

Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais – FCBA
Programa de Pós-Graduação em
Biodiversidade e Meio Ambiente – PPGBMA

Influência da dimensão da floresta ripária nos padrões de qualidade da água e os efeitos
toxicológicos *in situ* e *ex situ* em *Astyanax lacustris*

Milena Perez de Melo

Dourados-MS
Setembro de 2022

Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais – FCBA
Programa de Pós-Graduação em
Biodiversidade e Meio Ambiente - PPGBMA

Milena Perez de Melo

INFLUÊNCIA DA DIMENSÃO DA FLORESTA RIPÁRIA NOS PADRÕES DE QUALIDADE
DA ÁGUA E OS EFEITOS TOXICOLÓGICOS *in situ* E *ex situ*
EM *Astyanax lacustris*

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de MESTRE EM BIODIVERSIDADE E MEIO AMBIENTE.
Área de Concentração: Conservação dos Recursos Naturais

Orientadora: Alexeia Barufatti

Dourados - MS
Setembro de 2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

M528i Melo, Milena Perez De
Influência da dimensão da floresta ripária nos padrões de qualidade da água e os efeitos toxicológicos *in situ* e *ex situ* em *Astyanax lacustris* [recurso eletrônico] / Milena Perez De Melo. -- 2022.
Arquivo em formato pdf.

Orientadora: Alexeia Barufatti.
Coorientador: Bruno do Amaral Crispim.
Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente)-Universidade Federal da Grande Dourados, 2022.
Disponível no Repositório Institucional da UFGD em:
<https://portal.ufgd.edu.br/setor/biblioteca/repositorio>

1. Mata ciliar. 2. Parâmetros físico-químicos. 3. Contaminantes inorgânicos. 4. Uso do solo. 5. Genotoxicidade. I. Barufatti, Alexeia. II. Crispim, Bruno Do Amaral. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

©Direitos reservados. Permitido a reprodução parcial desde que citada a fonte.

“INFLUÊNCIA DA DIMENSÃO DA FLORESTA RIPÁRIA NOS PADRÕES DE
QUALIDADE DA ÁGUA E OS EFEITOS TOXICOLÓGICOS *in situ* E *ex situ* EM *Astyanax
lacustris*”

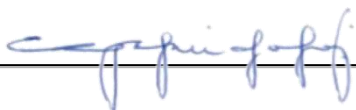
POR

MILENA PEREZ DE MELO

DISSERTAÇÃO APRESENTADA À UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE
DOURADOS (UFGD), COMO PARTE DOS REQUISITOS EXIGIDOS PARA OBTENÇÃO
DO TÍTULO DE MESTRE EM BIODIVERSIDADE E MEIO AMBIENTE - ÁREA DE
CONCENTRAÇÃO: “CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS”.



PROF.^a DR.^a ALEXEIA BARUFATTI
ORIENTADORA – UFGD



PROF. DR. EVALDO LUIZ GAETA ESPÍNDOLA
MEMBRO TITULAR – USP



PROF. DR. FÁBIO KUMMROW
MEMBRO TITULAR – UNIFESP

Aprovada em 02 de setembro de 2022.

Dedico ao meus pais, Maria do Carmo e Ademilson,
aos meus irmãos Thalison e Tais e ao grupo
LECOGEN, por todo apoio e aprendizagem.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, aos meus pais, por serem minha base, por me darem amor e apoio ilimitado e serem meus exemplos de caráter. À minha mãe em especial, que mesmo longe sempre esteve me apoiando e me lembrando do meu potencial. Cheguei até aqui por vocês! Espero um dia poder retribuir toda luta que encaram por mim. Amo vocês incondicionalmente.

Aos meus irmãos, Thalison e Tais, por todo apoio e nunca permitirem que eu desista.

Ao Prof. Dr. Bruno do Amaral Crispim que sou imensamente grata, por nunca desistir de mim, seu amparo, conselhos, colo, ombro e broncas foram fundamentais para o meu crescimento acadêmico. Você fez papel de irmão, amigo e pai; você chorou comigo, sorriu comigo, me abraçou quando eu precisei, me estendeu a mão sem pedir nada em troca, agradeço a Deus por ter tido você como meu coorientador.

A minha orientadora, Prof. Dr. Alexeia Barufatti. Você é meu grande exemplo de mulher, de profissional e de ser humano. Muito obrigada por me orientar e por todos os conhecimentos transmitidos durante esse percurso. Obrigada por ter sido alguém além do meio acadêmico, pelo papel de mãe tão bem desempenhado, pelo carinho, preocupação e por estar sempre disposta a ajudar cada um de nós.

A Prof. Dr. Lucilene Finoto Viana, por me inserir no mundo ArcGis e R Studio, que foram cruciais para o resultado deste documento, pelo esclarecimento e boa vontade em ajudar. Tenho certeza que você está na profissão certa, pois é uma excelente professora.

Ao Felipe Mendes Merey, que foi muito importante nesse meu processo, me guiando, me ensinando, me aconselhando, sendo o melhor amigo que poderia ter durante meu percurso acadêmico. Agradeço por todo o apoio, amizade, carinho, pelos desabafos e por todos os galões de água carregados em campo. Obrigada por ter dividido cada momento comigo.

A todos os amigos e família do laboratório (LECOGEN), em especial a Héliana Santos, Nathalya Lima e Sabrina Luz, por serem grandes responsáveis pelo conhecimento maravilhoso de campo, pelas histórias e toda ajuda que nada no mundo pagaria, além das risadas cotidianas que melhoravam meus dias.

Aos professores Dr. Fábio Kummrow e Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espindola, membros da banca examinadora, por aceitarem contribuir com esse trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida durante este período.

A FUNDECT, pelo auxílio financeiro para realização da pesquisa.

À Pró-Reitoria de Pós-Graduação da UFGD, pelo apoio acadêmico.

Muito obrigada!!!!

RESUMO

A bacia do Rio Dourados possui grande importância para o município de Dourados devido ao uso da água para abastecimento público, irrigação, dessedentação de animais e indústrias. Porém, assim como muitas bacias hidrográficas no mundo, apresenta comprometimento na qualidade da água. Esse comprometimento é devido principalmente ao aumento do uso do solo e outras atividades antrópicas, advinda da expansão de áreas agrícolas ao redor de corpos hídricos e descarte de resíduos industriais e urbanos, resultando na liberação de poluentes. Visando a preservação destes mananciais hídricos, torna-se fundamental o monitoramento da qualidade da água. As florestas ripárias (mata ciliares) constituem áreas associadas aos corpos hídricos que apresentam relevância para preservação da qualidade da água, pois atuam como filtros, e promovem a retenção de contaminantes que seriam transportados para os cursos d'água. Porém, o aumento progressivo do uso do solo promove a degradação dessas florestas. Com o intuito de promover a conservação das florestas ripárias, o Novo Código Florestal Brasileiro, determinado pela Lei nº 12.651/2012 recomenda uma dimensão de floresta ripária que permita manter funções fundamentais do ecossistema. No entanto, torna-se relevante avaliar se tal recomendação é suficiente para garantir a qualidade da água em bacias hidrográficas. O presente estudo teve como objetivo analisar a influência da dimensão da floresta ripária na existência de contaminantes e a indução da toxicidade da água proveniente de nascentes e corpos hídricos da Bacia do Rio Dourados em bioensaios *in situ* e *ex situ* com *Astyanax lacustris*. Os resultados revelaram predominância de áreas agrícolas ao redor dos pontos amostrais, que resulta na degradação das florestas ripárias de forma desordenada, e conseqüentemente, impactos na qualidade da água. A agricultura é responsável pela contaminação química de corpos hídricos resultando em efeitos tóxicos para os peixes. A proporção de floresta ripária avaliada no corpo hídrico e em áreas de nascentes não foram suficientes para mitigar a toxicidade em *A. lacustris*, além disso, acredita-se que para uma melhor eficiência de zonas ribeirinhas na conservação da qualidade da água deve-se considerar além da estrutura vegetal fatores específicos do local. Desta forma, o tipo de vegetação a ser utilizada e a largura seria diferente em cada local, sendo necessários estudos mais aprofundados considerando as diferentes características do local, para uma melhor interpretação dos efeitos das florestas ripária e a determinação da largura adequada.

Palavras-chave: Mata ciliar, parâmetros físico-químicos, contaminantes inorgânicos, uso do solo, genotoxicidade.

ABSTRACT

The Dourados River basin is of great importance for the municipality of Dourados due to the use of water for public supply, irrigation, watering of animals and industries. However, like many river basins in the world, it has compromised water quality. This commitment is mainly due to the increase in land use and other anthropic activities, arising from the expansion of agricultural areas around water bodies and the disposal of industrial and urban waste, resulting in the release of pollutants. In order to preserve these water sources, it is essential to monitor the quality of the water. Riparian forests are areas associated with water bodies that are relevant for the preservation of water quality, as they act as filters and promote the retention of contaminants that would be transported to water courses. However, the progressive increase in land use promotes the degradation of these forests. In order to promote the conservation of riparian forests, the New Brazilian Forest Code, determined by Law No. 12,651/2012, recommends a size of riparian forest that allows maintaining fundamental functions of the ecosystem. However, it becomes relevant to assess whether such a recommendation is sufficient to guarantee water quality in watersheds. This study aimed to analyze the influence of riparian forest size on the existence of contaminants and the induction of toxicity in water from springs and water bodies in the Dourados River Basin *in situ* and *ex situ* bioassays with *Astyanax lacustris*. The results revealed a predominance of agricultural areas around the sampling points, which results in the disorderly degradation of riparian forests, and consequently, impacts on water quality. Agriculture is responsible for the chemical contamination of water bodies resulting in toxic effects for fish. The proportion of riparian forest evaluated in the water body and in areas of springs were not sufficient to mitigate the toxicity in *A. lacustris*, in addition, it is believed that for a better efficiency of riparian zones in the conservation of water quality, one should consider in addition to plant structure, site-specific factors. In this way, the type of vegetation to be used and the width would be different in each location, requiring further studies considering the different characteristics of the location, for a better interpretation of the effects of riparian forests and the determination of the adequate width.

Keywords: riparian forest, physical-chemical parameters, inorganic contaminants, land use, genotoxicity.

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA – Agência Nacional das Águas
BHRD - Bacia Hidrográfica do Rio Dourados
CN – Controle Negativo
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cond. – Condutividade
CQP - Critério de qualidade da água para preservação da vida aquática
ESRI - Environmental Systems Research Institute
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICP-OES –Inductively coupled plasma – optical emission spectrometry
IG – Índice de Genotoxicidade
IR – Índice de Risco
LC-MS –Liquid Chromatography Mass Spectrometry
LOQ - Limit of quantification
MDE – Modelo Digital de Elevação
MN – Micronúcleo
AN - Alterações Nucleares
OD - Oxigênio Dissolvido
OECD - Organisation for Economic Co-operation & Development
pH - Potencial Hidrogeniônico
QR – Quociente de Risco
SIG - Sistemas de Informação Geográfica
STD - Sólidos Totais Dissolvidos
Temp. – Temperatura
Transp. – Transparência
USGS - United States Geological Survey
VPM – Valor máximo permitido
Agric. – Agricultura
Frag florest – Fragmentos Florestais
Veget rasteir – Vegetação rasteira
IN – Invaginação Nuclear
BN – Brotamento Nuclear
CB – Célula Binucleada
IG – Índice de Genotoxicidade

UA_T - Unidade Arbitrária

TCA – Total de Células com Alteração

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	15
Figura 2.	31
Figura 3.....	32
Figura 4.....	48
Figura 5.....	52
Figura 6.....	55
Figura 7.....	56
Figura 8.....	71
Figura 9.....	76
Figura 10.....	77
Figura 11.....	79
Figura 12.....	83

LISTA DE IMAGENS

Imagem 1.	66
Imagem 2.	67
Imagem 3.	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	21
Tabela 2.	26
Tabela 3.	53
Tabela 4.	55
Tabela 5.	77
Tabela 6.....	80
Tabela 7.....	81

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	16
REVISÃO DE LITERATURA	17
REFERÊNCIAS	33
HIPÓTESES	43
OBJETIVOS	44
Objetivo geral.....	44
Objetivo específico	44
CAPÍTULO I	45
ARTIGO 1	45
Resumo	46
Introdução	47
Material e Métodos.....	48
Resultados e Discussão.....	51
Conclusão.....	59
Agradecimentos.....	59
Referência	59
CAPÍTULO II	65
ARTIGO 2	65
Introdução	66
Material e Métodos.....	67
Resultados e Discussão.....	73
Conclusão.....	84
Referências.....	85
CANSIDERAÇÕES FINAIS	89
ANEXO 1	90
Carta de aceite Artigo 1	91
ANEXO 2	92
Artigo 2 publicado	93

1. INTRODUÇÃO GERAL

A bacia do Rio Dourados assume grande importância no contexto socioeconômico devido ao abastecimento de água da população urbana do município de Dourados e a utilização desta para irrigação, dessedentação de animais e indústrias (MATOS, 2017). A poluição de corpos hídricos, associada ao aumento da atividade antrópica, resultante da expansão de áreas agrícolas ao redor de corpos hídricos e o descarte de efluentes industriais e urbanos, trata-se de uma preocupação ambiental (WANG et al., 2021) tanto em nível mundial quanto local (Mato Grosso do Sul). Visando a conservação dos mananciais hídricos pertencentes a essa bacia, torna-se fundamental o monitoramento da qualidade da água. Ressalta-se também que a escassez hídrica determinada por períodos de seca ou a contaminação destas áreas, podem resultar na redução significativa da bacia, afetando os recursos hídricos e a produção agrícola. A contaminação dos corpos hídricos pode ser atenuada pela presença de floresta ripária, que se trata de vegetação associada aos mesmos, também denominada mata ciliar (EFFERT-FANTA et al., 2019).

Essas florestas possuem papel relevante na conservação da qualidade da água, pois promovem a retenção de poluentes e sedimentos que seriam transportados para os cursos d'água. Dessa forma, o ecossistema fica protegido das atividades antropogênicas (TANIWAKI et al., 2017; HANCOCK et al., 2019), além de garantir qualidade para os diversos usos como, por exemplo, utilização da água para abastecimento público, tornando-se também, instrumento importante para a saúde pública. O Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/12) recomenda larguras de vegetação ripária de acordo com o tamanho do corpo hídrico, as quais seriam eficientes para manter funções fundamentais do ecossistema. Porém, estudos recentes (VALERA et al., 2019; DE MELLO et al., 2018) mostraram que a largura ripária mínima protegida por lei no Brasil, ou seja, 30 m nem sempre é suficiente para garantir a qualidade da água em bacias hidrográficas. Segundo Valera et al. (2019), a largura legal de floresta ripária deveria ser de pelo menos 45 m ou preferencialmente maior.

