural management in changing environment. In: Springer.

Contaminants in Agriculture: sources, impacts and management. Switzerland: Springer, 2020. Cap. 3. (pp. 247-270. ISBN 978-3-030-41552-5. Editores: NAEEM, M.; ANSARI, Abid Ali; GILL, Sarvajeet Singh. P. 447. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-41552-5>.

Acesso em: 14 mai. 2023.

GODOI, M. H.; ROMEIRO, A. R. Análise Multi-escalar Integrada da Produção

Agropecuária no Triângulo Mineiro em relação ao uso da Água. [s. l.], **Revista Iberoamericana de Economía Ecológica**, v. 30, n. 1, p. 138-159. 2019. Disponível em:

<https://redibec.org/ojs/index.php/revibec/article/view/253/229>. Acesso em: 8 nov. 2022.

GOLTEMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Oxford: BlackwellScientific Publications, 1978. 213 p.

GOSWAMI, G.; MANDAL, S.; BASACK, S.; MUKHERJEE, R.; KARAKOUZIAN, M.

Assessing the Impacts of Land Use and Land Cover Changes on the Water Quality of River Hooghly, West Bengal, India: a case study. **Hydrology**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 71, 22 mar. 2023.

<http://dx.doi.org/10.3390/hydrology10030071>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2306-5338/10/3/71>. Acesso em: 14 mai. 2023.

GULE, T.; LEMMA, B.; HAILU, B. T. Implications of land use/land cover dynamics on

urban water quality: Case of Addis Ababa city, Ethiopia. **Heliyon**, v. 9, n. 5, p. e15665, 2023, <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15665>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844023028724>. Acesso em: 14 mai. 2023.

HUANG, F.; WANG, X.; LOU, L.; ZHOU, Z.; WU, J. Spatial variation and source apportionment of water pollution in Qiantang River (China) using statistical techniques.

Water Research, [s. l.], v. 44, n. 5, p. 1562-1572, 2010.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.003>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135409007222>. Acesso em: 16 mar. 2022.

HUNKE, P.; MUELLER, E. N.; SCHRÖDER, B.; ZEILHOFER, P. The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use.

Ecohydrology, [s. l.], v. 8, p. 1154–1180, 2015. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1573>.

Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/eco.1573>. Acesso em: 14 mai. 2023.

HUSSIEN, A. K.; RASHWAN, I. M.H.; ELSHEMY, M. Surface water quality management for drinking use in El-Beheira Governorate, Egypt. **Water Environment Research**, [s. l.], v. 93, n. 8, p. 1428-1444, 2021. <http://dx.doi.org/10.1002/wer.1503>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/wer.1503>. Acesso em: 7 jul. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE: **Cidades**. Frutal. 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/frutal/panorama>. Acesso em: 06 de maio de 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE: Minas Geras**. Triangulo Mineiro. 2020. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 18 fev. 2022.

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas – **IGAM: Relatório Anual de Gestão e Situação dos Recursos Hídricos de Minas Gerais - 2014 a 2017**. 2018. Disponível em: <http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/2014/2017>. Acesso em: 14 mai. 2023.

KHAN, I.; JAVED, T.; KHAN, A.; LEI, H.; MUHAMMAD, I.; ALI, I.; HUO, X. Impact assessment of land use change on surface temperature and agricultural productivity in Peshawar-Pakistan. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 26, n. 32, p. 33076-33085, 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-06448-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-019-06448-5>

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASHOF, E.; KREMLING E. (org.). **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Weinheim, 1976. p. 117-181.

KRONVANG, B.; WENDLAND, F.; KOVAR, K.; FRATERS, D. Land Use and Water Quality. **Water**, [s. l.], v. 12, n. 9, p. 2412, 28 ago. 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/w12092412>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/9/2412>. Acesso em: 22 abr. 2023.

LI, L.; YU, Q.; GAO, L.; YU, B.; LU, Z. The Effect of Urban Land-Use Change on Runoff Water Quality: a case study in hangzhou city. **International Journal of Environmental Research And Public Health**, [s. l.], v. 18, n. 20, p. 10748, 13 out. 2021. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph182010748>. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC8535955/>. Acesso em: 22 abr. 2023.

LI, X.; LIU, E.; ZHANG, E.; LIN, Q.; YU, Z.; NATH, B.; YUAN, H.; SHEN, J. Spatio-temporal variations of sedimentary metals in a large suburban lake in southwest China and the implications for anthropogenic processes. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 707, p. 135650, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135650>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719356451>. Acesso em: 22 abr. 2023.

MA, X.; WANG, L.; YANG, H.; LI, N.; GONG, C. Spatiotemporal Analysis of Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques and the Water Quality Identification Index for the Qinhuai River Basin, East China. **Water**, [s. l.], v. 12, n. 10, p. 2764, 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/w12102764>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/10/2764>. Acesso em: 22 jun. 2021.

MapBiomass. Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Publicada em agosto de 2022, com 27 classes de legenda cobrindo o período de 1985 – 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 10 Jan. 2023.

MARTINS, H. L. **Vereda transformada em sistemas de reservatórios urbanos: aspectos físicos, químicos e biológicos**. Orientador: Rodrigo Ney Millan. 2021. 85 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Frutal, Frutal-MG, 2021. Disponível em: https://mestrados.uemg.br/images/ppgciamb/Disserta%C3%A7%C3%B5es/Turma_2019/Disserta%C3%A7%C3%A3o_Heytor_Martins_CiambFrutal.pdf. Acesso em: 6 set. 2022.

MCDOWELL, W. H.; ASBURY, C. E. Export of carbon, nitrogen, and major ions from three tropical montane watersheds. **Limnology and Oceanography**, v. 39, p. 111–125, 1994. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.1.0111>. Disponível em: <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.4319/lo.1994.39.1.0111>. Acesso em: 22 abr. 2023.

MEDEIROS, V. S.; SALEH, B. B.; AGUIAR, A. C. R.; FURQUIM FILHO, C. S.; ALVES, W. S.; MIRANDA, R. A.; AQUINO, D. S. Verificação da conformidade da qualidade do efluente da estação de tratamento de esgotos de rio verde – GO. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 814-831, 4 abr. 2019. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v8e12019814-831>. Disponível em: https://portaldeperiodicos.animaeducacao.com.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/4789. Acesso em: 23 maio 2022.

MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 270, p. 110879, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479720308094>. Acesso em: 14 jul. 2022.

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; VETTORAZZI, C. A. Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 93, p. 1293–1301, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.030>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X18304709>. Acesso em: 22 abr. 2023.

NILSSON, C.; RENÖFÄLT, B. M. Linking flow regime and water quality in rivers: A challenge to adaptive catchment management. **Ecology and Society**, v. 13, n. 2. p. 1-18. 2008. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/26268001>. Acesso em: 22 abr. 2023

OLIVEIRA, B. R.; CARVALHO-RIBEIRO, S. M.; MAIA-BARBOSA, P. M. A multiscale analysis of land use dynamics in the buffer zone of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil, **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 63, n. 5, p. 935-957, 2020. <https://doi.org/10.1080/09640568.2019.1617681> . <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09640568.2019.1617681> . Acesso em: 22 abr. 2023

PATACA, L. C. M.; PEDROSA, M. A. F.; ZOLNIKOV, T. R.; MOL, M. P. G. Water quality index and sanitary and socioeconomic indicators in Minas Gerais, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, p. 476, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08425-9>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09640568.2019.1617681>. Acesso em: 22 abr. 2023

PEIXOTO, P. G. **Análise dos sistemas de uso da terra no cerrado do triângulo mineiro: impactos sobre a comunidade de besouros rola-bosta (Scarabaeidae: Scarabaeinae)**. Orientador: Vaneska Korasaki. 2021. 74 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Frutal, Frutal-MG, 2021. Disponível em: https://mestrados.uemg.br/images/ppgciamb/Disserta%C3%A7%C3%B5es/Turma_2019/Disserta%C3%A7%C3%A3o_Pedro_Gomes_CiambFrutal.pdf

PERMATASARI, P. A.; SETIAWAN, Y.; KHAIRIAH, R. N.; EFFENDI, H. The effect of land use change on water quality: a case study in ciliwung watershed. **Earth and Environmental Science**, [s. l.], v. 54, p. 012026, 2017. <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/54/1/012026>. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/54/1/012026>. Acesso em: 22 abr. 2023

PELLIZZARO, P. C.; HARDT, L. P. A.; BOLLMANN, H. A.; HARDT, C. Urbanização em áreas de mananciais hídricos: estudo de caso em Piraquara, Paraná. **Cadernos Metrôpole**, [s. l.], n. 19, 2012. Disponível em: <https://revistas.pucsp.br/index.php/metropole/article/view/8717>. Acesso em: 7 jul. 2023.

PICAPEDRA, P. H. S.; FERNANDES, C.; BAUMGARTNER, G.; SANCHES, P. V. Zooplankton communities and their relationship with water quality in eight reservoirs from the midwestern and southeastern regions of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 81, n. 3, p. 701-713, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.230064>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/B4xY8qtcWW6xgbNzhyMgdBp/?lang=en>. Acesso em: 7 jul. 2023.

PINTO-PEREIRA, D.; PANARELLI, E.; PINHEIRO, L.; GONÇALVES, A.; PEREIRA, L. P. Environmental Protection Areas: the case of the Bebedouro Stream Watershed. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 20, p. 105-124, 2017. <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC20150047R2V2012017>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/asoc/a/RXkwNGK76Hf9vykmWvvMf7R/?lang=en>. Acesso em: 22 abr. 2023

PRADO, J. R. S.; FIGUEIREDO, D. M.; DORES, E. F. G. C.; HONGYU, K.; DELFINO, A. J. G.; RODRIGUES, D. V. B. Variação da qualidade da água em relação à sazonalidade e ao uso da terra no sul da região amazônica. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, n. 43, v. 2, p. 159-184, mai-ago, 2021. ISSN: 2176-5774. Disponível em: https://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwia_fCAzP_AhUTqZUCHbHkCJYQFnoECA8QAQ&url=https%3A%2F%2Frevista.fct.unesp.br%2Findex.php%2Fcpq%2Farticle%2Fdownload%2F7676%2F6112&usg=AOvVaw0iyhocTRm79Kd50HX9gsku&opi=89978449. Acesso em: 22 abr. 2023

QGIS. Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Versão 3.16, 2021. Disponível em: <https://qgis.org/es/site/index.html>. Acesso em: 15 janeiro 2023.

QI, M.; YANG, Y.; ZHANG, X.; ZHANG, X.; WANG, M.; ZHANG, W.; LU, X.; TONG, Y. Pollution reduction and operating cost analysis of municipal wastewater treatment in China and implication for future wastewater management. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 253, p. 120003, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652620300500>. Acesso em: 22 abr. 2023

RODRIGUEZ-ROMERO, A. J.; RICO-SÁNCHEZ, A. E.; CATALÁ, M.; SEDEÑO-DÍAZ, J. E.; LÓPEZ-LÓPEZ, E. Mitochondrial activity in fern spores of *Cyathea costaricensis* as an indicator of the impact of land use and water quality in rivers running through cloud forests. **Chemosphere**, [s. l.], v. 189, p. 435-444, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.094>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653517315084>. Acesso em: 22 abr. 2023

ROLDÃO, A. de F.; ASSUNÇÃO, W. L. Caracterização e duração das estações seca e chuvosa no triângulo mineiro – MG. **Revista Geonorte**, Edição Especial 2, [s. l.], v. 1, n. 5, p. 428 – 440, 2012. Disponível em: <http://www.periodicos.ufam.edu.br/revista-geonorte/article/view/2383>. Acesso em: 15 abr. 2022.

SANTOS, M. V. S.; MENEZES, J. A.; SILVA, D. A. P. S.; DUARTE, M. L.; FLORESTA, A. C. Uso e ocupação do solo e qualidade da água do rio Crato no município de Humaitá-AM, Brasil. **Revista Valore**, Volta Redonda, 5, e-5040, 2020. Disponível em: <https://revistavalore.emnuvens.com.br/valore/article/view/447>. Acesso em: 22 abr. 2023

SILVA, D. M. L.; CAMARGO, P. B.; MCDOWELL, W. H.; VIEIRA, I.; SALOMÃO, M. S.M.B.; MARTINELLI, L. A. Influence of land use changes on water chemistry in streams in the State of São Paulo, southeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [s. l.], v. 84, n. 4, p. 919-930, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/s0001-37652012000400007>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/N6tLFwRRpVdDhDWGzhkCz3f/?lang=en>. Acesso em: 22 abr. 2023

SILVA, J. A. **Aplicação de indicadores ambientais para o cálculo do IQA (Índice de Qualidade da Água) em zona urbana de Manaus**. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) Universidade Federal do Amazonas – UFAM, 2016. 56p. Disponível em: <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/5452>. Acesso em: 22 abr. 2023

SILVA, R. F.; SANTOS, V. A.; GALDINO, S. M. G. Análise dos impactos ambientais da Urbanização sobre os recursos hídricos na sub-bacia do Córrego Vargem Grande em Montes Claros-MG. **Caderno de Geografia**, v. 26, n. 47, 2016. <http://dx.doi.org/10.5752/p.2318-2962.2016v26n47p966>. Disponível em: <http://periodicos.pucminas.br/index.php/geografia/article/view/p.2318-2962.2016v26n47p966>. Acesso em: 22 abr. 2023

SIMIONATTO, H. H.; CARVALHO, S. L. Análise das concentrações de nitrogênio, fósforo e sólidos totais presentes na água do Córrego do Galante – SP. **Revista de Tecnologia & Gestão Sustentável**, v. 1, n. 2, p. 65-73, 2022. Disponível em: <https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/rtgs/article/view/3163/3081>

SNELDER, T. H.; FRASER, C.; LARNED, S. T.; MONAGHAN, R.; MALMANCHE, S. de; WHITEHEAD, A. L. Attribution of river water-quality trends to agricultural land use and climate variability in New Zealand. **Marine And Freshwater Research**, [s. l.], v. 73, n. 1, p. 1-19, 2021. <http://dx.doi.org/10.1071/mf21086>. Disponível em: <https://www.publish.csiro.au/mf/MF21086>. Acesso em: 22 abr. 2023.

SOLAIMANI, K.; AREKHI, M.; TAMARTASH, R.; MIRYAGHOBZADEH, M. Land use/cover change detection based on remote sensing data (A case study; Neka Basin). **Agriculture and Biology Journal of North America**, [s. l.], v. 1, n. 6, p. 1148-1157, 2010. Science Hub. <http://dx.doi.org/10.5251/abjna.2010.1.6.1148.1157>. Disponível em: <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20113247757>. Acesso em: 22 abr. 2023.

SOUZA, A. T.; CARNEIRO, L. A. T. X.; SILVA JUNIOR, O. P.; CARVALHO, S. L.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of the marrecas stream basin in Brazil. **Environmental Technology**, [s. l.], v. 42, n. 27, p. 4286-4295, 2020. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2020.1754922>. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/198884>. Acesso em: 22 abr. 2023

SOUZA, Ê. G. F.; NASCIMENTO, A. H. C.; CRUZ, E. A.; PEREIRA, D. F.; SILVA, R. S.; SILVA, T. P.; FREIRE, W. A. Delimitação e caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Riacho do Navio, Pernambuco, a partir de dados SRTM processados no QGIS. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 14, n. 3, p. 1530, 20 jul. 2021. Revista Brasileira de Geografia Física. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v14.3.p1530-1540>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/244836>. Acesso em: 01 jun. 2023.

SPETH, G.; WOLLMANN, L.; DOMINGUES, Q. R.; GIACCOM-RIBEIROV, B. M. Conflitos do uso de solo em Áreas de Preservação Permanente em Candelária (RS). **Revista Ciência e Natura**, v. 42, 2020. <https://doi.org/10.5902/2179460X40485>. Disponível em:

<https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/e13-%2040485>. Acesso em: 01 jun. 2023.