Diante disso, a análise do uso do solo do manancial hídrico, a mensuração do tamanho das florestas ripárias e o monitoramento da qualidade da água são essenciais para a conservação desta bacia e, conseqüentemente, a conservação da biodiversidade e o bem-estar dos organismos aquáticos. Para avaliar o uso do solo e o tamanho da floresta ripária, os dados são obtidos por meio do Sistemas de Informação Geográfica (SIG) que utiliza informações espaciais do mundo físico para gerar mapas temáticos (KOKILA et al., 2021) e possibilita a detecção de áreas de conservação, reservas florestais, áreas agrícolas e urbanas (DE MELLO et al., 2020).

O uso do solo associado às áreas agrícolas resulta na poluição dos corpos hídricos que reflete diretamente na alteração das características físicas, químicas e biológicas da água. As características físicas e químicas da água (transparência, turbidez, pH, oxigênio, dentre outras) são utilizadas para

avaliar a qualidade de um ambiente aquático. Porém, também são necessárias análises que determinem a existência de contaminantes que impactam na toxicidade para os organismos aquáticos. Tais análises, como ensaios de mortalidade e genotoxicidade, são aplicadas usando o teste de micronúcleo/alterações nucleares e ensaio do cometa, que indica a taxa de degradação do DNA (ANDERSON & WILD, 1994; YI et al., 2017; KIM et al., 2018; LI et al., 2021).

O documento da dissertação foi organizado da seguinte maneira:

- ✓ Revisão de literatura;
- ✓ Artigo 1, que aborda a influência da composição da paisagem sobre a qualidade da água e a mortalidade e genotoxicidade *in situ* em *Astyanax lacustris* (Capítulo I);
- ✓ Artigo 2, que propõe a análise da influência da floresta ripária na qualidade da água proveniente em áreas de nascentes pertencentes a Bacia do Rio Dourados e seus efeitos toxicológicos *ex situ* em *Astyanax lacustris* (Capítulo II).

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. BACIAS HIDROGRÁFICAS

O Brasil possui cerca de 12% de água doce do planeta, sendo uma proporção significativa quando comparada a outros países (Rússia: 10%; Canadá: 6%; EUA: 6%, China 6%; Colômbia: 5%; Indonésia: 4%; Peru: 3%; Índia: 3% e Myamar: 2%) (GELAIN & ISTAKE, 2015). Porém, segundo a Agência Nacional das Águas (ANA) esta distribuição não é homogênea no Brasil, pois grande parte dos recursos hídricos estão concentrados em localidades onde há menor densidade demográfica. A região Norte apresenta a maior proporção de água do Brasil (68%), e apresenta densidade populacional de apenas 8,6%. Esta distribuição fica mais desproporcional quando associada ao uso intensivo do solo principalmente por irrigação (49,8%) (ANA, 2021) e aos problemas de qualidade da água resultante da poluição hídrica, tornando-se essencial o monitoramento e manejo desse recurso.

A água aflora na superfície terrestre por meio de nascentes, constituindo inicialmente os córregos, rios, lagos e estuários. Portanto as nascentes são relevantes para formação dos recursos hídricos associados à sub-bacias e bacias hidrográficas. Dentre as diversas bacias hidrográficas brasileiras, destacamos a Bacia do Rio Ivinhema, localizada no estado do Mato Grosso do Sul, inserida na Região Hidrográfica do Paraná, que ocupa uma área de 46.688,75 Km² e abrange aproximadamente 25 municípios sul mato-grossenses. Os recursos hídricos associados a essas bacias são responsáveis pelo abastecimento público e demais usos antrópicos (MATO GROSSO DO SUL, 2015) (Figura 1).

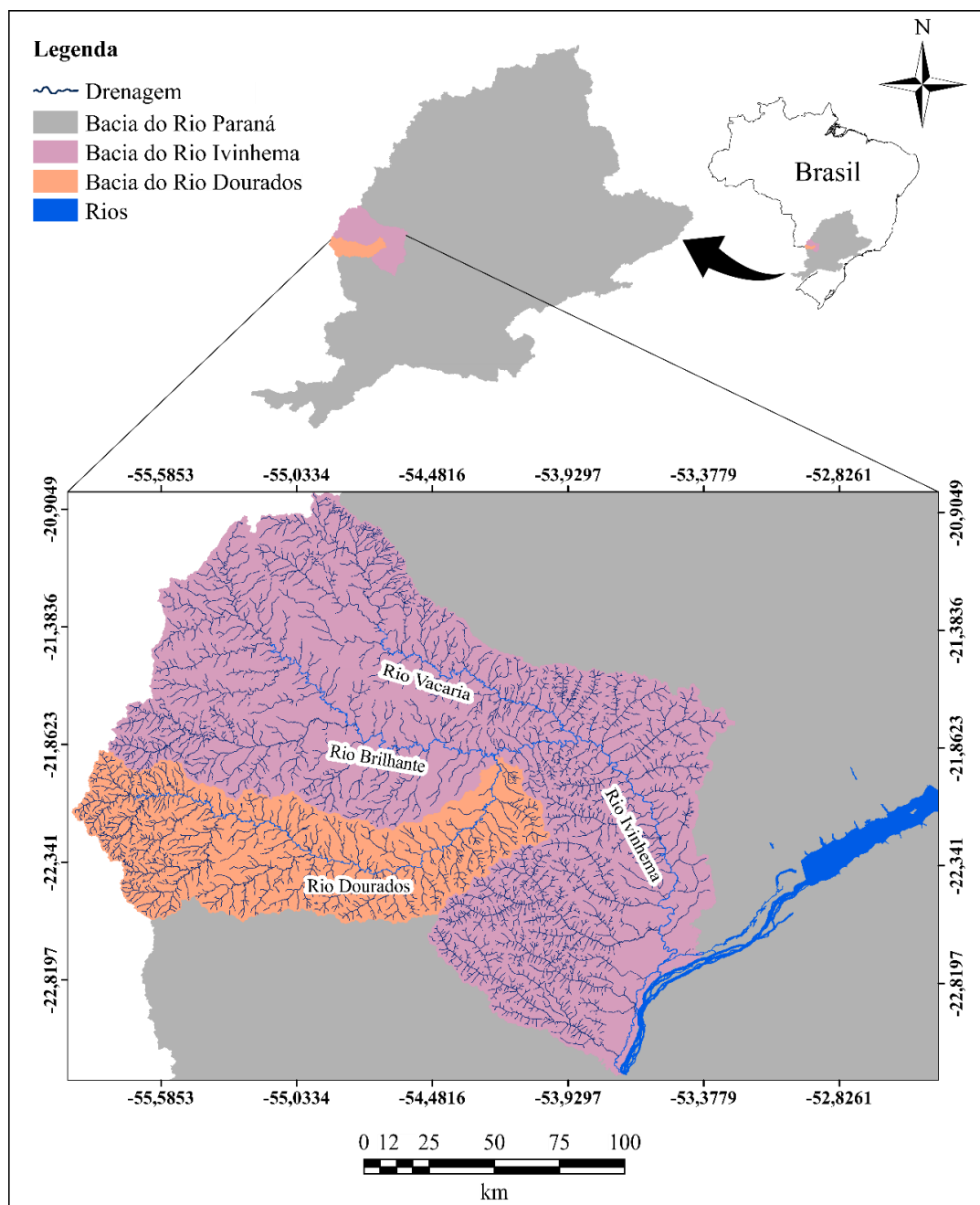


Figura 1. Mapa de localização das bacias hidrográficas do Rio Paraná, Rio Ivinhema e Rio Dourados.

A bacia do Rio Ivinhema é formada pela junção dos rios Vacaria e o Brillante, sendo este o seu principal integrante, que tem como afluente o Rio Dourados (MATO GROSSO DO SUL, 2012). Na Bacia Hidrográfica do Rio Ivinhema encontra-se a Sub-bacia Hidrográfica do Rio Dourados, que está localizada na região centro-sul do Estado do Mato Grosso do Sul, ocupa 7.982,33 km² e representa uma faixa no sentido oeste-leste (MATO GROSSO DO SUL, 2015).

As águas superficiais do Rio Dourados, abastecem cerca de 75% da população urbana do município de Dourados (MATOS, 2017), que constitui o principal polo regional urbanizado da bacia, com mais de 225 mil habitantes (IBGE, 2020). Dessa forma seus recursos são de grande importância tanto para a população (abastecimento público, irrigação e dessedentação de animais e indústrias) quanto para manutenção dos aspectos ambientais. Assim sendo, as ações exploratórias antrópicas

associadas ao uso do solo nessas áreas promoveram impactos ambientais. Dessa forma, o monitoramento da qualidade da água do Rio Dourados se torna essencial para conservação da biodiversidade local (aquática e terrestre) e a saúde da população. Destaca-se a importância do monitoramento ambiental em áreas de nascentes, considerando que períodos de estiagem ou exposição a contaminantes, podem resultar no desaparecimento de bacias ou gerar fatores impeditivos relacionados ao uso desta água, como por exemplo, para abastecimento público e irrigação, afetando grandes áreas e diversos setores da economia, especialmente para a utilização como recurso hídrico e a produção agrícola.

2.2. USO DO SOLO

O uso do solo é resultado da interação humano-ambiente (SOGA & GASTON, 2020) que pode ocorrer de forma direta e indireta. Em muitos países esse uso é caracterizado pelo desmatamento, expansão de áreas agrícolas e urbanizadas (BORRELLI et al., 2017). O uso do solo pode comprometer o meio ambiente de diferentes maneiras, por exemplo, impactando o clima, e o clima em escalas locais e globais, altera a interação entre energia, gases de efeito estufa e água entre a terra e atmosfera (SLEETER et al., 2017). Além disso, aumento da urbanização, conversão de áreas florestais por agricultura e urbanas e desmatamento, influenciam processos hidrológicos como padrão pluviométrico, evapotranspiração, escoamento e diminuição na infiltração (DAS et al., 2018; GARG et al., 2019). Consequentemente, essas alterações promovem aumento do volume de escoamento superficial, podendo impactar na qualidade da água.

2.2.1. Uso do solo e seus impactos na qualidade da água

A qualidade da água desempenha um papel significativo para a manutenção dos organismos vivos, atraindo a atenção de muitos pesquisadores que buscam preservar esse recurso, porém é uma tarefa difícil, principalmente pela presença de diversas fontes poluidoras (DENG et al., 2020; ZHOU et al., 2020; DALAHMEH et al., 2020; WANG et al., 2021). Dentre estas destacamos a expansão de áreas agrícolas ao redor de corpos hídricos que promove a liberação de nutrientes por meio de fontes não pontuais, leva à poluição difusa, constituindo preocupação ambiental. Inúmeros estudos de poluição difusa de nutrientes ressaltam os efeitos do escoamento em áreas agrícola, indicando a influência da cobertura agrícola sobre o nitrogênio, o fósforo, bem como as descargas de sedimentos em cursos d'água (ZIMMER et al., 2016; PAULE-MERCADO et al., 2018; XIE et al., 2019) e todos os defensivos agrícolas e fertilizantes utilizados nessas áreas que tem como destino final os corpos hídricos.

O uso do solo urbano afeta a qualidade da água pelo descarte direto de águas residuais domésticas e industriais nos corpos d'água (BURANT et al., 2018). As concentrações de nitrato

geralmente apresentam correlação estatística significativa positiva com a densidade urbana devido às descargas de águas residuais (ZENDEHBAD et al., 2019). Outro impacto gerado em corpos hídricos determinado pelo aumento da ocupação do solo é a remoção das florestas ripárias, deixando-os susceptíveis a entrada de contaminantes, promovendo seu aquecimento e possibilitando que nascentes expostas venham secar.

2.3.ZONA RIPÁRIA

2.3.1. Importância e função da zona ripária para manutenção da qualidade da água de corpos hídricos

As zonas ripárias ocupam a interface crítica entre os cursos de terra e água, onde os processos naturais e antropogênicos interagem e apresentam potencial para influenciar as condições biogeoquímicas e ecológicas de cursos d'água (EFFERT-FANTA et al., 2019; STUTTER et al., 2020). As florestas ripárias apresentam diversas funções ecológica, como fornecimento de alimento para os animais e estes ajudam na disseminação das sementes e promovem a proteção e melhoria da biodiversidade (POLLOCK et al., 1998). Além disso, auxiliam na conservação dos corpos hídricos fornecendo rigidez da superfície, através do enraizamento que possibilita estabilidade das margens, produção de sombras e conseqüentemente regulação de temperatura da água, por sua vez, afetando a produtividade primária da flora e fauna e oxigênio dissolvido (RYAN et al., 2013; BACHILLER-JARENO et al., 2019). As florestas promovem a mitigação da poluição dos corpos hídricos por vias áreas pela captura física em superfícies de árvores, e também interceptando poluentes (HANCOCK et al., 2019).

Os resultados oriundos dos efeitos das áreas ripárias na proteção da qualidade da água foram descritos por Osborne e Kovacic (1993). Com isso, a descoberta da diminuição das vias de escoamento superficial levou ao aumento do número de estudos envolvendo a eficiência de captura de diferentes larguras da zona ripárias a partir das quais existem relações de atenuação de nutrientes com base na largura (WEISSTEINER et al., 2013). Destaca-se a presença de florestas ripárias em zona ripária, já que quanto maior o aporte vegetal mais eficiente é a retenção de contaminantes (TANIWAKI et al., 2017).

2.3.2. Floresta ripária como filtro biológico

As zonas ripárias protegem a qualidade química da água do córrego pela retenção de nutrientes, defensivos agrícolas e outros poluentes através do escoamento superficial ou água subterrânea. Sua remoção é alcançada por uma variedade de processos, incluindo a deposição aprimorada de material particulado, absorção pela planta e microbiologia do solo (DOSSKEY et al., 2010). Pesquisas relataram o uso das florestas para reduzir a entrada de poluentes agrícolas em

córregos e rios (PHILLIPS,1989; HAYCOCK et al., 1993; HUBBARD & LOWRANCE, 1994). Muitos trabalhos relataram que zonas ripárias são eficazes na remoção de nitrato da água de drenagem que flui através da zona ripária. Pinay et al. (1993) descreveram que zonas ripárias de 30 m removeram nitrato para valores inferiores aos detectados em água subterrânea rasa que flui através de uma floresta ripária junto ao rio Garonne, na França. Outros relataram a importância da desnitrificação do solo para a remoção de nitrogênio nos solos anaeróbicos que caracteriza a zona ripária. Por exemplo, Hubbard e Lowrance (1994) notaram que 7 m de tampão florestal foi eficaz na remoção de nitrato por meio da absorção e desnitrificação pelas plantas, enquanto Xu et al. (1992) observaram que as concentrações de nitrato no solo diminuíram dentro dos primeiros 10 m da área ripária. Porém, a eficiência da filtragem desses contaminantes varia de local para local e também da largura da floresta ripária que muitas vezes se encontra degradada interferindo na retenção desses contaminantes.