STATSOFT, Inc. **Statistica** (data analysis software system), version 13.3, 2021. Disponível em: <https://statistica.software.informer.com/13.0/>

TANAKA, Y.; MINGGAT, E.; ROSELI, W. The impact of tropical land-use change on downstream riverine and estuarine water properties and biogeochemical cycles: a review. **Ecological Processes**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 1-21, 9 jun. 2021. <http://dx.doi.org/10.1186/s13717-021-00315-3>. Disponível em: <https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-021-00315-3>. Acesso em: 01 jun. 2023.

TESFAY, F.; TADESSE, S. A.; GETAHUN, Y. S.; LEMMA, E.; GEBREMEDHN, A. Y. Evaluating the impact of land use land cover changes on the values of ecosystem services in the Chacha Watershed, Ethiopia's central highland. **Environmental And Sustainability Indicators**, [s. l.], v. 18, p. 100256, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.indic.2023.100256>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2665972723000338>. Acesso em: 6 jun. 2023.

THOMPSON, F.; OLIVEIRA, B. C.; CORDEIRO, M. C.; MASI, B. P.; RANGEL, T. P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B.S.; CABRAL, A. S. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 705, p. 135914, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135914>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719359091>. Acesso em: 14 jul. 2022.

TONG, S. T.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 66, n. 4, p. 377-393, 2002. <http://dx.doi.org/10.1006/jema.2002.0593>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479702905931>. Acesso em: 6 jun. 2023.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 631p.

TURNER, W. R.; BRANDON, K.; BROOKS, T. M.; COSTANZA, R.; FONSECA, G. A. B. da.; PORTELA, R. Global Conservation of Biodiversity and Ecosystem Services. **BioScience**, v. 57, n. 10, p. 868–873, 2007. <https://doi.org/10.1641/B571009>. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article/57/10/868/232508?login=false>. Acesso em: 6 jun. 2023.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1, edição 4. Belo Horizonte. Editora UFMG, 2014. 452p. ISBN: 9788542300536

ZHANG, Q.; QIAN, H.; XU, P.; LI, W.; FENG, W.; LIU, Rui. Effect of hydrogeological conditions on groundwater nitrate pollution and human health risk assessment of nitrate in Jiaokou Irrigation District. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 298, p. 126783, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126783>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652621010027>. Acesso em: 6 jun. 2023.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Cidade de Frutal está em constante crescimento devido ao posicionamento do setor agroindustrial na região. A falta de planejamento em cidades pequenas como Frutal pode gerar potenciais impactos ambientais. Os córregos estudados apresentaram ocupação inadequada das margens, apesar de serem reconhecidas como áreas de proteção permanente (APPs). Recomenda-se ampliar e reflorestar matas ciliares das margens e as florestas ripárias para evitar processos erosivos e assoreamentos no leito que afetam a qualidade dos ecossistemas aquáticos.

A ocupação urbana presente no Ribeirão Frutal aumenta as fontes de poluição difusas, em especial, a contaminação fecal, além da introdução pontual de efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da cidade de Frutal, gera um alto impacto ambiental na qualidade da água e na saúde da biota aquática, portanto, recomenda-se adequar a capacidade de tratamento da ETE com implementação de tecnologias avançadas que retirem nutrientes dos efluentes e acompanhando as regulamentações locais e nacionais.

A estação chuvosa deteriora a qualidade da água em ambos os sistemas hídricos estudados, fato explicado pela presença de atividades agrícolas e pecuárias na região, que contribui para o arraste de sedimentos e material particulados devido à erosão laminar do solo, aumentando os nutrientes e partículas poluentes na água. Recomenda-se a realização de estudos de monitoramento e acompanhamento dos recursos hídricos ao longo do ano, porém, em caso de recursos escassos, o estudo pode ser enfatizado apenas no período chuvoso, pois permite obter informações sobre a água e sua influência das bacias hidrográficas em estudo.

Atenção especial deve ser dada à contaminação fecal por coliformes termotolerantes e à presença de fósforo e nitrogênio total, que causam a eutrofização de corpos d'água.

APÊNDICES

Apêndice A– Parâmetros físico-químicos mais utilizados para avaliação da qualidade da água em ecossistemas lóticos no Brasil

Variáveis	Referência
Temperatura da água	Pereira <i>et al.</i> (2021); Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Silva <i>et al.</i> (2022); Magalhães <i>et al.</i> (2022); Taniwaki <i>et al.</i> (2017); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> (2021); Severo <i>et al.</i> (2020); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Bortoletto <i>et al.</i> (2015); Palácio <i>et al.</i> (2016); Alves <i>et al.</i> (2018); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Medeiros <i>et al.</i> (2019); Passig <i>et al.</i> (2015); Curado <i>et al.</i> (2018); Pires <i>et al.</i> (2015); Silva <i>et al.</i> (2016); Vargas <i>et al.</i> (2015); Miranda <i>et al.</i> (2017); Queiroz <i>et al.</i> (2015); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> (2020); Mendes <i>et al.</i> (2020); Rocha <i>et al.</i> (2018); Kuhlmann <i>et al.</i> (2015); Marçal e Silva (2017).
Turbidez	Bianchi <i>et al.</i> (2019); Barcellos e Souza (2022); Silva <i>et al.</i> (2022); Thompson <i>et al.</i> (2020); Pereira <i>et al.</i> (2021); Mello <i>et al.</i> (2018); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Santos <i>et al.</i> (2018); Silva <i>et al.</i> (2021); Severo <i>et al.</i> (2020); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Bortoletto <i>et al.</i> (2015); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Mori <i>et al.</i> (2015); Alves <i>et al.</i> (2018); Pinto <i>et al.</i> (2019); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Passig <i>et al.</i> (2015); Pires <i>et al.</i> (2015); Silva <i>et al.</i> (2016); Vargas <i>et al.</i> , (2015); Miranda <i>et al.</i> (2017); Queiroz <i>et al.</i> (2015); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> (2020); Mendes <i>et al.</i> (2020); Campanha <i>et al.</i> (2015); Kuhlmann <i>et al.</i> (2015); Marçal e Silva (2017)
Sólidos Totais	Santos <i>et al.</i> (2018); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Silva <i>et al.</i> (2022); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Passig <i>et al.</i> (2015); Miranda <i>et al.</i> (2017); Marçal e Silva (2017)
Sólidos Totais Suspensos	Barcellos e Souza (2022); Dalzochio <i>et al.</i> (2017); Magalhães <i>et al.</i> (2022); Mello <i>et al.</i> (2018a); Mello <i>et al.</i> (2018b); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Santos <i>et al.</i> (2018); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Bortoletto <i>et al.</i> (2015); Mori <i>et al.</i> (2015); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Abreu e Cunha (2016); Kuhlmann <i>et al.</i> (2015).
Sólidos Totais Dissolvidos	Barcellos e Souza (2022); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Santos <i>et al.</i> (2018); Silva <i>et al.</i> (2021); Severo <i>et al.</i> (2020); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Alves <i>et al.</i> (2018); Medeiros <i>et al.</i> (2019); Pires <i>et al.</i> (2015); Bacha <i>et al.</i> (2021); Queiroz <i>et al.</i> (2015); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> (2020).
Condutividade elétrica	Barcellos e Souza (2022); Silva <i>et al.</i> (2022); Thompson <i>et al.</i> (2020); Magalhães <i>et al.</i> (2022); Taniwaki <i>et al.</i> (2017); Tanaka <i>et al.</i> (2016); Santos <i>et al.</i> (2018); Silva <i>et al.</i> (2021); Severo <i>et al.</i> , (2020); Palácio <i>et al.</i> (2016); Alves <i>et al.</i> (2018); Pinto <i>et al.</i> (2019); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Curado <i>et al.</i> (2018); Pires <i>et al.</i> (2015); Silva <i>et al.</i> (2016); Vargas <i>et al.</i> (2015); Miranda <i>et al.</i> (2017); Abreu e Cunha (2016); Campanha <i>et al.</i> (2015); Kuhlmann <i>et al.</i> (2015).
Potencial hidrogeniônico	Pereira <i>et al.</i> (2021); Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Silva <i>et al.</i> (2022); Thompson <i>et al.</i> (2020); Magalhães <i>et al.</i> (2022); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Tanaka <i>et al.</i> (2016); Silva <i>et al.</i> (2021); Severo <i>et al.</i> (2020); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Palácio <i>et al.</i> (2016); Alves <i>et al.</i> (2018); Pinto <i>et al.</i> (2019); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Medeiros <i>et al.</i> (2019); Passig <i>et al.</i> (2015); Curado <i>et al.</i> (2018); Pires <i>et al.</i> (2015); Silva <i>et al.</i> (2016); Vargas <i>et al.</i> (2015); Bacha <i>et al.</i> (2021); Miranda <i>et al.</i> (2017); Queiroz <i>et al.</i> (2015); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> (2020); Mendes <i>et al.</i> (2020); Rocha <i>et al.</i> (2018); Campanha <i>et al.</i> (2015); Marçal e Silva (2017).
Oxigênio Dissolvido	Pereira <i>et al.</i> (2021); Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Silva <i>et al.</i> (2022); Thompson <i>et al.</i> (2020); Pereira <i>et al.</i> (2021); Magalhães <i>et al.</i> (2022); Mello <i>et al.</i> (2018); Mello <i>et al.</i> (2018a); Taniwaki <i>et al.</i> (2017); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Tanaka <i>et al.</i> (2016); Santos <i>et al.</i> (2018); Silva <i>et al.</i> (2021); Severo <i>et al.</i> (2020); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Bortoletto <i>et al.</i> (2015); Palácio <i>et al.</i> (2016); Pinto <i>et al.</i> (2019); Medeiros <i>et al.</i> (2019); Passig <i>et al.</i> (2015); Curado <i>et al.</i> (2018); Silva <i>et al.</i> (2016); Vargas <i>et al.</i> (2015); Bacha <i>et al.</i> (2021); Miranda <i>et al.</i> (2017); Queiroz <i>et al.</i> (2015); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> (2020); Rocha <i>et al.</i> (2018); Campanha <i>et al.</i> (2015); Kuhlmann <i>et al.</i> (2015); Marçal e Silva (2017).
Demanda Química de oxigênio	Bianchi <i>et al.</i> (2019); Barcellos e Souza (2022); Silva <i>et al.</i> (2022); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Alves <i>et al.</i> (2018); Miranda <i>et al.</i> (2017); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> (2020); Marçal e Silva (2017)
Demanda bioquímica de oxigênio	Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Dalzochio <i>et al.</i> (2017); Silva <i>et al.</i> (2021); Pinto <i>et al.</i> (2019); Passig <i>et al.</i> (2015); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> , (2019); Queiroz <i>et al.</i> (2015); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Palácio <i>et al.</i> (2016); Medeiros <i>et al.</i> (2019); Vargas <i>et al.</i> (2015).
Nitrogênio amoniacal	Silva <i>et al.</i> (2021); Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Dalzochio, <i>et al.</i> (2017); Magalhães <i>et al.</i> (2022); Santos <i>et al.</i> (2018); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Bortoletto <i>et al.</i> (2015); Palácio <i>et al.</i> (2016); Alves <i>et al.</i> (2018); Medeiros <i>et al.</i> (2019); Passig <i>et al.</i> (2015); Silva <i>et al.</i> (2016); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Miranda <i>et al.</i> (2017).
Nitritos	Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Silva <i>et al.</i> (2021); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Bortoletto <i>et al.</i> (2015); Pinto <i>et al.</i> (2019); Pires <i>et al.</i> (2015); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Mendes <i>et al.</i> (2020).