O uso de zonas de floresta ripária de largura fixa ao longo das margens de corpos hídricos tornou-se a estratégia para proteção desses ambientes (RICHARDSON et al., 2012), e estão inclusos em diretrizes públicas e privadas para a gestão de bacias no mundo todo, como nos Estados Unidos e Canadá (LEE et al., 2004), Rússia (LAZDINIS & ANGELSTAM, 2005), Austrália (HANSEN et al., 2010), Peru (MCCLAIN & COSSÍO, 2003), Chile (ROMERO et al., 2014), Brasil (BRANCALION et al., 2013), e muitos países europeus (MOSQUERA-LOSADA et al., 2009). A eficácia de amortecedores ripários para proteger os recursos hídricos são influenciados pela largura dos buffers e das características biofísicas da bacia hidrográfica. No geral, quanto maior a largura, maior a proteção (YUAN et al., 2009), entretanto aspectos relacionados ao tipo de corpo d'água, declive, tamanho do corpo hídrico também influenciam a funcionalidade das zonas ripárias (TANIWAKI et al., 2017).

2.4. ASPECTOS LEGAIS PARA ÁREAS DE CONSERVAÇÃO

A Lei nº 12.651/12 (Novo Código Florestal) aborda aspectos sobre a conservação das florestas ripárias. De acordo com a legislação em questão, cursos d'água com largura inferior a 10 m devem ter faixa de 30 m de florestas ripárias; para cursos de 10 a 50 m de largura, faixa de 50 m; cursos de 50 a 200 m de largura, faixa de 100 m; de 200 a 600 m de largura, faixa de 200 m e em caso de cursos com mais de 600 m de largura a faixa recomendada é de 500 m. Ao redor de nascentes ou olhos d'água mesmo que intermitentes, a faixa de florestas ripárias corresponde a um raio mínimo de 50 m, a qual promove a proteção das nascentes. Porém, o Novo Código Florestal reduziu a proteção global das florestas ripárias, pois a largura das matas não foi alterada na nova Lei, mas os critérios de localização utilizados para mensurá-lo mudaram. Isso levou a área menor de florestas protegidas, bem como para as regras de transição (artigo 59 da Lei Federal nº 12.651/12). A redução da floresta ripária

impacta na proteção ambiental promovida por esses "filtros verdes" nas proximidades dos córregos e dessa forma, espera-se aumentar a probabilidade de desastres ecológicos e haja comprometimento da sustentabilidade dos sistemas aquáticos.

O Novo Código Florestal brasileiro recomenda uma largura de tampão ripário em torno de 30 m para possibilitar que as funções fundamentais do ecossistema sejam mantidas. Entretanto, estudos revelaram que tal valor nem sempre é suficiente para garantir a qualidade da água em bacias hidrográficas (VALERA et al., 2019; DE MELLO et al., 2020; GUIDOTTI et al. 2020). Desta forma, destaca-se a necessidade de considerar a influência da cobertura de uso do solo associado a zona ribeirinha na qualidade da água para gestão das bacias hidrográficas (DE MELLO et al., 2020). Valera et al (2019) sugeriram que as florestas ripárias de 10, 30 ou mesmo 50 m de largura não são capazes de cumprir a função ambiental de preservar os recursos hídricos. Esses estudos demonstraram que a legislação atual precisa ser revista para garantir maior eficiência na manutenção dos corpos hídricos, principalmente dando ênfase nas áreas de nascentes que são responsáveis pela formação de bacias.

2.5. SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA PARA O MONITORAMENTO DE RECURSO NATURAL

As técnicas de sensoriamento remoto vêm sendo utilizadas desde a década de 70 para o mapeamento e monitoramento de recursos naturais. O sensoriamento remoto fornece dados com resoluções multiespaciais, multiespectrais e multi temporais (RAMADAS & SAMANTARAY, 2018) e se incorporados resultam em parâmetros relacionados à bacia, como por exemplo, uso do solo, características do relevo e declividade (CHANYAL, 2020). Além disso, possibilita a obtenção de medidas espaciais quantitativas de variáveis hidrológicas em diversas escalas espaciais e temporais com baixo custo (MARTINS, 2017).

Os dados são obtidos com auxílio do Sistemas de Informação Geográfica (SIG) que utiliza informações espaciais do mundo físico para gerar mapas temáticos. Tais sistemas realizam o inventário de dados geográficos, fundem dados de diferentes fontes, monitoram e avaliam a condição do ambiente. O SIG é usado para avaliar a cobertura vegetal de ecossistemas (TADESE et al., 2020; KOVYAZIN et al., 2020), mapeamento de incêndios florestais (MOHAJANE et al., 2021) e dinâmicas do ambiente biótico e abiótico (KOKILA et al., 2021).

Stehman e Czaplewski (2003) utilizaram técnicas de sensoriamento remoto em estudos ambientais que validam os mapas de uso do solo de forma eficiente e precisa. Tais mapas possibilitam o uso adequado de um determinado ambiente, identificando áreas de conservação, reservas florestais, áreas agrícolas e urbanas, de forma que o uso do solo seja compatível com as características da bacia hidrográfica (STRAHLER et al., 2006; DE MELLO et al., 2020).

2.6. MONITORAMENTO AMBIENTAL

A poluição dos corpos hídricos promove alteração das características físicas, químicas e biológicas da água. Existem vários parâmetros e metodologias utilizados para monitorar a qualidade da água e para o monitoramento adequado é necessário o conhecimento das características do recurso hídrico (SARDA & SADGIR, 2015). Dentre as características físicas e químicas da água, também conhecidas como parâmetros físico-químicos, podemos citar: transparência, turbidez, presença de sais, acidez e alcalinidade (medidos pelo pH), presença de oxigênio, etc.

Outra análise utilizada no monitoramento ambiental é a determinação de contaminantes químicos (orgânicos e inorgânicos) na água, que representa os impactos e riscos da exposição destes na saúde da biota aquática. E, para avaliar esses riscos são realizados ensaios utilizando organismos vivos que indicam as respostas fisiológicas após a exposição ao meio contaminado, o que pode incluir a mortalidade e o efeito genotóxico em animais. Todas essas características são utilizadas para avaliar a qualidade de um ambiente aquático e podem indicar as possíveis origens das contaminações.

2.6.1. Padrões da qualidade da água

A Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981 estabeleceu a Política Nacional do Meio Ambiente na qual introduziu os conceitos de contaminação e de degradação da qualidade ambiental. Por meio dessa lei, surgiu o Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA - um conselho multi-setorial, intergovernamental, e multi-representativo, com condições de realizar de forma consultiva e principalmente deliberativa em relação às questões técnicas ambientais. Neste conselho estão representados todos os estados, os municípios, as associações de defesa do ambiente nos municípios, e também a agricultura, comércio e indústria. Assim, as decisões referentes à exploração de recursos naturais, como a água, o ar, a floresta, toda a biodiversidade passaram a ser tomadas por meio de suas resoluções.

A Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. No Capítulo II, na Seção I das Águas Doces, Art.4º, consta a classificação das águas doces em cinco classes, conforme indicado abaixo:

Classes de água doce	Destinado para
Especial	Abastecimento para consumo humano, com desinfecção; preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe 1	Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas

	que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
Classe 2	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho; irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer); aquicultura e à atividade de pesca.
Classe 3	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; irrigação de arbóreas, cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; à recreação de contato secundário; dessedentação de animais.
Classe 4	Navegação; harmonia paisagística.

Para cada uma dessas classes descritas, na Seção II das Águas Doces, Art. 14, desta resolução, são fixadas as condições e padrões orgânicos e inorgânicos de qualidade de água a serem seguidos que serão apontados nos próximos tópicos. Critérios de qualidade de água são os Valores Máximos Permitidos (VMP), para cada substância química presente na água, que garantem os seus usos pretendidos. Os critérios de qualidade de água devem ser estabelecidos em função de cada um dos seus usos. Para definição desses critérios são necessários dados toxicológicos obtidos através de experimentos, estudos epidemiológicos e cenários genéricos de exposição, ou seja, são produtos do processo de avaliação de risco.

2.6.2. Avaliação de parâmetros físico-químicos

A análise físico-química está entre as mais utilizadas quando se trata de avaliação da qualidade da água. Esteves (2016) relatou que o monitoramento de variáveis físicas e químicas é vantajoso na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, pois possibilita a identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água. A resolução CONAMA nº 357/2005 destaca alguns parâmetros físico-químicos e seus VMP para cada classe, são eles: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), turbidez, cor verdadeira e pH. Dentre esses, alguns são destacados na Tabela 1 para água doce de ambientes lóticos.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e seus respectivos valores máximos estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce de ambiente lótico.

Parâmetros	Classes de água doce (CONAMA nº 357/2005)			
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
OD (mg L ⁻¹)	>6	>5	>4	>2
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0

Turbidez (UNT)	<40	<100	<100	<100
STD (mg L ⁻¹)	<500	<500	<500	<500

Parâmetros como temperatura, transparência, condutividade elétrica e dureza não contém valores de referência de acordo com a resolução CONAMA, conforme mencionado.

2.6.2.1. Temperatura

Trata-se de um dos fatores importantes para sobrevivência da vida aquática, sendo definida pela mensuração da intensidade de calor. A variação da temperatura em corpos de água está relacionada à radiação solar, velocidade de fotossíntese, velocidade do metabolismo dos organismos etc. (BOYD, 2019). Todos os corpos d'água apresentam variações de temperatura ao longo do dia e das estações do ano. A temperatura representa variável de grande importância para pesquisas relacionadas ao monitoramento da qualidade das águas, pois pode afetar o ambiente aquático, incluindo bactérias, algas, invertebrados e peixes (YANG et al., 2018). Segundo Pandit e Nakamura (2010), a temperatura da água variando entre 27-32°C parece ser eficaz para a criação de jovens e alevinos de peixes *Oreochromis niloticus* e temperaturas superiores a esses valores resultam em crescimento lento, redução da eficiência alimentar e aumento da mortalidade. Portanto, a faixa de temperatura pode ser variável dependendo da espécie a ser estudada. Podemos mencionar que o lançamento de efluentes com temperaturas elevadas pode causar impacto significativo para sobrevivência da biota aquática.

2.6.2.2. Turbidez

A turbidez é uma característica física da água que é mensurada pela interferência da passagem de luz de uma amostra em líquido. Diante disto quanto maior a intensidade da luz dispersa, maior a turbidez (GOMES FILHO, 2013). A turbidez é a diminuição da transparência de uma amostra provocada pela presença de material em suspensão, tais como partículas inorgânicas como argila e detritos orgânicos como algas, bactérias e plâncton em geral (SÃO PAULO, 2016). A turbidez é um dos parâmetros mais característicos da água, sendo suas alterações observadas facilmente. Segundo a resolução CONAMA nº 357/2005, VMP de turbidez para a proteção das comunidades aquáticas é de 100 UNT, portanto, valores superiores a esse causam riscos para a biota aquática.

2.6.2.3. Potencial hidrogeniônico (pH)

A concentração de íons de hidrogênio em uma solução é subjetivamente chamada de pH; indicador de condição ácida ou alcalina. A escala de pH varia de 1 (ácido) a 14 (básico) e sendo 7 classificado como neutro. Portanto, valores de pH iguais ou superiores a 9,5 e inferiores a 3 indicam alta alcalinidade e acidez respectivamente. A faixa padrão de pH é de 6,5-8,5, tanto para sobrevivência dos peixes quanto para potabilidade (MUSTAPHA, 2008). É importante destacar que valores abaixo de 4 geralmente não suportam organismos vivos no ambiente. A resolução CONAMA

nº 357/2005 estabelece uma faixa de pH variando entre 6 a 9 independente da classe de água. Sendo assim, o pH é uma característica essencial a ser controlada em um manancial devido a influência nos processos biológicos que sucedem no ambiente aquático (NAIME & FAGUNDES, 2005).

2.6.2.4. Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Os sólidos totais dissolvidos (STD) constituem o material inorgânico e orgânico contido na água (EWUSI et al., 2021). Íons e compostos iônicos que constituem o STD geralmente incluem carbono, bicarbonato, cloreto, fluoreto, sulfato, fosfato, nitrato, cálcio, magnésio, sódio e potássio, mas qualquer íon que estiver presente contribuirá para o total (ISLAM et al., 2016). Os íons orgânicos incluem poluentes, herbicidas e hidrocarbonetos. A presença de STD na água pode possuir origem natural ou ser oriunda de intemperismo das rochas e processos erosivos dos solos. Porém, suas concentrações podem ser agravadas pela atividade antrópica decorrente de esgotos domésticos não tratados, perdas de solos por erosão (SILVA, 2013) e atividades agrícolas (WEI et al., 2013; ROÇA et al., 2020). Assim sendo, STD é um indicador útil para avaliação da qualidade da água, sendo que valores inferiores a 500 mg L⁻¹ são considerados seguros para vida aquática segundo a resolução CONAMA nº 357/2005.

2.6.2.5. Oxigênio dissolvido (OD)

O parâmetro de OD é uma variável fundamental para organismos aeróbicos que habitam o ambiente aquático (SILVA et al., 2010). A água, em condições normais contém oxigênio dissolvido, cuja quantidade depende da altitude e da temperatura, sendo que águas com baixas concentrações de oxigênio dissolvido indicam existência de matéria orgânica (COX & WHITEHEAD, 2009). A decomposição da matéria orgânica por bactérias aeróbias é acompanhada pelo consumo e redução do oxigênio dissolvido da água. Dependendo da capacidade de autodepuração do manancial, o teor de oxigênio dissolvido pode alcançar valores muito baixos, ou zero, resultando na morte de organismos aeróbios, inclusive de peixes e também gerar odores (ANTUNES et al., 2012). Valores inferiores a 4 mg L⁻¹ podem não suportar a vida aquática e não se enquadram em classes 1 e 2 (classes destinadas a proteção das comunidades aquáticas) segundo CONAMA nº 357/2005.

2.6.2.6. Condutividade elétrica

A água possui a capacidade de solubilização de substâncias, principalmente de sais, que fazem com que as águas naturais tenham altos valores de condutividade elétrica. Portanto, é uma medida da capacidade da água para passar o fluxo elétrico que está diretamente relacionada com a concentração de íons na água. Esses íons condutores vêm de sais dissolvidos e materiais inorgânicos, como cloretos, sulfetos e compostos de carbonato (LIBÂNIO, 2005).

Os íons são levados para os corpos de água por meio das chuvas ou despejos de esgotos e através da mensuração da condutividade é possível a interpretação sobre o metabolismo aquático, a seriedade da concentração iônica, auxiliando assim na detecção das fontes poluidoras nos

ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011) sendo, portanto, muito utilizada para análise ambiental. Não existe um padrão de condutividade na legislação, porém, de acordo com Von Sperling (2007), as águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$, e em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar até 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

2.6.3. AVALIAÇÃO DE CONTAMINANTES QUÍMICOS

Os contaminantes podem ser classificados em orgânicos e inorgânicos. Os contaminantes orgânicos (apresentam carbono em sua estrutura), dentre eles destacamos os pesticidas, herbicidas, farmacêuticos, produtos de cuidados pessoais, etc (YI et al., 2017). E, dentre os inorgânicos (não contêm carbono na sua estrutura) destacamos amônia, sulfeto de hidrogênio, metais (por exemplo, prata, chumbo, alumínio, cromo, mercúrio, ferro), e a maioria dos elementos, incluindo nutrientes (por exemplo, cálcio, nitrogênio, fósforo) (KIM et al., 2018).

2.6.3.1. CONTAMINANTES INORGÂNICOS

Os contaminantes inorgânicos podem ser classificados em elementos essenciais e os não essenciais para os organismos. A resolução CONAMA n° 357/2005 destaca alguns contaminantes inorgânicos e seus VMP para cada classe, são eles: Al, Sb, As, Ba, Be, B, Cd, Pb, Cn, Cl, Co, Cu, Cr, Fe, F, P, Li, Mn, Hg, Ni, N, Ag, Se, SO₄, S, U, V e Zn. Dentre esses, alguns são destacados na Tabela 2 para água doce de ambiente lótico.

Tabela 2. Valores máximos permitidos de contaminantes inorgânicos em água doce de ambiente lótico de acordo com CONAMA n° 357/2005.

Contaminantes químicos (mg L ⁻¹)	Classes de água (CONAMA n° 357/2005)				
	1	2	3	4	
Essenciais	Mn	0,1	0,1	0,5	0,5
	Fe	0,3	0,3	5,0	5,0
	Cu	0,009	0,009	0,013	0,013
	Zn	0,18	0,18	5,0	5,0
	P	0,1	0,1	0,15	0,15
	Se	0,01	0,01	0,05	0,05
	Cr	0,05	0,05	0,05	0,05
Não essenciais	Al	0,1	0,1	0,2	0,2
	Ba	0,7	0,7	1,0	1,0
	Cd	0,001	0,001	0,01	0,01
	Pb	0,01	0,01	0,033	0,033

Co	0,05	0,05	0,2	0,2
As	0,01	0,01	0,033	0,033

Elementos como Ca, K e Mg não contém valores máximos permitidos de acordo com a resolução CONAMA citada anteriormente.

A poluição com metais do meio aquático tornou-se um problema mundial nos últimos anos, porque são persistentes no meio ambiente e a sua maioria possui efeitos tóxicos sobre os organismos. Os metais são liberados em sistemas aquáticos a partir de fontes naturais, como rochas e fontes antrópicas, como descargas de esgoto industrial e doméstico, mineração, agricultura, lixo eletrônico, acidentes antrópicos, tráfego de navegação, etc (WALKER et al., 2005; MASINDI & MUEDI, 2018). Além disso, os metais são dissolvidos na água e, posteriormente, absorvidos pelos organismos aquáticos como peixes e invertebrados que induzem efeitos biológicos. A principal via de absorção de metais em organismos aquáticos é de forma direta, através da ingestão de partículas de alimentos ou sedimentos e água pela epiderme e guelras, que em seguida são transportados para dentro das células através de membranas biológicas e canais iônicos (EZEMONYE et al., 2019).

Apesar de alguns metais serem essenciais em baixas concentrações para organismos vivos, em concentrações elevadas, podem induzir efeitos tóxicos que perturbam o crescimento, metabolismo ou reprodução dos organismos causando consequências para a cadeia trófica (MARTIN & JOHNSON, 2012). Além disso, os metais não essenciais como Pb e Cd, apresentam efeito tóxico sobre os organismos (ALI et al., 2019; YAN et al., 2020). Níveis de metais no ambiente podem ser um perigo para as funções dos ecossistemas naturais, devido aos seus efeitos tóxicos, por persistirem um longo período e apresentarem propriedades bioacumulativas e biomagnificação na cadeia alimentar (VELMA & TCHOUNWOU, 2010; CONCEIÇÃO VIEIRA et al., 2012). A bioacumulação e biomagnificação de metais na cadeia trófica ocorrem quando os metais são excretados na água ou através da alimentação de predadores por organismos contaminados (RAINBOW et al., 2006; DAVID et al., 2012). A transferência de metal na cadeia alimentar aquática é promovida o seu acúmulo em organismos aquáticos que pode ser transferido até os humanos, e dessa forma indicar risco potencial para saúde pública quando os peixes são consumidos (BABY et al., 2010; SAHA & ZAMAN, 2013).

Esses compostos ocorrem no ambiente a partir de vários pontos ou fontes difusas, e então atingem o solo ou corpos d'água por vários mecanismos. Existem inúmeras pesquisas relacionadas a ocorrência, fontes, comportamento, impactos e riscos desses contaminantes no meio ambiente (GAVRILESCU et al., 2015; GOGOI et al., 2018; TANG et al., 2019; TANG, 2020). A toxicidade dos metais não é fácil de ser determinada, devido suas características complexas no ambiente, suas propriedades físico-químicas, que muitas vezes causam comportamento inesperado na água e solo

(GAVRILESCU et al., 2015; GOMES et al., 2015). Esses compostos podem ser encontrados na água em concentrações variando de ng L^{-1} a g L^{-1} , e seus efeitos podem ser tóxicos aos organismos vivos e gerar resistência de microrganismos a antibióticos (GEISSEN et al., 2015; HLAVINEK & ZIZLAVSKA, 2017). A cromatografia líquida acoplado à espectrometria de massa (LC-MS, do inglês Liquid Chromatography Mass Spectrometry), tandem MS detecta concentrações extremamente baixas ($\mu\text{g L}^{-1}$ ou ng L^{-1}) desses compostos em matrizes líquidas e sólidas.

Entretanto, uma dificuldade encontrada para o controle de contaminantes tanto orgânicos como inorgânicos é que muitos desses elementos não estão estabelecidos pela legislação vigente, Conama (357/2005, que define um valor máximo permitidos de acordo com a classificação da água. A ocorrência de riscos ambientais relacionados a esses contaminantes deve-se à sua toxicidade, uma vez que as concentrações de ng L^{-1} podem apresentar efeitos tóxicos para organismos aquáticos (MIRAJI et al., 2016). É difícil de estimar os impactos a longo prazo da maioria desses contaminantes sobre o meio ambiente, sendo isso ainda uma preocupação. Dessa forma, é recomendável o uso de ferramentas específicas para avaliar os efeitos da toxicidade desses compostos, dentre elas podemos destacar a avaliação de risco ambiental, auxiliada por ferramentas de software estatísticos (WOLLENBERGER et al., 2000; TRATNYEK et al., 2009; GEISSEN et al., 2015; NAIDU et al., 2016; BASHEER, 2018).

Pesquisas referentes aos riscos causados por contaminantes no meio ambiente e, em particular, na água consideram sua toxicidade na flora e fauna aquática (peixes, algas, microcrustáceos, etc). Esses elementos na água do rio podem sofrer possíveis transformações que atenuam ou acentuam sua toxicidade, também podem ser adsorvidos e acumulados em sedimentos e serem transportados para corpos d'água causando impactos para biota aquática (AL AUKIDY et al., 2012). Assim sendo, esses elementos manifestarão sua toxicidade se estiverem em misturas (GEISSEN et al., 2015; NAIDU et al., 2016; TANG et al., 2019).

2.6.4. AVALIAÇÃO DE TOXICIDADE E GENOTOXICIDADE AMBIENTAL POR BIOENSAIOS

Bioensaios são testes que utilizam organismos vivos para a obtenção de informações sobre as transformações, efeito agudo ou crônico que uma determinada substância ou água contaminada possa exercer sobre a saúde desses organismos (RUBINGER, 2009). Arraes e Longhin (2012) descreveram que os organismos vivos revelam um conjunto de informações quando expostos a contaminação, como a bioacumulação, transferência de contaminantes para a cadeia alimentar e efeitos tóxicos. Entre as análises utilizadas em cada teste, temos os ensaios *in situ*, ou seja, realizados no local, e ensaios *ex situ*, desenvolvidos no laboratório. Ambos os ensaios apresentam relevância nos testes, onde os ensaios *in situ* respondem as condições ambientais mais realistas compreendendo situações complexas e específicas do local (CHAPPIE & BURTON, 2000) e os ensaios *ex situ* são realizados

sobre condições controladas em laboratório, tendo, portanto, menor interferência ambiental nos testes.

A resposta biológica constitui ferramenta eficaz no diagnóstico ambiental em corpos hídricos por meio da utilização de organismos bioindicadores, que são capazes de responder ao estresse, em decorrência da exposição aos estressores presentes em águas (PICH, 2012). Neste sentido, os peixes são considerados excelentes organismos bioindicadores considerando a diversidade de espécies que ocupam os diferentes nichos aquáticos (CAZENAVE et al., 2014). Assim, compreender os efeitos tóxicos dos contaminantes em peixes possibilita identificar os impactos sobre a saúde dos seres humanos visto que os contaminantes são frequentemente liberados inicialmente em ambientes aquáticos, por uma variedade de rotas e posteriormente, os seres humanos podem ser expostos. A seguir foram descritos ensaios que podem ser usados em monitoramento ambiental.

2.6.4.1. Ensaio de Toxicidade

Ensaio de toxicidade estão bem estabelecidos, sendo alguns padronizados nacional e internacionalmente por associações ou organizações de normalização, como a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OECD). Os ensaios toxicológicos são capazes de demonstrar as respostas fisiológicas dos organismos a diversas substâncias presentes no ecossistema (LI et al., 2021; MADIKIZELA & NCUBE, 2021; ULRICH et al., 2021). Esses efeitos podem ser agudos, crônicos ou transgeracionais. Os efeitos agudos são respostas rápidas que os organismos apresentam quando expostos a um estímulo (ERHIRHIE et al., 2018), os efeitos crônicos, por sua vez, são aqueles que produzem efeitos deletérios aos organismos (CADMUS et al., 2018). enquanto os transgeracionais são aqueles que produzem efeitos deletérios nas gerações seguintes, podendo ser analisados na 1^o, 2^o e até na 3^o geração (SHAW et al., 2017). Esses efeitos podem ser determinados por bioensaios de toxicidade, onde uma quantidade de organismos é exposta ao agente estressante por um período e seus efeitos são avaliados seja ele a mortalidade ou a genotoxicidade.

Os ensaios de toxicidade aguda avaliam efeitos tóxicos letais, apresentam resposta rápida dos organismos aquáticos a um estímulo que se manifesta em até 96 h, dependendo dos organismos teste a serem estudados (RAND & PETROCELLI, 1985). O efeito observado pode ser expresso pela mortalidade, Concentração Letal Média (CL50), ou seja, concentração do agente tóxico que causa mortalidade a 50% dos organismos testes após o tempo de exposição. Os ensaios agudos são utilizados para a avaliação da toxicidade, pois são rápidos e baratos (PALMA et al., 2016), e permitem compreender a ação de um poluente quando há exposição acidental ao mesmo. Os ensaios de toxicidade crônica são utilizados para medir os efeitos de substâncias tóxicas em espécies durante uma parte significativa do seu ciclo de vida. É possível avaliar os efeitos subletais de agentes tóxicos

na reprodução, crescimento e comportamento dos organismos devido às perturbações fisiológicas e bioquímicas causadas por determinados agentes (CADMUS et al., 2018).

2.6.4.1.1. Ensaio de genotoxicidade

O biomonitoramento da genotoxicidade em organismos aquáticos é importante pelo ponto de vista ecológico, visando a proteção da diversidade genética nas populações e evitar mutações induzidas por contaminantes (WURGLER & KRAMERS, 1992; ANDERSON & WILD, 1994; JHA et al., 2000). E também para avaliar a saúde dos organismos aquáticos através da determinação de efeitos genotóxicos em organismos aquáticos, e evitar que os genotóxicos entrem na cadeia alimentar chegando aos seres humanos (DE FLORA et al., 1991). A exposição a substâncias tóxicas pode danificar o DNA das células, se caso esses danos não sejam reparados, iniciam uma cascata de consequências biológicas na célula, posteriormente geram danos morfológico, e por fim danos populacionais (BARBOSA et al., 2010; JESUS et al., 2016). Como muitos produtos químicos com potencial genotóxico são lançados na água superficial, os testes de genotoxicidade apresentam importância pois permitem detectar diretamente danos do DNA. Dentre esses podemos destacar o teste de micronúcleo/alterações nucleares e o ensaio do cometa.

O teste de micronúcleo foi proposto por Heddle (1973) e Schmid (1975) como uma abordagem alternativa e simples para avaliar os danos cromossômico *in vivo*. O teste de micronúcleo (MN) é um dos métodos mais aplicados, sendo utilizado desde o início da década de 1980 para estimar os efeitos genotóxicos da exposição a contaminantes ambientais. Um micronúcleo (MN) é formado durante a divisão celular podendo surgir a partir de um evento aneugênico que leva à perda de cromossomo inteiro ou de um evento clastogênico através da quebra de um fragmento de cromossomo que não se integram no núcleo (DOHERTY et al., 2016) (Figura 2).

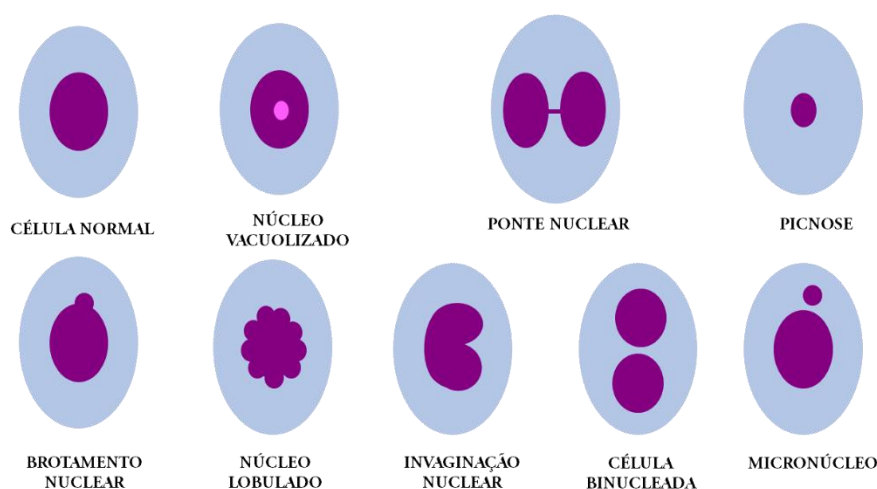


Figura 2. Esquema ilustrativo de alterações nucleares em eritrócitos.

Fonte: LIMA, 2021

Esses fragmentos são incorporados nos núcleos secundários, chamados MN. A formação de micronúcleos pode ocorrer em qualquer uma das células divisórias de qualquer espécie. Alterações nucleares (AN) são análogas genotóxicas de MN que também podem ser resultantes da ação de um agente genotóxico (GOMES et al., 2015). A maioria das lesões nucleares tem origem semelhante à MN e são estabelecidas como um indicador genotóxico.

O ensaio do cometa é um método simples e sensível para medir a degradação do DNA (SINGH et al., 1988). No ensaio, as células são suspensas em ágar e lisadas em condições alcalinas, submetidas a eletroforese, neutralizadas e coradas com um corante de DNA fluorescente (KARBASCHI et al., 2019). As células com maior dano ao DNA apresentam maior migração do DNA cromossômico que lembra cauda de um cometa (Figura 3).