Nitratos	Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Silva <i>et al.</i> (2022); Taniwaki <i>et al.</i> (2017); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Santos <i>et al.</i> (2018); Silva <i>et al.</i> (2021); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Bortoletto <i>et al.</i> (2015); Mori <i>et al.</i> (2015); Alves <i>et al.</i> (2018); Pinto <i>et al.</i> (2019); Passig <i>et al.</i> (2015); Pires <i>et al.</i> (2015); Bacha <i>et al.</i> (2021); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Abreu e Cunha (2016); Mendes <i>et al.</i> (2020); Marçal e Silva (2017).
Nitrogênio Total	Barcellos e Souza (2022); Thompson <i>et al.</i> (2020); Magalhães <i>et al.</i> (2022); Mello <i>et al.</i> (2018); Mello <i>et al.</i> (2018a); Tanaka <i>et al.</i> (2016); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Mori <i>et al.</i> (2015); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Passig <i>et al.</i> (2015); Queiroz <i>et al.</i> (2015); Silva <i>et al.</i> (2020).
Fósforo Total	Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Dalzochio, <i>et al.</i> (2017); Magalhães <i>et al.</i> (2022); Mello <i>et al.</i> (2018); Tanaka <i>et al.</i> (2016); Santos <i>et al.</i> (2018); Silva <i>et al.</i> (2021); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Bortoletto <i>et al.</i> (2015); Palácio <i>et al.</i> (2016); Mori <i>et al.</i> (2015); Alves <i>et al.</i> (2018); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Medeiros <i>et al.</i> (2019); Passig <i>et al.</i> (2015); Silva <i>et al.</i> (2016); Vargas <i>et al.</i> (2015); Dalzochio, <i>et al.</i> (2018); Dalzochio, <i>et al.</i> (2019); Queiroz <i>et al.</i> (2015); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> (2020); Kuhlmann <i>et al.</i> (2015).
Cádmio	Bianchi <i>et al.</i> (2019), Barcellos e Souza (2022); Thompson <i>et al.</i> (2020); Rubio -Vargas <i>et al.</i> (2021); Gemusse <i>et al.</i> (2021); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> (2016); Bacha <i>et al.</i> (2021); Santos <i>et al.</i> (2020); Rocha <i>et al.</i> (2018)
Cobre	Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Thompson <i>et al.</i> , (2020); Dalzochio, <i>et al.</i> (2017); Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021); Gemusse <i>et al.</i> , (2021); Silva <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Machado <i>et al.</i> , (2016); Caixeta <i>et al.</i> , (2022); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2019); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Santos <i>et al.</i> , (2020); Rocha <i>et al.</i> , (2018)
Cobalto	Rubio -Vargas <i>et al.</i> (2021); Gemusse <i>et al.</i> (2021); Silva <i>et al.</i> (2021); Palácio <i>et al.</i> (2016); Bacha <i>et al.</i> (2021); Rocha <i>et al.</i> (2018)
Manganês	Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Rubio -Vargas <i>et al.</i> (2021); Gemusse <i>et al.</i> (2021); Silva <i>et al.</i> (2021); Pacheco <i>et al.</i> (2021); Palácio <i>et al.</i> (2016); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> (2016); Bacha <i>et al.</i> (2021); Rocha <i>et al.</i> (2018)
Níquel	Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Silva <i>et al.</i> (2022); Rubio -Vargas <i>et al.</i> (2021); Gemusse <i>et al.</i> (2021); Silva <i>et al.</i> (2021); Palácio <i>et al.</i> (2016); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> (2016); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Bacha <i>et al.</i> (2021); Santos <i>et al.</i> (2020).
Zinco	Barcellos e Souza (2022); Dalzochio <i>et al.</i> (2017); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Rubio -Vargas <i>et al.</i> (2021); Gemusse <i>et al.</i> (2021); Silva <i>et al.</i> (2021); Palácio <i>et al.</i> (2016); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> (2016); Silva <i>et al.</i> (2016); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Bacha <i>et al.</i> (2021); Santos <i>et al.</i> (2020).
Ferro (Fe Total)	Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Thompson <i>et al.</i> (2020); Dalzochio, <i>et al.</i> (2017); Rodrigues <i>et al.</i> (2018); Gemusse <i>et al.</i> (2021); Silva <i>et al.</i> (2021); Silva <i>et al.</i> (2021); Pacheco <i>et al.</i> (2022); Palácio <i>et al.</i> (2016); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Silva <i>et al.</i> (2016); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Bacha <i>et al.</i> (2021); Miranda <i>et al.</i> (2017); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Santos <i>et al.</i> (2020); Rocha <i>et al.</i> (2018).
Alumínio (Al)	Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Thompson <i>et al.</i> (2020); Dalzochio <i>et al.</i> (2017); Silva <i>et al.</i> (2021); Pacheco <i>et al.</i> (2022); Palácio <i>et al.</i> (2016); Curado <i>et al.</i> (2018); Machado <i>et al.</i> (2016); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Bacha <i>et al.</i> (2021).
Chumbo (Pb)	Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Silva <i>et al.</i> (2022); Dalzochio, <i>et al.</i> (2017); Rubio -Vargas <i>et al.</i> (2021); Gemusse <i>et al.</i> (2021); Silva <i>et al.</i> (2021); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> (2016); Caixeta <i>et al.</i> (2022); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Bacha <i>et al.</i> (2021); Santos <i>et al.</i> (2020).
Cromo (Cr) Total	Gemusse <i>et al.</i> (2021); Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Silva <i>et al.</i> (2022); Dalzochio, <i>et al.</i> (2017); Rubio -Vargas <i>et al.</i> (2021); Silva <i>et al.</i> (2021); Palácio <i>et al.</i> (2016); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> (2016); Caixeta <i>et al.</i> (2022); Silva <i>et al.</i> (2016); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Bacha <i>et al.</i> (2021); Barbosa <i>et al.</i> (2018).