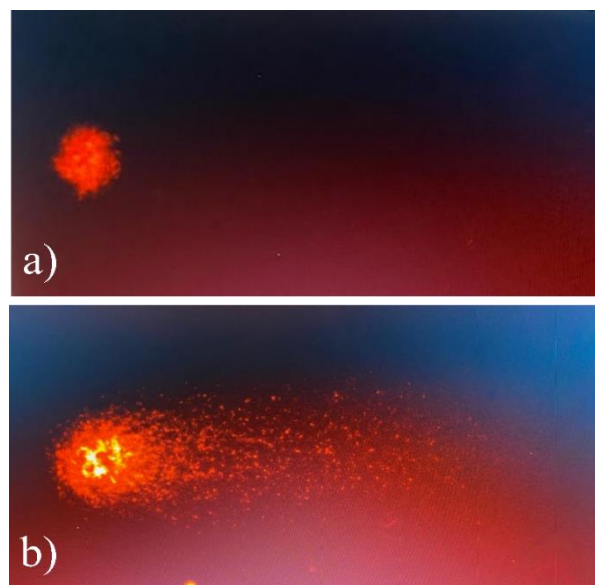


Figura 3. Fotografia de célula sanguínea em leitura do ensaio do cometa observada em microscópio de fluorescência no aumento de 400×, a) DNA intacto; b) DNA degradado caracterizado pela visualização da formação da cauda do cometa.

A degradação do DNA pode ser mensurada visualmente ou usando software de análise de imagem (Lucia Comet Assay™) na qual são considerados parâmetros como, porcentagem de DNA na cauda, comprimento da cauda e momento da cauda (fração de DNA migrado multiplicado por alguma medida do comprimento da cauda) podendo estes serem determinado como uma medida de dano no DNA (AL-HUQAIL & ABDELHALIEM, 2015).

3. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) Panorama da Qualidade das Águas Subterrâneas no Brasil. Brasília, 2005. Disponível em: < <http://www.ana.gov.br/sprtew/recursos/hidricos.asp> > Acesso em: 12 dezembro 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Uso da água na agricultura irrigada, Atlas irrigação, 2º ed., 2021.

- AL AUKIDY, M.; VERLICCHI, P.; JELIC, A.; PETROVI, M.; BARCELO, D. Monitoring release of pharmaceutical compounds: Occurrence and environmental risk assessment of two WWTP effluents and their receiving bodies in the Po Valley, Italy. **Science of the Total Environment**, v. 438, p. 15–25, 2012.
- AL-HUQAIL, A. A.; ABDELHALIEM, E. Evaluation of genetic variations in maize seedlings exposed to electric field based on protein and DNA markers. **BioMed Research International**, 2015.
- ALI, H.; KHAN, E.; ILAHI, I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. **Journal of chemistry**, v. 2019, 2019.
- ANDERSON, S. L.; WILD, G. C. Linking Genotoxic Responses to Reproductive Success in Ecotoxicology. **Environmental Health Perspectives**, v. 102, p. 9-12, 1994.
- ANTUNES, J. V. M.; CARMINATE, B.; BONOMO, R.; OLIVEIRA, M. A. Monitoramento da qualidade biológica da água do rio Cricaré para utilização na irrigação de hortaliças. **Revista Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, p. 2484, 2012.
- ARRAES, A. I. O. M.; LONGHIN, S. R. Otimização de Ensaio de Toxicidade Utilizando o Bioindicador *Allium cepa* como organismo teste. ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, **Centro Científico Conhecer**, v. 8, n. 14, p. 1958, 2012.
- BABY, J.; RAJ, S. J.; BIBY, E. T.; SANKARGANESH, P.; JEEVITHA, M. V.; AJISHA, S. U.; RAJAN, S. S. Toxic effect of heavy metal on aquatic environment. **International Journal of Biological and Chemical Sciences**, v. 4, n. 4, p. 939–952, 2010.
- BACHILLER-JARENO, N.; HUTCHINS, M. G.; BOWES, M. J.; CHARLTON, M. B.; ORR, H. G. A novel application of remote sensing for modelling impacts of tree shading. **Journal of Environmental Management**, v. 230, p. 33–42, 2019.
- BARBOSA, J. S.; CABRAL, T. M.; FERREIRA, D. N.; AGNEZ-LIMA, L. F.; MEDEIROS, S. R. B. Avaliação de genotoxicidade em ambiente aquático impactado pela presença de metais pesados. **Ecotoxicologia e Segurança Ambiental**, v. 73, p. 320-325, 2010.
- BASHEER, A. New generation nano-adsorbents for the removal of emerging contaminants in water. **Journal of Molecular Liquids**, v. 261, p. 583–593, 2018.
- BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; FLEISCHER, L. R.; LUGATO, E.; BALLABIO, C.; ALEWELL, C.; MEUSBURGER, K.; MODUGNO, S.; SCHÜTT, B.; FERRO, V.; BAGARELLO, V.; VAN OOST, K.; MONTANARELLA, L.; PANAGOS, P. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-13, 2017.
- BOYD, C. E. **Water quality: an introduction**. Springer Nature, 2nd ed. Edição, 2019.
- BRANCALION, P. H. S.; MELO, F. P. L.; TABARELLI, M.; RODRIGUES, R. R. Restoration reserves as biodiversity safeguards in human-modified landscapes. **Nature Conservation**, v. 11, p. 186–190, 2013.
- BURANT, A.; SELBIG, W.; FURLONG, E. T.; HIGGINS, C. P. Trace organic contaminants in urban runoff: Associations with urban land-use. **Environmental pollution**, v. 242, p. 2068-2077, 2018.
- CADMUS, P.; BRINKMAN, S. F.; MAY, M. K. Chronic Toxicity of Ferric Iron for North American Aquatic Organisms: Derivation of a Chronic Water Quality Criterion Using Single Species and Mesocosm Data. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 74, n. 4, p. 605-615, 2018.

- CAZENAVE, J.; BACCHETTA C.; ROSSI, A.; ALE, A.; CAMPANA, M.; PARMA, M. J. Deleterious effects of wastewater on the health status of fish: A field caging study. **Ecological Indicators**, v. 38, p. 104-112, 2014.
- CHANYAL, P. C. Research Article Applications of remote sensing and GIS for watershed characterization and soil loss assessment of tons watershed in Dehradun, Garhwal Himalaya. **International Journal of Agricultural and Applied Sciences**, v. 1, n. 1, p. 56-67, 2020.
- CONCEIÇÃO VIEIRA M.; TORRONTERAS R.; CÓRDOBA F.; CANALEJO A. Acute toxicity of manganese in goldfish *Carassius auratus* is associated with oxidative stress and organ specific antioxidant responses. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 78, p. 212–217, 2012.
- COX, B. A.; WHITEHEAD, P. G. Impacts of climate change scenarios on dissolved oxygen in the River Thames, UK. **Hydrology Research**, v. 40, p. 138–152, 2009.
- DALAHMEH, S.; BJÖRNBERG, E.; ELENSTRÖM, A. K.; NIWAGABA, C. B.; KOMAKECH, A. J. Pharmaceutical pollution of water resources in Nakivubo wetlands and Lake Victoria, Kampala, Uganda. **Science of The Total Environment**, v. 710, p. 136347, 2020.
- DAS, P.; BEHERA, M. D.; PATIDAR, N.; SAHOO, B.; TRIPATHI, P.; BEHERA, P. R.; SRIVASTAVA, S. K.; ROY, P. S.; THAKUR, P.; AGRAWAL, S. P.; KRISHNAMURTHY, Y. V. N. Impact of LULC change on the runoff, base flow and evapotranspiration dynamics in eastern Indian river basins during 1985–2005 using variable infiltration capacity approach. **Journal of Earth System Science**, v. 127, n. 2, p. 1-19, 2018.
- DAVID, I. G.; MATAACHE, M. L.; TUDORACHE, A.; CHISAMERA, G.; ROZYLOWICZ, L.; RADU, G. L. Food chain biomagnification of heavy metals in samples from the Lower Prut Floodplain Natural Park. **Environmental Engineering and Management Journal**, v. 11, n. 1, p. 69-73, 2012.
- DE FLORA, S.; BAGNASCO, S.; ZANACCHI, M. Genotoxic, Carcinogenic and Teratogenic Hazards in the Marine Environment, with Special Reference to the Mediterranean Sea. **Mutation Research**, v. 258, p. 285-320, 1991.
- DE MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; DE PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110879, 2020.
- DENG, H.; WEI, R.; LUO, W.; HU, L.; LI, B.; SHI, H. Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. **Environmental Pollution**, v. 258, p. 113658, 2020.
- DOHERTY, A.; BRYCE, S. M.; BEMIS, J. C. The *in vitro* micronucleus assay. In: Genetic Toxicology Testing. **Academic Press**, p. 161-205, 2016.
- DOSSKEY, M. G.; VIDON, P.; GURWICK, N. P.; ALLAN, C. J.; DUVAL, T. P.; LOWRANCE, R. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 2, p. 261-277, 2010.
- EFFERT-FANTA, E. L.; FISCHER, R. U.; WAHL, D. H. Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. **Hydrobiologia**, v. 841, p. 45–64, 2019.
- ERHIRHIE, E. O.; IHEKWEREME, C. P.; ILODIGWE, E. E. Advances in acute toxicity testing: strengths, weaknesses and regulatory acceptance. **Interdisciplinary toxicology**, v. 11, n. 1, p. 5, 2018.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 2011.

- ESTEVEES, R. A. Methodological aspects of the zoobenthos application to assessment the environmental health of freshwater ecosystems using BMWP method. **Revista Espacios**, v. 37, p. 2, 2016.
- EWUSI, A.; AHENKORAH, I.; AIKINS, D. Modelling of total dissolved solids in water supply systems using regression and supervised machine learning approaches. **Applied Water Science**, v. 11, n. 2, p. 1-16, 2021.
- EZEMONYE, L. I.; ADEBAYO, P. O.; ENUNEKU, A. A.; TONGO, I.; OGBOMIDA, E. Potential health risk consequences of heavy metal concentrations in surface water, shrimp (*Macrobrachium macrobrachion*) and fish (*Brycinus longipinnis*) from Benin River, Nigeria. **Toxicology Reports**, v. 6, p. 1-9, 2019.
- GARG, V.; NIKAM, B. R.; THAKUR, P. K.; AGGARWAL, S. P.; GUPTA, P. K.; SRIVASTAV, S. K. Human-induced land use land cover change and its impact on hydrology. **HydroResearch**, v. 1, p. 48-56, 2019.
- GAVRILESCU, M.; DEMNEROVÁ, K.; AAMAND, J.; AGATHOS, S.; FAVA, F. Emerging pollutants in the environment: Present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New Biotechnology**, v. 32, p. 147–156, 2015.
- GEISSEN, V.; MOL, H.; KLUMPP, E.; UMLAUF, G.; NADAL, M.; VAN DER PLOEG, M.; VAN DE ZEE, S. E. A. T. M.; RITSEMA, C. J. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, p. 57–65, 2015.
- GELAIN, J. G.; ISTAKE, M. Exportação líquida de água virtual brasileira e estadual. **Revista Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos (RBERU)**, Vol. 09, n. 2, p. 150-168, 2015.
- GOGOI, A.; MAZUMDER, P.; TYAGI, V. K.; CHAMINDA, T. G. G.; KYOUNGJIN A. N. A.; KUMAR, M. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 6, p. 169–180, 2018.
- GOMES FILHO, R. R. Gestão de Recursos Hídricos: conceitos e experiências em bacias hidrográficas. **Editores América**, p. 312, 2013.
- GOMES, J. M.; RIBEIRO, H. J.; PROCÓPIO, M. S.; ALVARENGA, B. M.; CASTRO, A. C.; DUTRA, W. O.; CORREA JUNIOR, J. D. What the erythrocytic nuclear alteration frequencies could tell us about genotoxicity and macrophage iron storage?. **PLoS One**, v. 10, n. 11), p. 0143029, 2015.
- GUIDOTTI, V.; DE BARROS FERRAZ, S. F.; PINTO, L. F. G.; SPAROVEK, G.; TANIWAKI, R. H.; GARCIA, L. G.; BRANCALION, P. H. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. **Land Use Policy**, v. 94, p. 104511, 2020.
- HANCOCK, J.; BISCHOF, M.; COFFEY, T.; DRENNAN, M. The effectiveness of riparian hedgerows at intercepting drift from aerial pesticide application. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 1481–1488, 2019.
- HANSEN, B.; REICH, P.; LAKE, P. S.; CAVAGNARO, T. Minimum Width Requirements for Riparian Zones to Protect Flowing Waters and to Conserve Biodiversity: A Review and Recommendations with Application to the State of Victoria. Report to the Office of Water, Victorian Department of Sustainability and Environment. **Monash University**, p. 150, 2010.
- HAYCOCK, N. E.; PINAY, G. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. **Journal of Environmental Quality**, v. 22, p. 273—278, 1993.
- HEDDLE, J. A. A Rapid in Vivo Test for Chromosomal Damage. **Mutation Research**, v. 18, p. 187-190, 1973.

- HLAVINEK, P.; ZIZLAVSKA, A. Occurrence and Removal of Emerging Micropollutants from Urban Wastewater. In: **International Symposium on Water in Environment**. Springer, Cham, p. 231-254, 2017.
- HUBBARD, R. K.; LOWRANCE, R. R. Riparian forest buffer system research at the coastal plain experiment station, **Water, Air Soil Pollut.**, v. 77, p. 409—432, 1994.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2020. Disponível em:< <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ms/dourados/panorama>>. Acesso em: agosto de 2022.
- ISLAM, M. R.; SARKAR, M. K. I.; AFRIN, T.; RAHMAN, S. S.; TALUKDER, R. I.; HOWLADER, B. K.; KHALEQUE, M. A. A study on total dissolved solids and hardness level of drinking mineral water in Bangladesh. **American Journal Of Applied Chemistry**, v. 4, n. 5, p. 164-169, 2016.
- JESUS, I. S.; CESTARI, M. M.; BEZERRA, M. A.; AFFONSO, P. R. A. M. Genotoxicity Effects in Freshwater Fish from a Brazilian Impacted River. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 96, p. 490-495, 2016.
- JHA, A. N.; CHEUNG, V. V.; FOULKES, M. E.; HILL, S. J. DEPLEDGE, M. H. Detection of Genotoxins in the Marine Environment: Adoption and Evaluation of an Integrated Approach Using the Embryo-Larval Stages of the Marine Mussel, *Mytilusedulis*. **Mutation Research**, v. 464, p. 213-228, 2000.
- KARBASCHI, M.; JI, Y.; ABDULWAHED, A. M. S.; ALOHALY, A.; BEDOYA, J. F.; BURKE, S. L.; BOULOS, T. M.; TEMPEST, H. G.; COOKE, M. S. Evaluation of the major steps in the conventional protocol for the alkaline comet assay. **International journal of molecular sciences**, v. 20, n. 23, p. 6072, 2019.
- KIM, S.; PARK, C. M.; JANG, M.; SON, A.; HER; N.; YU, M.; YOON, Y. Aqueous removal of inorganic and organic contaminants by graphene-based nanoadsorbents: a review. **Chemosphere**, v. 212, p. 1104-1124, 2018.
- KOKILA, R.; BALASUBRAMANIAN, B.; MEENAMBIGAI, K.; ALAGIRISAMY, K.; KUMAR, A.; KAMYAB, H.; YADAVF, K. A.; NARESHKUMAR, A. A GIS-based tool for the analysis of the distribution and abundance of *Chilo sacchariphagus indicus* under the influence of biotic and abiotic factors. **Environmental Technology & Innovation**, v. 21, p. 101357, 2021.
- KOVYAZIN, V. F.; DEMIDOVA, P. M.; ANH, D. T. L.; HUNG, D. V.; VAN QUYET, N. Monitoring of Forest Land Cover Change in Binh Chau-Phuoc Buu Nature Reserve in Vietnam Using Remote Sensing Methods and GIS techniques. In **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 507, n. 1, p. 012014, 2020.
- LAZDINIS, M.; ANGELSTAM, P. Functionality of riparian forest ecotones in the context of former Soviet Union and Swedish forest management histories. **Forest Policy and Economics**, v. 7, p. 321–332, 2005.
- LEE, P.; SMYTH, C.; BOUTIN, S. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. **Journal of Environmental Management**, v. 70, p. 165–180, 2004.
- LI, Y.; YANG, W.; ZHENG, X. Q.; YAO, C.; WU, Y. Combining passive sampling with toxicity testing to evaluate potential ecotoxicological effects of pharmaceuticals in wastewater-impacted rivers. **Water Science and Engineering**, v. 14, n. 3, p. 201-209, 2021.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. São Paulo: Átomo, p. 444, 2005.

- MADIKIZELA, L. M.; NCUBE, S. Occurrence and ecotoxicological risk assessment of non-steroidal anti-inflammatory drugs in South African aquatic environment: What is known and the missing information? **Chemosphere**, p. 130688, 2021.
- MARTIN, Y. E.; JOHNSON, E. A. Biogeosciences survey: Studying interactions of the biosphere with the lithosphere, hydrosphere and atmosphere. **Progress in Physical Geography**, v. 36, n. 6, p. 833-852, 2012.
- MARTINS, I. A. Modelagem em SIG da fragilidade ambiental para o processo de eutrofização antrópica em reservatórios tropicais. Tese de Doutorado em Ecologia, Universidade de São Paulo, 2017.
- MASINDI, V.; MUEDI, K. L. Environmental contamination by heavy metals. **Heavy metals**, v. 10, p. 115-132, 2018.
- MATO GROSSO DO SUL. Instituto do Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul/ IMASUL, SEMAC. Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Ivinhema. Campo Grande: IMASUL, 2015. Disponível em: <<http://www.servicos.ms.gov.br/imasuldownloads/planosdebacia/PLANOIVINHEMA.pdf>> Acesso em: agosto de 2021.
- MATO GROSSO DO SUL. Instituto do Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul/IMASUL. Diretoria de Desenvolvimento. Relatório de qualidade das águas superficiais do Estado de Mato Grosso do Sul, 2009/2010. Campo Grande: IMASUL, 2012. Disponível em:<<http://www.servicos.ms.gov.br/imasuldownloads/relatorios/20092010/relatorioqualidadeaguas20092010.pdf>>. Acesso em: agosto de 2021.
- MATOS, J. P. L. D. As Águas Subterrâneas como Fonte de Água Potável para o Abastecimento Público-estudo de caso na área urbana de Dourados. **Acervo Educacional Sobre Água - Agência Nacional de Águas**, Mato Grosso do Sul, 2017.
- MCCLAIN, M. E.; COSSÍO, R. E. The use of riparian environments in the rural Peruvian Amazon. **Environmental Conservation**, v. 30, n. 3, p. 242-248, 2003.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE (MS). Portaria N° 518, de 25 de março de 2004. **Normas e Padrões de Potabilidade da Água Destinada ao Consumo Humano**. Brasília, p. 15, 2004.
- MIRAJI, H.; OTHMAN, O. C.; NGASSAPA, F. N.; MUREITHI, E. W. Research trends in emerging contaminants on the aquatic environments of Tanzania. **Scientifica (Cairo)**, p. 3769690, 2016.
- MOSQUERA-LOSADA, M. R.; MCADAM, J. H.; ROMERO-FRANCO, R., SANTIAGO-FREIJANES, J. J.; RIGUEIRO-RODRÓGUEZ, A. Definitions and components of agroforestry practices in Europe. In: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J., Mosquera-Losada, M.R. (Eds.), **Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects**. Springer Netherlands, Dordrecht, p. 3–19, 2009.
- MOHAJANE, M.; COSTACHE, R.; KARIMI, F.; PHAM, Q. B.; ESSAHLAOU, A.; NGUYEN, H.; LANEVEH, G.; OUDIJA, F. Application of remote sensing and machine learning algorithms for forest fire mapping in a Mediterranean area. **Ecological Indicators**, v. 129, p. 107869, 2021.
- MUSTAPHA, M. K. Assessment of the water quality of Oyun Reservoir, Offa, Nigeria, using selected physico-chemical parameters. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 8, n. 2, 2008.
- NAIDU, R.; ARIAS ESPANA, V. A.; LIU, Y.; JIT, J. Emerging contaminants in the environment: Risk-based analysis for better management. **Chemosphere**, v. 154, p. 350–357, 2016.

- NAIME, R.; FAGUNDES, R. S. Controle da Qualidade da Água do Arroio Portão Portão, RS. **Pesquisas em Geociências**, v. 32, n. 1, p. 25-35, 2005.
- OSBORNE, L. L.; KOVACIC, D. A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshwater Biology**, v. 29, p. 243–258, 1993.
- PALMA, P.; LEDO, L.; ALVARENGA, P. Ecotoxicological endpoints, are they useful tools to support ecological status assessment in strongly modified water bodies? **Science of The Total Environment**, v.541 p.119 - 129, 2016.
- PANDIT, N. P.; NAKAMURA, M. Effect of high temperature on survival, growth and feed conversion ratio of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. **Our Nature**, v. 8, n. 1, p. 219-224, 2010.
- PAULE-MERCADO, M. C. A.; SALIM, I.; LEE, B. Y.; MEMON, S.; SAJJAD, R. U.; SUKHBAATAR, C.; LEE, C. H. Monitoring and quantification of stormwater runoff from mixed land use and land cover catchment in response to land development. **Ecological indicators**, v. 93, p. 1112-1125, 2018.
- PHILLIPS, J. D. Nonpoint source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal plain river. **Journal of Hydrology**, v. 110, p. 221—237, 1989.
- PICH, C. T. Uso de organismos bioindicadores e de biomarcadores para avaliação de contaminação ambiental. **Revista. Técnico Científica (IFSC)**, v. 3: 2012.
- PINAY, G.; ROQUES, L.; FABRE, A. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 30, p. 581—591, 1993.
- POLLOCK, M. M.; NAIMAN, R. J.; HANLEY, T. A. Plant species richness in riparian wetlands - a test of biodiversity theory. **Ecology**, v. 79, p. 94–105, 1998.
- RAINBOW, P. S.; POIRIER, L.; SMITH, B. D.; BRIX, K. V.; LUOMA, S. N. Trophic transfer of trace metals from the polychaete worm *Nereis diversicolor* to the polychaete *N. virens* and the decapod crustacean *Palaemonetes varians*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 321, p.167-181, 2006.
- RAMADAS, M.; SAMANTARAY, A. K. Applications of remote sensing and GIS in water quality monitoring and remediation: a state-of-the-art review. **Water remediation**, p. 225-246, 2018.
- RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. **Fundamentals of aquatic toxicology Methods and Application**, Washington, Hemisphere Publishing, 1985.
- RICHARDSON, J. S.; NAIMAN, R. J.; BISSON, P. A. How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices?. **Freshwater Science**, v. 31, n. 1, p. 232-238, 2012.
- ROMERO, F. I.; COZANO, M. A.; GANGAS, R. A.; NAULIN, P. I. Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. **Bosque (Valdivia)**, v. 35, p. 1–2, 2014.
- ROȘCA, O. M.; DIPPONG, T.; MONICA, M.; MIHALI, M.; MIHALESCU, L.; HOAGHIA, M. A. Impact of anthropogenic activities on water quality parameters of glacial lakes from Rodnei mountains, Romania. **Environmental Research**, v. 182, p. 109136, 2020.
- RUBINGER, C. F. Seleção de métodos biológicos para avaliação toxicológica de efluentes industriais. 2009. 90 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós - Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

- RYAN, D.; YEARSLEY, J.; KELLY-QUINN, M. Quantifying the effect of semi-natural riparian cover on stream temperatures: implications for salmonid habitat management. **Fisheries Management & Ecology**, v. 20, n. 6, p. 495–507, 2013.
- SAHA, N.; ZAMAN, M. R. Evaluation of possible health risks of heavy metals by consumption of foodstuffs available in the central market of Rajshahi City, Bangladesh. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 5, p. 3867–3878, 2013.
- SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2015. Apêndice D -índice de Qualidade das Águas. São Paulo: CETESB, 2016. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>>. Acesso em: agosto de 2022.
- SARDA, P.; SADGIR, P. Assessment of multi parameters of water quality in surface water bodies-a review. **International Journal for Research in Applied Science and Engineering Technology**, v. 3, n. 8, p. 331-336, 2015.
- SCHMID, W. The Micronucleus Test. **Mutation Research**, v. 31, p. 9-15, 1975.
- SHAW, J. L.; JUDY, J. D.; KUMAR, A.; BERTSCH, P.; WANG, M. B.; KIRBY, J. K. Incorporating transgenerational epigenetic inheritance into ecological risk assessment frameworks. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 17, p. 9433-9445, 2017.
- SILVA, D. F.; GALVÍNICO, J. D.; ALMEIDA, H. R. R. C. Variabilidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio São Francisco e atividades antrópicas relacionadas. **Revista eletrônica**, v. 9, p. 3, 2010.
- SILVA, M. G. Modelagem Ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Poxim-Açu/SEe e suas Relações Antrópicas. Tese (Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2013.
- SINGH N. P.; MCCOY M. T.; TICE R. R.; SCHNEIDER E. L. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. **Experimental Cell Research**, v. 175, p. 184-191, 1988.
- SLEETER, B. M.; WILSON, T. S.; SHARYGIN, E.; SHERBA, J. T. Future scenarios of land change based on empirical data and demographic trends. **Earth's Future**, v. 5, n. 11, p. 1068–1083, 2017.
- SOGA, M.; GASTON, K. J. The ecology of human–nature interactions. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 287, n. 1918, p. 20191882, 2020.
- STEHMAN, S. V.; CZAPLEWSKI, R. L. Introduction to special issue on map accuracy. **Environmental and Ecological Statistics**, v. 10, p. 301-308, 2003.
- STRAHLER, A. H.; BOSCHETTI, L.; FOODY, G. M.; FRIEDL, M. A.; HANSEN, M. C.; HEROLD, M.; WOODCOCK, C. E. Global land cover validation: Recommendations for evaluation and accuracy assessment of global land cover maps. **European Communities, Luxembourg**, v. 51, n. 4, p. 1-60, 2006.
- STUTTER, M.; BAGGALEY, N.; WANG, C. The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: a review. **Science of The Total Environment**, p. 143982, 2020.
- TADESE, M.; KUMAR, L.; KOECH, R.; KOGO, B. K. Mapping of land-use/land-cover changes and its dynamics in Awash River Basin using remote sensing and GIS. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 19, p. 100352, 2020.

- TANG, T. Emerging indoor pollutants. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, p. 224, 2020.
- TANG, Y.; YIN, M.; YANG, W.; LI, H.; ZHONG, Y.; MO, L.; LIANG, Y.; MA, X.; SUN, X. Emerging pollutants in water environment: Occurrence, monitoring, fate, and risk assessment. **Water Environment Research**, v. 91, p. 984–991, 2019.
- TANIWAKI, R. H.; CASSIANO, C. C.; FILOSO, S.; DE B FERRAZ, S. F.; DE 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**, v. 584–585, p. 339–347, 2017.
- TRATNYEK, P. G.; WEBER, E. J.; SCHWARZENBACH, R. P. Quantitative structure-activity relationships for chemical reductions of organic contaminants. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, p. 1733–1742, 2009.
- ULRICH, U.; LORENZ, S.; HÖRMANN, G.; STÄHLER, M.; NEUBAUER, L.; FOHRER, N. Multiple pesticides in lentic small water bodies: Exposure, ecotoxicological risk, and contamination origin. **Science of The Total Environment**, p. 151504, 2021.
- VALERA, C. A.; PISSARRA, T. C. T.; VALLE JÚNIOR, R. F. D.; OLIVEIRA, C. F.; MOURA, J. P.; SANCHES FERNANDES, L. F.; PACHECO, F. A. L. The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: A critical view over the Brazilian new forest code. **Water**, v. 11, n. 3, p. 549, 2019.
- VELMA, V.; TCHOUNWOU, P. B. Chromium-induced biochemical, genotoxic and histopathologic effects in liver and kidney of goldfish, *Carassius auratus*. **Mutation Research**, v. 698, n. 1–2, p. 43–51, 2010.
- WALKER, C. H.; SIBLY, R. M.; PEAKALL, D. B. **Principles of ecotoxicology**. CRC press, 3^o ed., 2005.
- WANG, R.; WANG, Q.; DONG, L.; ZHANG, J. Cleaner agricultural production in drinking-water source areas for the control of non-point source pollution in China. **Journal of Environmental Management**, v. 285, p. 112096, 2021.
- WEI, Z.; SIMIN, L.; FENGBING, T. Characterization of Urban Runoff Pollution between Dissolved and Particulate Phases. **The Scientific World Journal**, p. 1-6, 2013.
- WEISSTEINER, C. J.; BOURAOU, F.; ALOE, A. Reduction of nitrogen and phosphorus loads to European rivers by riparian buffer zones. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, v. 408, p. 8, 2013.
- WOLLENBERGER, L., HALLING-SØRENSEN, B., KUSK, K. O. Acute and chronic toxicity of veterinary antibiotics to *Daphnia magna*. **Chemosphere**, v. 40, p. 723–730, 2000.
- WURGLER, F. E.; KRAMERS, P. G. Environmental Effects of Genotoxins (Eco-Genotoxicology). **Mutagenesis**, v. 7, p. 321-327, 1992.
- XIE, H.; DONG, J.; SHEN, Z.; CHEN, L.; LAI, X.; QIU, J.; WEI, G.; PENG, Y.; CHEN, X.; CHEN, X. Intra-and inter-event characteristics and controlling factors of agricultural nonpoint source pollution under different types of rainfall-runoff events. **Catena**, v. 182, p. 104105, 2019.
- XU, L.; GILLIAM, J. W.; DANIELS, R. B. **Nitrate movement and loss in riparian buffer areas**. In: Agronomy abstracts. ASA Madison, WI, USA. 1992.