Apêndice B – Parâmetros biológicos mais utilizados para avaliação da qualidade da água em ecossistemas lóticos no Brasil

Variáveis	Referência
Coliformes termotolerantes	Silva <i>et al.</i> (2022); Pereira <i>et al.</i> (2021); Barcellos e Souza (2022); Bianchi <i>et al.</i> (2019); Dalzochio <i>et al.</i> (2017); Mello <i>et al.</i> (2018a); Mello <i>et al.</i> (2018b); Santos <i>et al.</i> (2018); Silva <i>et al.</i> (2021); Medeiros <i>et al.</i> (2017); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Bortoletto <i>et al.</i> (2015); Alves <i>et al.</i> (2018); Pinto <i>et al.</i> (2019); Passig <i>et al.</i> (2015); Vargas <i>et al.</i> (2015); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Bacha <i>et al.</i> (2021); Miranda <i>et al.</i> (2017); Queiroz <i>et al.</i> (2015); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> (2020); Rocha <i>et al.</i> , (2018); Kuhlmann <i>et al.</i> (2015); Marçal e Silva (2017).
Coliformes totais	Silva <i>et al.</i> (2022); Barcellos e Souza (2022); Dalzochio, <i>et al.</i> (2017); Mello <i>et al.</i> (2018); Santos <i>et al.</i> (2018); Silva <i>et al.</i> (2021); Carvalho <i>et al.</i> (2015); Alves <i>et al.</i> (2018); Pinto <i>et al.</i> (2019); Pires <i>et al.</i> (2015); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019); Miranda <i>et al.</i> (2017); Barbosa <i>et al.</i> (2018); Abreu e Cunha (2016); Rocha <i>et al.</i> (2018); Kuhlmann <i>et al.</i> (2015).
Peixe (<i>Astyanax jacuhiensis</i> ; <i>A. lacustris</i>)	Bianchi <i>et al.</i> (2019); Silva <i>et al.</i> (2021)
Peixe (<i>Danio rerio</i>)	Severo <i>et al.</i> (2020); Thompson <i>et al.</i> (2020)
Peixe (<i>Rhamdia quelendentro</i>)	Souza-Bastos <i>et al.</i> (2017)
Peixe (<i>Oreochromis niloticus</i>)	Rubio -Vargas <i>et al.</i> (2021); Gemusse <i>et al.</i> (2021)
Peixe (<i>Bryconamericus iheringii</i>)	Dalzochio <i>et al.</i> (2017); Dalzochio <i>et al.</i> (2018); Dalzochio <i>et al.</i> (2019)
Peixes	Silva <i>et al.</i> (2016); Santos <i>et al.</i> (2020).
Macroinvertebrados bentônicos	Tanaka <i>et al.</i> (2016); Caixeta <i>et al.</i> (2022); Campos <i>et al.</i> (2021)
Bactéria (<i>Vibrio fischeri</i>)	Palácio <i>et al.</i> (2016)
Fitoplâncton (clorofila-a, cianobactérias, diatomáceas).	Thompson <i>et al.</i> (2020); Pereira <i>et al.</i> (2021); Santos <i>et al.</i> (2018); Alves <i>et al.</i> (2018); Abreu e Cunha (2016); Campos <i>et al.</i> (2021); Liu <i>et al.</i> (2017)

Apêndice C- Variáveis físico-químicas reportadas nos estudos relacionadas aos impactos e atividades na qualidade da água dos rios brasileiros

Ítems	Variáveis	Referência
1	Temperatura da água	Pereira <i>et al.</i> , (2021); Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Magalhães <i>et al.</i> , (2022); Taniwaki <i>et al.</i> , (2017); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2021); Severo <i>et al.</i> , (2020); Medeiros <i>et al.</i> , (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Bortoletto <i>et al.</i> , (2015); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Alves <i>et al.</i> , (2018); Pinto <i>et al.</i> , (2013); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Medeiros <i>et al.</i> , (2019); Passig <i>et al.</i> , (2015); Curado <i>et al.</i> , (2018); Pires <i>et al.</i> , (2015); Silva <i>et al.</i> , (2016); Vargas <i>et al.</i> , (2015); Miranda <i>et al.</i> , (2017); Queiroz <i>et al.</i> , (2015); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> , (2020); Mendes <i>et al.</i> , (2020); Rocha <i>et al.</i> , (2018); Kuhlmann <i>et al.</i> , (2015); Marçal e Silva (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015)
2	Temperatura ambiental	Silva <i>et al.</i> , (2021)
3	Cor da água	Pereira <i>et al.</i> , (2021); Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Santos <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2021); Alves <i>et al.</i> , (2018); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Abreu e Cunha (2016); Mendes <i>et al.</i> , (2020)
4	Turbidez	Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Thompson <i>et al.</i> , (2019); Pereira <i>et al.</i> , (2021); Mello <i>et al.</i> , (2018); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Santos <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2021); Severo <i>et al.</i> , (2020); Medeiros <i>et al.</i> , (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Bortoletto <i>et al.</i> , (2015); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Mori <i>et al.</i> , (2015); Alves <i>et al.</i> , (2018); Pinto <i>et al.</i> , (2013); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Passig <i>et al.</i> , (2015); Pires <i>et al.</i> , (2015); Silva <i>et al.</i> , (2016); Vargas <i>et al.</i> , (2015); Miranda <i>et al.</i> , (2017); Queiroz <i>et al.</i> , (2015); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> , (2020); Mendes <i>et al.</i> , (2020); Campanha <i>et al.</i> , (2015); Kuhlmann <i>et al.</i> , (2015); Marçal e Silva (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015);
5	Transparência	Da Silva <i>et al.</i> , (2022)
6	Sólidos totais (TS)	Santos <i>et al.</i> , (2018); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Pinto <i>et al.</i> , (2013); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Passig <i>et al.</i> , (2015); Miranda <i>et al.</i> , (2017); Marçal e Silva (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015)
7	Sólidos em suspensão (TSS)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2017); Magalhães <i>et al.</i> , (2022); Mello <i>et al.</i> , (2018); Mello <i>et al.</i> , (2018a); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Santos <i>et al.</i> , (2018); Medeiros <i>et al.</i> , (2017); Bortoletto <i>et al.</i> , (2015); Mori <i>et al.</i> , (2015); Dalzochio <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2019); Abreu e Cunha (2016); Kuhlmann <i>et al.</i> , (2015)
8	Total de sólidos fixos (TFS)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
9	Sólidos voláteis totais (TVS)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Passig <i>et al.</i> , (2015)
10	Total de sólidos dissolvidos (TDS)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Santos <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2021); Severo <i>et al.</i> , (2020); Medeiros <i>et al.</i> , (2017); Alves <i>et al.</i> , (2018); Medeiros <i>et al.</i> , (2019); Pires <i>et al.</i> , (2015); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Queiroz <i>et al.</i> , (2015); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> , (2020)
11	Suspensórios Orgânicos Sólidos (SSI)	Mello <i>et al.</i> , (2018); Mello <i>et al.</i> , (2018a)
12	Suspensões Inorgânicas Sólidas (SSI)	Mello <i>et al.</i> , (2018); Mello <i>et al.</i> , (2018a)
13	Condutividade elétrica (CE)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Thompson <i>et al.</i> , (2019); Magalhães <i>et al.</i> , (2022); Taniwaki <i>et al.</i> , (2017); Tanaka <i>et al.</i> , (2016); Santos <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2021); Severo <i>et al.</i> , (2020); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Alves <i>et al.</i> , (2018); Pinto <i>et al.</i> , (2013); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Curado <i>et al.</i> , (2018); Pires <i>et al.</i> , (2015); Silva <i>et al.</i> , (2016); Vargas <i>et al.</i> , (2015); Miranda <i>et al.</i> , (2017); Abreu e Cunha (2016); Campanha <i>et al.</i> , (2015); Kuhlmann <i>et al.</i> , (2015)
14	Salinidade	Pereira <i>et al.</i> , (2021); Santos <i>et al.</i> , (2018); Bacha <i>et al.</i> , (2021)