- YAN, A.; WANG, Y.; TAN, S. N.; MOHD YUSOF, M. L.; GHOSH, S.; CHEN, Z. Phytoremediation: a promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, p. 359, 2020.
- YANG, K.; YU, Z.; LUO, Y.; YANG, Y.; ZHAO, L.; ZHOU, X. Variações espaciais e temporais na relação entre as temperaturas da superfície da água do lago e a qualidade da água - Um estudo de caso do Lago Dianchi. **Ciência do ambiente total**, v. 624, p. 859-871, 2018.
- YI, X.; TRAN, N. H.; YIN, T.; HE, Y.; GIN, K. Y. H. Removal of selected PPCPs, EDCs, and antibiotic resistance genes in landfill leachate by a full-scale constructed wetlands system. **Water Research**, v. 121, p. 46-60, 2017.
- YUAN, Y.; BINGNER, R. L.; LOCKE, M. A. A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. **Ecohydrology: Ecosystems, Land and Water Process Interactions, Ecohydrogeomorphology**, v. 2, n. 3, p. 321-336, 2009.
- ZENDEHBAD, M.; CEPUDER, P.; LOISKANDL, W.; STUMPP, C. Source identification of nitrate contamination in the urban aquifer of Mashhad, Iran. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 25, p. 100618, 2019.
- ZHOU, Q.; YANG, N.; LI, Y.; REN, B.; DING, X.; BIAN, H.; YAO, X. Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. **Global ecology and conservation**, v. 22, p. 00925, 2020.
- ZIMMER, D.; KAHLE, P.; BAUM, C. Loss of soil phosphorus by tile drains during storm events. **Agricultural Water Management**, v. 167, p. 21-28, 2016.

4. HIPÓTESES

- Hipótese 1: A floresta ripária influencia positivamente na qualidade da água dos corpos hídricos;
- Hipótese 2: As recomendações da legislação atual referente a dimensão das florestas ripárias não são suficientes para permitir a conservação da biota aquática.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo Geral

Analisar a influência da dimensão da floresta ripária na ocorrência de contaminantes e a indução da toxicidade da água proveniente de nascentes e corpos hídricos da Bacia do Rio Dourados em bioensaios *in situ* e *ex situ* com *Astyanax lacustris*.

5.2. Objetivos Específicos

- Determinar a proporção do uso do solo com ênfase na floresta ripária;
- Avaliar a qualidade da água por meio de parâmetros físico-químicos e comparar com a legislação CONAMA 357;
- Verificar se a proporção da floresta ripária e o cultivo de monocultura de soja ao redor dos pontos amostrados influenciam na qualidade da água;
- Avaliar a concentração de contaminantes inorgânicos na água coletadas em pontos com diferentes tamanhos de floresta ripária na bacia do Rio Dourados;
- Realizar a avaliação de risco da água para conservação da biota aquática;
- Identificar os efeitos tóxicos da água *in situ* e *ex situ* em *A. lacustris* por meio da mortalidade e genotoxicidade;
- Verificar se os dados de uso do solo estão diretamente relacionados com a toxicidade e com a qualidade da água.

CAPÍTULO I

Effects of local land use on riparian vegetation, water quality, and *in situ* toxicity

Artigo publicado na Ambiente & Água

Percentil do Scopus: 37%

Carta de Aceite – Anexo 1

Efeitos do uso do solo na vegetação ripária, qualidade da água e toxicidade *in situ*

Milena Perez de Melo¹; Bruno do Amaral Crispim¹; Lucilene Finoto Viana¹; Nathalya Alice de Lima¹; Elaine Silva de Pádua Melo²; Valter Aragão do Nascimento²; Alexeia Barufatti¹;

¹Universidade Federal da Grande Dourados-UFGD, Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil.
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais (FCBA), Rodovia Dourados Itahum, Km 12 - Cidade Universitária, Cx. Postal 364 - CEP 79804-970. Fone (+55) 67 3410-2256, Mato Grosso do Sul, Brasil.

²Universidade Federal do Mato Grosso do Sul-UFMS, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.
Faculdade de Medicina "Prof. Hélio Mandetta, FAMED - UFMSCEP: 79080-190 - Campo Grande, MS - Brasil - Caixa-postal: 549, Telefone: (67) 33457805

***Autor correspondente.** E-mail: alexeiabarufatti@ufgd.edu.br

RESUMO

A conversão de floresta ripária em áreas agrícolas resulta na perda da qualidade da água e da saúde da biota aquática. Assim, os objetivos deste estudo foram determinar a proporção de uso do solo com ênfase no tipo de cobertura vegetal; avaliar os parâmetros limnológicos e a concentração de elementos inorgânicos na água do córrego São José na Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil; correlacionar o uso do solo com as concentrações de elementos inorgânicos na água; e avaliar o risco para a biota aquática e efeito tóxico *in situ* em *Astyanax lacustris*. Amostras de água do córrego São José foram coletadas em 2020 e avaliado o uso do solo com imagens aéreas de alta resolução. Os elementos inorgânicos nas amostras de água foram quantificados por espectrofotometria de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado. No entorno do córrego São José, observou-se a redução da floresta ripária com proporção de apenas 16,32% da área e a predominância de áreas agrícolas com 75,06%. As concentrações de oxigênio (<4 mg L⁻¹), Al (>1.500 mg L⁻¹) e P (> 0.235 mg L⁻¹) apresentaram valores em desacordo com a legislação nacional. Além disso, Al e P indicaram riscos quanto à conservação da biota aquática (quociente de risco >1). A avaliação *in situ* de *A. lacustris* também revelou toxicidade na água. Os resultados indicam desequilíbrio ambiental no córrego São José e, portanto, requerem medidas mitigadoras para sua recuperação e o uso sustentável de seus recursos.

Ação antrópica, contaminantes inorgânicos, riscos para a biota aquática.

1. INTRODUÇÃO

A contaminação nos ecossistemas aquáticos pode ser atenuada pela presença de florestas ripárias, que agem como filtros e promovem a retenção de contaminantes antes de serem transportados para os cursos d'água (COLE et al., 2020). Embora, a presença dessas florestas no entorno dos corpos hídricos seja essencial e eficaz para melhoria da qualidade da água, a exploração intensiva principalmente pelas expansões de áreas agrícolas e de pastagens, promovem a sua redução, tornando-as cada vez mais degradadas e conseqüentemente deixando os cursos hídricos desprotegidos (COLLIER et al., 2019; RAMIÃO et al., 2020). Cole et al. (2020) relataram que a largura da floresta no entorno dos corpos d'água é um fator relevante para a proteção dos recursos hídricos, porém outros fatores como o tipo de cobertura vegetal devem ser considerados. Com isso, a Lei nº 12.651, de 2012, buscando a conservação desses ecossistemas aquáticos, recomenda larguras de florestas ripárias de acordo com o tamanho do corpo hídrico.

A contaminação nos ambientes aquáticos é originada principalmente por diversas atividades antrópicas, com destaque em efluentes de resíduos urbanos (BRADNEY et al., 2019; ISLAM et al., 2020), industriais (SOUZA et al., 2020; ISLAM et al., 2020) e agropecuários (XUE et al., 2020), sendo que a exploração destas atividades favorece ao carreamento de sedimentos, fertilizantes e agrotóxicos nessas áreas que se infiltram no solo e são levados até o leito dos corpos d'água (WANG et al. 2019; SRINIVAS et al., 2020; RACHELS, et al., 2020). Esses contaminantes que chegam aos corpos hídricos podem comprometer a qualidade d'água inviabilizando seus diversos usos, resultando na toxicidade da água tanto para a vida aquática e humana (ALI & KHAN, 2018), podendo ocasionar a bioacumulação de metais nos organismos expostos, efeitos genotóxicos e mutagênicos, além de promover danos para a biota aquática, com destaque em peixes (ALI & KHAN, 2018).

Neste sentido, para avaliar a qualidade da água em resposta à presença da floresta ripária, os estudos experimentais *in situ* tornam-se relevantes, pois podem responder as condições ambientais de forma mais realistas em comparação aos experimentos em laboratório, compreendendo situações complexas e específicas do local (CHAPPIE & BURTON, 2000). Os testes *in situ* com peixes têm sido usados para avaliar a toxicidade de águas superficiais em ambientes aquáticos (MCCALLUM et al., 2017; PEI et al., 2021). A espécie *Astyanax lacustris* vem sendo muito utilizada como organismo-teste (BERGMANN et al., 2020; MACÊDO et al., 2020; VIANA et al., 2020; NASCIMENTO et al., 2020; MERÇON et al., 2022), devido às suas características favoráveis, como uma alta plasticidade trófica (ALONSO et al., 2019), flexibilidade alimentar (ALONSO et al., 2019), adaptabilidade em experimentos (VIANA et al., 2018; SPOSITO et al., 2019) e sensibilidade à presença de uma grande quantidade de contaminantes químicos presentes na água, além de ser uma espécie de peixe nativa da bacia de estudo.

Portanto, a avaliação da qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Dourados (BHRD) é importante para o seu monitoramento e gestão, principalmente por ser utilizada como fonte de água para o abastecimento público do Município de Dourados e região, irrigação, dessedentação de animais, uso doméstico e industrial, além da importância ambiental (IMASUL, 2005). Sendo assim, o objetivo do estudo foi: (1) determinar a proporção do uso do solo com ênfase no tipo de cobertura vegetal; (2) avaliar a qualidade da água do córrego São José da Bacia do Rio Dourados (BHRD), no estado de Mato Grosso do Sul, por meio de parâmetros físico-químicos e concentração de elementos inorgânicos; (3) correlacionar o uso do solo com as concentrações de elementos inorgânicos quantificados na água; e (4) avaliar o risco para biota aquática e a toxicidade por meio da mortalidade *in situ* em *A. lacustris*.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no córrego São José, pertencente à BHRD, que apresenta largura inferior a 10 m e está localizado em área rural do município de Dourados. Este córrego apresenta em seu entorno cobertura vegetal ripária fragmentada, com predominância de áreas agrícolas, além de ser um tributário que desagua em outro córrego e este é tributário do Rio Dourados. Foram avaliados três pontos amostrais, denominados PI, PII e PIII, com distanciamento de 500 ± 100 m entre os pontos (Figura 4).

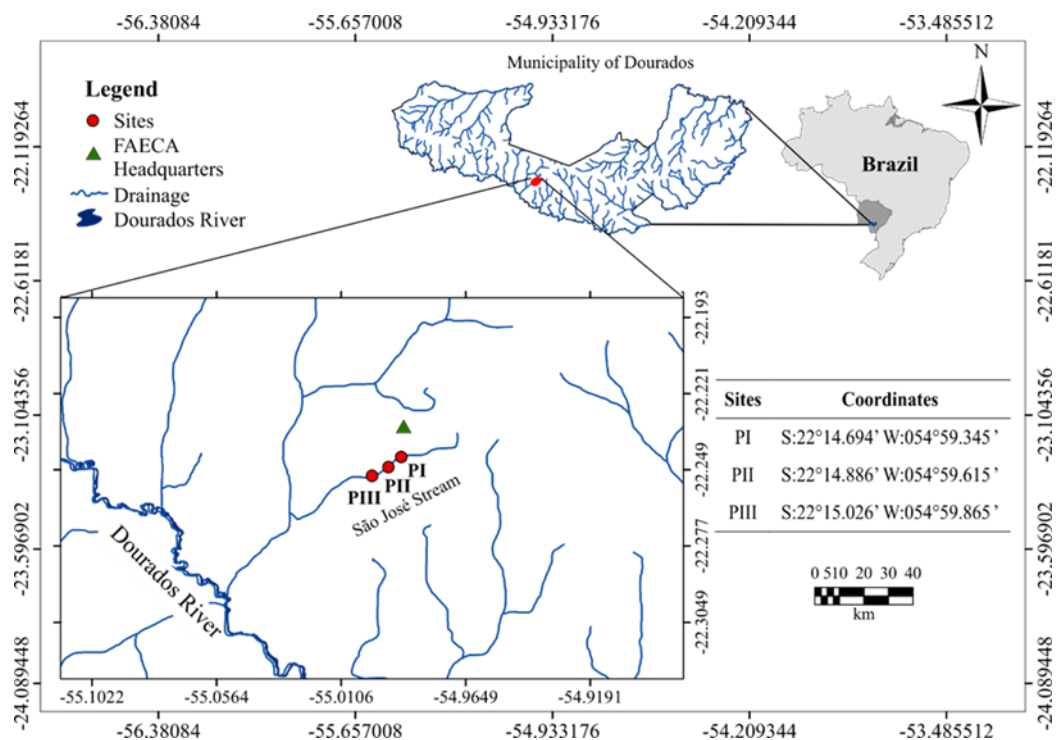


Figura 4. Localização do córrego São José, pertencente a BHRD, e os respectivos pontos de amostragem (PI, PII e PIII), incluindo as coordenadas geográficas.

Os procedimentos avaliativos *in situ* aconteceram durante 5 dias em fevereiro/2020, caracterizado por período chuvoso, sendo 39, 29 e 9 mm, respectivamente, para cada dia e com valor médio de 25.6 mm.

2.2. Avaliação do uso do solo

A delimitação da microbacia foi realizada por meio de imagens do Modelo Digital de Elevação (DEM), com resolução espacial de 90 m, baixadas do USGS Earth Explorer. A imagem foi processada em QGIS 3.18 (QGIS Development Team, 2009), com auxílio do Grass, utilizando a ferramenta de modelagem Hydrologic para elaboração de bacias hidrográficas. A bacia de interesse foi convertida em um arquivo vetorial poligonal, exportado como *shapefile* e importado para o software ArcGIS 10.8 trial version (ESRI, 2015). Para o mapeamento do uso do solo foram utilizadas imagens aéreas de alta resolução obtidas do Google Earth Pro® (2020) com resolução de 1m (Digital Globe, 2017). Para tanto, foram gerados *buffers* com raio de 350 m ao redor de cada local de amostragem. Os tipos de uso do solo foram classificados da seguinte forma, de acordo com o IBGE (2013) com adaptações: área agrícola, corpos hídricos, tanque de piscicultura, estrada, fragmentos florestais, floresta plantada, ocupação urbana pastagem e solo exposto. Para interpretação das imagens, foi realizada uma classificação não supervisionada (*clustering*) utilizando as ferramentas de classificação fornecidas pelo ArcGIS®. As dimensões e porcentagens de cada tipo de uso do solo foram calculadas com base nas áreas dos tampões e na delimitação da microbacia. Além disso, o tamanho da floresta ripária foi avaliado usando o Google Earth Pro® (2020), e foi medido da margem inferior à superior do córrego e observado em ambos os lados com base na média das áreas de amortecimento (350 m) em cada local de amostragem.