15	potencial hidrogeniônico (pH)	Pereira <i>et al.</i> , (2021); Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Thompson <i>et al.</i> , (2019); Magalhães <i>et al.</i> , (2022); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Tanaka <i>et al.</i> , (2016); Silva <i>et al.</i> , (2021); Severo <i>et al.</i> , (2020); Medeiros <i>et al.</i> , (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Alves <i>et al.</i> , (2018); Pinto <i>et al.</i> , (2013); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Medeiros <i>et al.</i> , (2019); Passig <i>et al.</i> , (2015); Curado <i>et al.</i> , (2018); Pires <i>et al.</i> , (2015); Silva <i>et al.</i> , (2016); Vargas <i>et al.</i> , (2015); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Miranda <i>et al.</i> , (2017); Queiroz <i>et al.</i> , (2015); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> , (2020); Mendes <i>et al.</i> , (2020); Rocha <i>et al.</i> , (2018); Campanha <i>et al.</i> , (2015); Marçal e Silva (2017); Carvalhoa <i>et al.</i> , (2015)
16	Oxigênio dissolvido (OD)	Pereira <i>et al.</i> , (2021); Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Thompson <i>et al.</i> , (2019); Pereira <i>et al.</i> , (2021); Magalhães <i>et al.</i> , (2022); Mello <i>et al.</i> , (2018); Mello <i>et al.</i> , (2018a); Taniwaki <i>et al.</i> , (2017); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Tanaka <i>et al.</i> , (2016); Santos <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2021); Severo <i>et al.</i> , (2020); Medeiros <i>et al.</i> , (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Bortoletto <i>et al.</i> , (2015); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Pinto <i>et al.</i> , (2013); Medeiros <i>et al.</i> , (2019); Passig <i>et al.</i> , (2015); Curado <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2016); Vargas <i>et al.</i> , (2015); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Miranda <i>et al.</i> , (2017); Queiroz <i>et al.</i> , (2015); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> , (2020); Rocha <i>et al.</i> , (2018); Campanha <i>et al.</i> , (2015); Kuhlmann <i>et al.</i> , (2015); Marçal e Silva (2017); Carvalhoa <i>et al.</i> , (2015)
17	Demanda de oxigênio bioquímico (DBO)	Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Medeiros <i>et al.</i> , (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Alves <i>et al.</i> , (2018); Miranda <i>et al.</i> , (2017); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> , (2020); Marçal e Silva (2017)
18	Demanda de oxigênio bioquímico cinco dias (DBO 5)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Dalzochio <i>et al.</i> , (2017); Silva <i>et al.</i> , (2021); Pinto <i>et al.</i> , (2013); Passig <i>et al.</i> , (2015); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio <i>et al.</i> , (2019); Queiroz <i>et al.</i> , (2015); Carvalhoa <i>et al.</i> , (2015)
19	Demanda de oxigênio químico (DQO)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Dalzochio <i>et al.</i> , (2017); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Medeiros <i>et al.</i> , (2019); Vargas <i>et al.</i> , (2015); Dalzochio <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio <i>et al.</i> , (2019)
20	Matéria orgânica	Silva <i>et al.</i> , (2021)
21	Alcalinidade	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Kuhlmann <i>et al.</i> , (2015)
22	Alcalinidade Total	Silva <i>et al.</i> , (2021); Alves <i>et al.</i> , (2018)
23	Dureza	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018)
24	Dureza do Magnésio	Santos <i>et al.</i> , (2018)
25	Dureza do Cálcio	Santos <i>et al.</i> , (2018)
26	Dureza Total	Alves <i>et al.</i> , (2018); Pires <i>et al.</i> , (2015)
27	Bicarbonatos	Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Alves <i>et al.</i> , (2018)
28	Cálcio	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Alves <i>et al.</i> , (2018); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Pires <i>et al.</i> , (2015); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Abreu e Cunha (2016)
29	Magnésio	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Alves <i>et al.</i> , (2018); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Pires <i>et al.</i> , (2015); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Abreu e Cunha (2016)
30	Surfactantes	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018)
31	Amônio	Pires <i>et al.</i> , (2015); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Abreu e Cunha (2016)
32	Nitrogênio amoniacal (AN)	Silva <i>et al.</i> , (2021); Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Dalzochio <i>et al.</i> , (2017); Magalhães <i>et al.</i> , (2022); Santos <i>et al.</i> , (2018); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Bortoletto <i>et al.</i> , (2015); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Alves <i>et al.</i> , (2018); Medeiros <i>et al.</i> , (2019); Passig <i>et al.</i> , (2015); Silva <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2019); Miranda <i>et al.</i> , (2017); Carvalhoa <i>et al.</i> , (2015)
33	Nitrogênio Orgânico (ON)	Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
34	Nitritos (NO ₂)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2021); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Bortoletto <i>et al.</i> , (2015); Pinto <i>et al.</i> , (2013); Pires <i>et al.</i> , (2015); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Mendes <i>et al.</i> , (2020); Carvalhoa <i>et al.</i> , (2015)

35	Nitratos (NO ₃)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da silva <i>et al.</i> , (2022); Taniwaki <i>et al.</i> , (2017); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Santos <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2021); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Bortoletto <i>et al.</i> , (2015); Mori <i>et al.</i> , (2015); Alves <i>et al.</i> , (2018); Pinto <i>et al.</i> , (2013); Passig <i>et al.</i> , (2015); Pires <i>et al.</i> , (2015); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Abreu e Cunha (2016); Mendes <i>et al.</i> , (2020); Marçal e Silva (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015)
36	Nitrito de Sódio (NaNO ₂)	Rodrigues <i>et al.</i> , (2018)
37	Superóxido de sódio (NO ₂ ⁻)	Rodrigues <i>et al.</i> , (2018)
38	Nitrogênio total (N)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Thompson <i>et al.</i> , (2019); Magalhães <i>et al.</i> , (2022); Mello <i>et al.</i> , (2018); Mello <i>et al.</i> , (2018a); Tanaka <i>et al.</i> , (2016); Medeiros <i>et al.</i> , (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Mori <i>et al.</i> , (2015); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Passig <i>et al.</i> , (2015); Queiroz <i>et al.</i> , (2015); Silva <i>et al.</i> , (2020); Carvalho <i>et al.</i> , (2015)
39	Fosfato (PO ₄ ³⁻)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Da silva <i>et al.</i> , (2022); Pinto <i>et al.</i> , (2013); Pires <i>et al.</i> , (2015); Marçal e Silva (2017)
40	Detergentes	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Magalhães <i>et al.</i> , (2022); Kuhlmann <i>et al.</i> , (2015)
41	Ortofosfato (PO ₄ ³⁻)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
42	Cloretos	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Santos <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2021); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Pires <i>et al.</i> , (2015); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Abreu e Cunha (2016)
43	Cloro residual (Cl)	Mendes <i>et al.</i> , (2020)
44	Fluoretos	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
45	Sulfetos	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
46	Sulfatos	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Alves <i>et al.</i> , (2018); Pires <i>et al.</i> , (2015); Silva <i>et al.</i> , (2016); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Abreu e Cunha (2016); Mendes <i>et al.</i> , (2020)
47	Fósforo (P) Total	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2017); Magalhães <i>et al.</i> , (2022); Mello <i>et al.</i> , (2018); Mello <i>et al.</i> , (2018a); Tanaka <i>et al.</i> , (2016); Santos <i>et al.</i> , (2018); Silva <i>et al.</i> , (2021); Medeiros <i>et al.</i> , (2017); Carvalho <i>et al.</i> , (2015); Bortoletto <i>et al.</i> , (2015); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Mori <i>et al.</i> , (2015); Alves <i>et al.</i> , (2018); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Medeiros <i>et al.</i> , (2019); Passig <i>et al.</i> , (2015); Silva <i>et al.</i> , (2016); Vargas <i>et al.</i> , (2015); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2019); Queiroz <i>et al.</i> , (2015); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Abreu e Cunha (2016); Silva <i>et al.</i> , (2020); Kuhlmann <i>et al.</i> , (2015); Carvalho <i>et al.</i> , (2015)
48	Amônia não ionizada (UI ammonia)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
49	Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	Thompson <i>et al.</i> , (2019); Magalhães <i>et al.</i> , (2022); Taniwaki <i>et al.</i> , (2017); Alves <i>et al.</i> , (2018)
50	Fenóis	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019);
51	Brometo	Pires <i>et al.</i> , (2015)
52	Cianeto	Dalzochio <i>et al.</i> , (2017), Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
53	Cádmio total (Cd)	Thompson <i>et al.</i> , (2019), Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Da silva <i>et al.</i> , (2022);
54	Cádmio (Cd)	Bianchi <i>et al.</i> , (2019), Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Thompson <i>et al.</i> , (2019); Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021); Gemusse <i>et al.</i> , (2021); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> , (2016); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Santos <i>et al.</i> , (2020); Rocha <i>et al.</i> , (2018)
55	Cobre (Cu)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Thompson <i>et al.</i> , (2019); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2017); Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021); Gemusse <i>et al.</i> , (2021); Silva <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Machado <i>et al.</i> , (2016); Caixeta <i>et al.</i> , (2022); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2019); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Santos <i>et al.</i> , (2020); Rocha <i>et al.</i> , (2018)
56	Cobre Disuelto (Cu)	Da silva <i>et al.</i> , (2022); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018)
57	Cobalto (Co)	Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021); Gemusse <i>et al.</i> , (2021); Silva <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Rocha <i>et al.</i> , (2018)
58	Arsênico (As)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da silva <i>et al.</i> , (2022); Silva <i>et al.</i> , (2021);
59	Manganês Total (Mg)	Da silva <i>et al.</i> , (2022); Silva <i>et al.</i> , (2021)

60	Manganês (Mg)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021); Gemusse <i>et al.</i> , (2021); Silva <i>et al.</i> , (2021); Pacheco <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> , (2016); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Rocha <i>et al.</i> , (2018)
61	Níquel (Ni)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021); Gemusse <i>et al.</i> , (2021); Silva <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2016); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Santos <i>et al.</i> , (2020)
62	Zinco (Zn)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2017); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021); Gemusse <i>et al.</i> , (2021); Silva <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> , (2016); Silva <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio <i>et al.</i> , (2019); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Santos <i>et al.</i> , (2020)
63	Bário (Ba)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Silva <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Bacha <i>et al.</i> , (2021)
64	Gorduras e óleos	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
65	DDD	Gemusse <i>et al.</i> , (2021)
66	Sódio (Na)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Alves <i>et al.</i> , (2018); Pires <i>et al.</i> , (2015); Bacha <i>et al.</i> , (2021)
67	Sílica Dissolvida (Si)	Magalhães <i>et al.</i> , (2022)
68	Selênio (Se)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Silva <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016)
69	Potássio (K)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Alves <i>et al.</i> , (2018); Pires <i>et al.</i> , (2015); Silva <i>et al.</i> , (2016); Bacha <i>et al.</i> , (2021)
70	Ferro dissolvido (Fe)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da Silva <i>et al.</i> , (2022)
71	Ferro total (Fe)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Thompson <i>et al.</i> , (2019); Dalzochio <i>et al.</i> , (2017); Rodrigues <i>et al.</i> , (2018); Gemusse <i>et al.</i> , (2021); Silva <i>et al.</i> , (2021); Silva <i>et al.</i> , (2021); Pacheco <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Silva <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio <i>et al.</i> , (2016)
72	Ferro (Fe)	Dalzochio <i>et al.</i> , (2019); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Miranda <i>et al.</i> , (2017); Barbosa <i>et al.</i> , (2018); Santos <i>et al.</i> , (2020); Rocha <i>et al.</i> , (2018)
73	Mercúrio (Hg)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Thompson <i>et al.</i> , (2019); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> , (2016)
74	Mercúrio total	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da Silva <i>et al.</i> , (2022)
75	Alumínio (Al)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Thompson <i>et al.</i> , (2019); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2017); Silva <i>et al.</i> , (2021); Pacheco <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Curado <i>et al.</i> , (2018); Machado <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio, <i>et al.</i> , (2019); Bacha <i>et al.</i> , (2021)
76	Alumínio Dissolvido	Da Silva <i>et al.</i> , (2022)
77	Prata (Ag)	Silva <i>et al.</i> , (2021)
78	Chumbo (Pb)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Dalzochio <i>et al.</i> , (2017); Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021); Gemusse <i>et al.</i> , (2021); Silva <i>et al.</i> , (2021); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> , (2016); Caixeta <i>et al.</i> , (2022); Dalzochio <i>et al.</i> , (2019); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Santos <i>et al.</i> , (2020)
79	Cromo Dissolvido (Cr)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Santos <i>et al.</i> , (2020)
80	Cromo total (Cr)	Gemusse <i>et al.</i> , (2021) Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019); Da Silva <i>et al.</i> , (2022); Dalzochio <i>et al.</i> , (2017); Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021); Silva <i>et al.</i> , (2021); Palácio <i>et al.</i> , (2016); Queiroz, Oliveira e Marchetto (2018); Machado <i>et al.</i> , (2016); Caixeta <i>et al.</i> , (2022); Silva <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio <i>et al.</i> , (2016); Dalzochio <i>et al.</i> , (2019); Bacha <i>et al.</i> , (2021); Barbosa <i>et al.</i> , (2018)
81	Cromo hexavalente (Cr)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022); Bianchi <i>et al.</i> , (2019)
82	Cromo trivalente (Cr)	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
83	Vanádio (V)	Silva <i>et al.</i> , (2021)
84	Urânio (U)	Silva <i>et al.</i> , (2021)
85	Titânio (Ti)	Machado <i>et al.</i> , (2016)
86	Estanho (Sn)	Machado <i>et al.</i> , (2016)

87	Berílio (Be)	Machado <i>et al.</i> , (2016)
88	Benzo(a)pireno	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
89	Pentaclorofenol	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
90	246-triclorofenol	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
91	Aldrín	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
92	DDT	Barcellos <i>et al.</i> , (2022)
93	Endossulfán	Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021)
94	Atrazina	Severo <i>et al.</i> , (2020)
95	Quinclorac	Severo <i>et al.</i> , (2020)
96	Lomazona	Severo <i>et al.</i> , (2020)
97	Imidacloprid	Severo <i>et al.</i> , (2020)
98	Tebuconazol	Severo <i>et al.</i> , (2020)
99	Epoxiconazol	Severo <i>et al.</i> , (2020)
100	Tetraconazol	Severo <i>et al.</i> , (2020)
101	Propiconazol	Severo <i>et al.</i> , (2020)
102	Bentazon	Severo <i>et al.</i> , (2020)
103	Propoxur	Severo <i>et al.</i> , (2020)
104	Trifloxistrobina	Severo <i>et al.</i> , (2020)
105	Metsulfuron metil	Severo <i>et al.</i> , (2020)
106	Azoxistrobina	Severo <i>et al.</i> , (2020)
107	Tiametoxam	Severo <i>et al.</i> , (2020)
108	Carbofurano	Severo <i>et al.</i> , (2020)
109	Metalaxil	Severo <i>et al.</i> , (2020)
110	Flutolanil, 2,4-D	Severo <i>et al.</i> , (2020)
111	Carbendazim	Severo <i>et al.</i> , (2020)
112	Simazina	Severo <i>et al.</i> , (2020)
113	Metconazol	Severo <i>et al.</i> , (2020)
114	Cianazina	Severo <i>et al.</i> , (2020)
115	Oxamil	Severo <i>et al.</i> , (2020)
116	Vamidotião	Severo <i>et al.</i> , (2020)
117	Lindano	Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021)
118	Dieldrín	Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021); Gemusse <i>et al.</i> , (2021)
119	Dieldrina	Gemusse <i>et al.</i> , (2021)
120	Endrina	Gemusse <i>et al.</i> , (2021)
121	Naftaleno	Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021)
122	C 1 -naftaleno	Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021)
123	C 2 -naftaleno	Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021)
124	C 3 -naftaleno	Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021)
125	Bifenilos policlorados	Gemusse <i>et al.</i> , (2021)
126	Hexaclorociclohexanos (HCH; α , β , δ y γ)	Gemusse <i>et al.</i> , (2021)

127	Heptacloro	Gemusse <i>et al.</i> , (2021)
128	Clordanos (oxi-, α y γ)	Gemusse <i>et al.</i> , (2021)
129	Endosulfán (I y II)	Gemusse <i>et al.</i> , (2021)
130	DDE	Gemusse <i>et al.</i> , (2021)
131	Congéneres de bifenilo policlorado (PCB)	Gemusse <i>et al.</i> , (2021)
132	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (2– 3 anillos, 4-6 anillos)	Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021)
133	Compuestos alquilados	Rubio -Vargas <i>et al.</i> , (2021)
134	Molinato	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
135	Atrazina	Milhome <i>et al.</i> , (2015); Machado <i>et al.</i> , (2016)
136	Metilparação	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
137	Malation	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
138	Clorpirifós	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
139	Fenitroção	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
140	Pendimetalina	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
141	Triazofos	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
142	Bentazona	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
143	Azoxistrobina	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
144	Propiconazol	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
145	Difenoconazol	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
146	Diuron	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
147	Tebutiurão	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
148	Simazina	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
149	Ametrino	Milhome <i>et al.</i> , (2015)
150	Hexazinona	Milhome <i>et al.</i> , (2015)

ANEXOS

Anexo A- Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em Trechos de Bacias Hidrográficas, modificado do protocolo proposto por Callisto et al. (2002).

**Protocolo de avaliação Rápida de Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.
Modificado do Protocolo da Agencia proteção ambiental de Ohiao (EUA), (EPA, 1987).**

Obs: 4punto -Situación Natural / 2- Situaciones Leves / 0-Severamente Alteradas.

Localização Geográfica:

Hora da colecta:

Data de Colecta: ____ / ____ / ____

Tempo (Situação do dia):

Modo de Colecta (Colector):

Tipo de ambiente: Córrego () Rio ()

Largura:

Profundidade:

Temperatura da Agua

Parâmetros	Pontuação		
	4 pontos	2 pontos	0 pontos
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação Natural	Campo de pastagem / Agricultura / Monocultura / Reflorestamento	Residencia / Comercial / Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assessoramento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alteraciones Antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstico (esgoto, lixo)	Alterações de origem industrial/ urbana (fábricas, siderúrgicas, canalização, reutilização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	nenhum	Esgoto (Ovo podre)	Óleo/ Industrial
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	Transparente	turva/ cor de chá forte	Opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	nenhum	Esgoto (Ovo podre)	Óleo/ industrial
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Moderada	Abundante
10. Tipo do fundo	Pedra/ Cascalho	Lama/ Areia	Cimento / Canalizado

Protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em trechos de bacias hidrográficas, modificado do protocolo de Hannaford et al., (1997).

Obs. 5 pontos (Situação natural), 3 e 2 (situações leves) 0 pontos (severamente alteradas).

Parâmetros	Pontuações			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 pontos
11. Tipos de fundos	Mais de 50% de com hábitos diversificados, pedaços de troncos submersos, cascalho ou outros habitats estáveis	30 a 50% de habitats diversificados; habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos	10 a 30% de habitats diversificados, disponibilidade de habitats insuficiente: substratos, frequentemente modificados.	Menos que 10% dos habitats diversificados; ausência de habitats óbvias; substrato rochoso instável para fixação dos organismos
12. Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bom desenvolvidas rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio	Rápidos com a largura igual a do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio	Rápidos ou corredeiras inexistente
13. Frequência de rápidos	Rápidos relativamente frequentes, distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 y 7	Rápidos não frequentes, distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15	Rápidos ou corredeiras ocasionais, habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25	Geralmente com lâmina da água "lisa", ou com rápidos rasos, pobreza de habitats, distância entre rápidos, dividida pela largura do rio maior que 25
14. Tipo de substratos	Seixos abundantes, prevalecendo em nascentes	Seixos abundantes, cascalho comum	Fundo predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes	Fundo pedregoso, seixos ou lamosos
15. Deposição de lama	Entre 0 y 25% do fundo coberto por lama	Entre 25 y 50% do fundo coberto por lama	Entre 50 y 75% do fundo coberto por lama	Mais de 75% do fundo coberto por lama
16. Depósitos sedimentos	Menos do 5% do fundo com deposição de lama, ausência de deposição nos remansos	Alguma evidencia da modificação do fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens, entre 30 y 50% do fundo afetado, deposição moderada nos remansos	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido a significativa deposição de sedimento.
17. Alterações no canal do rio	Canalização (Retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal	Alguma canalização presente, normalmente próximo a construção das pontes evidencia das modificações a mais de 20 anos	Alguma modificação presente nas duas margens: 40-80% do rio modificado	Margens modificados; acima de 80% do rio modificado
18. Característica do uso da água	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta	Lâmina d'agua acima de 75% do canal do rio, ou menos de 25% do substrato exposto	Lâmina d'agua entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos rápidos exposto	Lâmina d'agua escassa e presente apenas nos remansos
19. Presença de Mata Ciliar	Acima do 90% com vegetação riparia nativa, incluindo arvóres, arbusto ou macrófitas, mínima evidencia de reflorestamento; todas as plantas atingidas a altura "normal"	Entre 70 e 90% com vegetação riparia nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação, maioria das plantas atingindo a altura "normal"	Entre 50 e 70% com vegetação riparia nativa; desflorestamento obvio, trechos com solo expostos ou vegetação eliminada; menos de metade das plantas atingidos a altura "normal"	Menos de 50% da mata ciliar nativa, desflorestamento muito acentuado
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis, evidencia da erosão mínima ou ausente, pequeno potencial para problemas futuros. Menos da 5% da margem afetada	Moderadamente estáveis, pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável, entre 30 e 60% da margem com erosão, risco elevado da erosão durante enchentes	Instável, muitas áreas com erosão, frequentes áreas descobertas nas curvas do rio, erosão obvia entre 60 e 100% da margem
21. Extensão de Mata ciliar	Largura da vegetação riparia maior que 18m, sem influência de atividades antrópicas (agropecuárias, estradas, etc)	Largura de vegetação riparia entre 12 e 18 m, mínima influencia antrópica	Largura da vegetação riparia entre 8 e 12. Influencia antrópica intensa	Largura da vegetação riparia menor que 6 m. Vegetação restrita ou ausente devido à atividades antrópicas
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídos no rio, substrato com perifiton	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras, ou alguns remansos, perifiton abundante e biofilme	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p. ex. Aguapé)