2.3. Avaliação dos parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos avaliados foram: temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), pH e sólidos totais dissolvidos (TDS), os quais foram mensurados utilizando uma sonda multiparâmetro YSI Professional Plus. A alcalinidade, dureza, amônia e nitrito foram determinados pelo método colorimétrico Alfakit® e a transparência determinada com o disco de Secchi.

2.4. Quantificação de elementos inorgânicos na água

Amostras de água (1000 mL) foram coletadas diariamente (5 dias) em cada ponto de coleta usando frascos de vidro do tipo âmbar, previamente lavados e esterilizados. Após a coleta, os frascos foram armazenados sob refrigeração e levados até o laboratório, onde as amostras de água foram

filtradas para remoção de partículas suspensas usando filtro de membrana de 0,45 µm (Millipore Filtration Assembly). As amostras de água foram acidificadas com ácido nítrico até atingir o pH<2, em seguida, foram armazenadas a 4°C até o momento das análises. O preparo das amostras para a determinação dos elementos inorgânicos Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, P, Pb, Se e Zn seguiu o método proposto por Mermet e Poussuel (1995), com a utilização de Espectrofotometria de Emissão Ótica de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES) (ThermoScientific, EUA, modelo iCAP 6000®).

2.5. Avaliação de risco para biota aquática

A água do córrego São José foi classificada como Classe III, que são as águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais conforme resolução 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2005). A avaliação preliminar de risco para proteção da biota aquática foi realizada de acordo com os limites máximo permitidos pela legislação brasileira CONAMA 357/2005, para água doce de Classe II, sendo que a classe II visa a conservação da biota aquática. Desta forma, o cálculo do quociente de risco (QR) foram realizados com base nos critérios de qualidade da água Classe II, pela fórmula:

$$QR = \frac{ÁGUA}{CQP}$$

Onde água é a concentrações de cada elemento detectado nas amostras de água e CQP = Critério de qualidade da água para preservação da vida aquática (mg L⁻¹), onde QR = quociente de risco.

Se o QR for ≥ 1 indica um provável risco ecológico para vida aquática (GODOY et al., 2015). Para o índice de risco (IR) para a preservação vida aquática, foi realizado a soma dos valores de QR obtidos para cada elemento químico individualmente. Valores de IR altos indicam potencial risco e efeitos prejudiciais à biota aquática (EVANS et al., 2015; GUSTAVSSON et al., 2017).

2.6. Montagem e instalação das câmaras para monitoramento

As câmaras para realização dos experimentos *in situ* foram confeccionadas a partir de frascos de plásticos com 14 cm de diâmetro, 22 cm de altura e capacidade para 2000 mL de água, com furos laterais e rede de nylon de malha de 500 mm na parte superior e inferior, fixada com cola não tóxica. Para manter a profundidade e fixação das câmaras nos pontos de amostragem *in situ* foram utilizadas estacas de madeira, corda de nylon e tijolos, mantendo a câmara sem contato com o fundo (sedimento) do corpo hídrico. As câmaras teste foram instaladas em triplicata, com distância de 20±5 m entre as réplicas.

2.7. Análise de toxicidade *in situ* com *A. lacustris*

A espécie *A. lacustris* pertence à família Characidae (Characiformes), que inclui pequenos peixes chamados lambaris (LUCENA & SOARES, 2016). Esta espécie tem corpo em forma ovalada e barbatana caudal amarela (BOTELHO et al., 2019), de onde vem seu nome popular “lambari do rabo amarelo”. Os peixes foram adquiridos na piscicultura na Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS) de Aquidauana, MS, oriundos de lote de reprodução individual. Posteriormente os indivíduos foram aclimatados em laboratório sob condições ideais de temperatura (26 ± 2 °C), oxigênio dissolvido (7 ± 1 mg L⁻¹), pH (7,0 a 7,6) e fotoperíodo (12:12 h de luz/escuro) em aquários, durante 30 dias (ABNT, 2003). Os peixes foram alimentados uma vez ao dia com ração granulada contendo 28% de proteína bruta (Laguna®, Lote 05EX180067109). Após o período de pré-aclimação, os peixes foram mantidos em aquários experimentais contendo 5 indivíduos por aquários durante 7 dias, em seguida foram inseridos em sacos plásticos com água sobre oxigenação e transportados para os três pontos de amostragem *in situ* no córrego em estudo. Antes dos peixes serem inseridos nas câmaras teste, os sacos plásticos contendo os peixes foram imersos na água do rio durante 10 min. Foram colocados 5 peixes em cada câmara totalizando 15 peixes por ponto amostral. A avaliação da toxicidade dos pontos amostrais foi realizada com base na mortalidade dos peixes *in situ* após o período de 96h.

2.8. Análise estatística

A normalidade dos dados foi inspecionada usando os testes de Shapiro-Wilk. A confirmação da não normalidade ($p < 0.05$) permitiu a utilização de testes não paramétricos, na qual entre os tipos de solo nos buffers em relação a concentração de elementos inorgânicos quantificado na água no córrego foi realizado a correlação de Spearman. Para obtenção das análises foi utilizada a plataforma R (R Development Core Team, 2020).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Uso do solo

As maiores proporções de uso do solo na microbacia do córrego São José foram, áreas agrícolas (75,06%), seguidas por fragmentos florestais (16,32%), pastagens (5,86%), corpos d'água (1,50%), tanque de piscicultura (0,37%), ocupação antrópica (0,31%), floresta plantada (0,13%) e solo exposto (0,12%) (Figura 5).

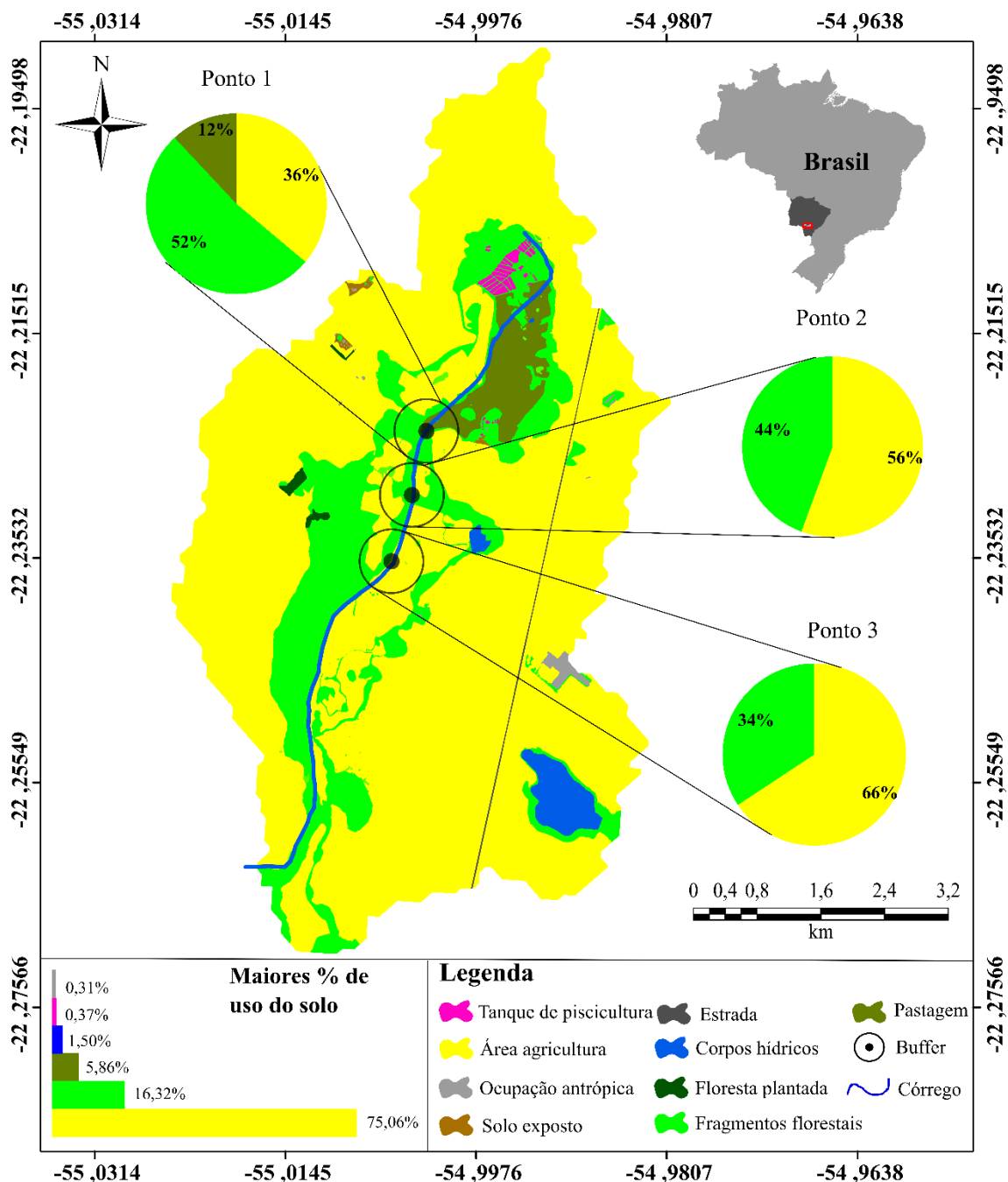


Figura 5. Uso total do solo da microbacia e locais de amostragem no córrego da DRHB no estado de Mato Grosso do Sul.

Portanto, predominavam as áreas agrícolas, o que levou à redução da floresta ripária. A análise do uso do solo no entorno dos locais de amostragem revelou que PI apresentou maiores proporções de fragmentos florestais (52%), seguido por área agrícola (36%) e pastagens (12%). O PII apresentou maior proporção de área agrícola (56%), seguido de fragmentos florestais (44%). As atividades agrícolas ocuparam 66% da área do PIII e os fragmentos florestais responderam pelos 34% restantes (Figura 5). Dos pontos amostrais, maiores proporções de áreas agrícolas foram encontradas no entorno de PII e PIII, enquanto uma maior proporção de fragmentos florestais foi encontrada em PI, com evidente expansão da área agrícola. O leito do rio torna-se vulnerável com a redução da cobertura

florestal ripária, pois a vegetação busca reter contaminantes e manter a qualidade dos corpos d'água, principalmente na conservação dos parâmetros limnológicos (Fierro et al., 2017). Outro aspecto relevante é a densidade da floresta ripária, que é diretamente proporcional à sua eficiência na proteção das encostas, evitando o surgimento de processos erosivos e assoreamento nos leitos dos rios (Cole et al., 2020). Neste estudo, tal proteção é prejudicada, pois a floresta ripária está fragmentada principalmente devido às atividades antrópicas, prevalecendo a vegetação ripária rasteira.

O tamanho da floresta ripária variou de 3,35 a 24,46 m de largura quando medido em ambos os lados do PI, apresentando média de 12,52 m. No PII, a extensão da floresta variou de 21,48 a 77,53 m, com média de 40,28 m. Por fim, o PIII teve variações de tamanho de 16 a 35,49 m com média de 25,23 m. No entorno de todos os locais de amostragem, observamos que alguns trechos de floresta ripária apresentavam faixas de vegetação com menos de 10 m de largura, que eram menores do que o tamanho determinado pelo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651 de 2012). Este código estabelece que a largura mínima de floresta é de 30 m em ambos os lados do corpo d'água. A irregularidade do desmatamento nesta área de estudo não é uma ocorrência local, mas pode ser estendida para outras áreas agrícolas brasileiras que estão em contínuo processo de expansão (IBGE, 2020). Assim, muitos corpos d'água têm sua floresta ripária degradada ou reduzida, o que pode causar sérios riscos para a conservação dos mananciais, resultando em danos à estrutura e funcionamento do meio aquático. Essa redução também pode impactar na manutenção de espécies aquáticas e terrestres, pois a floresta ripária ajuda a regular os parâmetros limnológicos, contribui para a alimentação de muitas espécies de peixes, serve como fonte de alimento para inúmeros organismos (terrestres ou aquáticos) e serve como micro-habitats para reprodução e fuga de predadores (Lo et al., 2020; Selwood e Zimmer, 2020). Hilary et al. (2021) sugerem que a extensão da floresta ripária é um fator chave para a preservação da qualidade da água do rio. Assim, para uma melhor eficiência, recomenda-se uma largura fixa em todo o corpo d'água cobrindo toda a extensão do córrego, o que não foi observado neste estudo. Em resumo, a existência de floresta ripária é de suma importância para a manutenção dos processos hidrológicos e ecológicos.

3.2. Parâmetros limnológicos

Todos os locais amostrados no córrego apresentaram teor de oxigênio dissolvido na água abaixo do limite estabelecido pela legislação brasileira CONAMA (357/2005) para água doce classe III (Tabela 3), sendo inadequado para a manutenção da vida aquática, com valores abaixo de 4 mg L⁻¹.

Tabela 3. Parâmetros limnológicos da água, apresentados em média e desvio padrão, nos locais de amostragem comparados com os valores máximos permitidos pela resolução CONAMA (357/2005).

Parâmetros físico-químicos	Área de estudo			CONAMA (357/2005)
	PI	PII	PIII	VMP
Temp. (°C)	23.42±0.56	22.64±0.31	22.30±0.20	*
Transp. (cm)	28.80±6.76	31.00±11.40	26.40±5.72	*
OD (mg L ⁻¹)	2.25±0.57	2.57±0.65	3.52±0.94	>5
Cond. (µs cm ⁻¹)	38.00±0.00	38.00±0.00	38.00±0.00	*
pH	7.30±0.02	7.29±0.03	7.31±0.11	6.0 – 9.0
TDS (mg L ⁻¹)	20.54±11.48	15.99±14.59	20.55±11.52	<500
Alcalinidade	26.00±5.47	24.00±5.47	22.00±4.47	*
Dureza	22.00±4.47	24.00±5.47	24.00±5.47	*
Amônia (mg L ⁻¹)	0.09±0.05	0.12±0.00	0.12±0.00	<2.0
Nitrito (mg L ⁻¹)	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	<1.0

Temp: Temperatura; Transparência: Transparência; DO: Oxigênio Dissolvido; Cond: Condutividade; TDS: Sólidos Dissolvidos Totais; MPV: Valor máximo permitido pela legislação brasileira (Resolução 357/2005) para classe III com base no Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005); Negrito: valores acima dos limites estabelecidos pela legislação CONAMA 357/2005
*Ausência de valores máximos permitidos

A escassez de oxigênio dissolvido na água pode ser reflexo da redução da floresta ripária, pois áreas maiores de vegetação melhoram a oxigenação da água (Iñiguez-armijos et al., 2017) e o processo de autopurificação realizado pelas raízes das plantas. O aumento de nutrientes das atividades agrícolas também pode desencadear a eutrofização (Carpenter et al., 1998; Van Beusekom, 2017), que também promove a redução do oxigênio dissolvido na água. Assim, o prolongamento de um ambiente aquático hipóxico pode induzir a extinção de espécies, causando mortalidade em massa da biota aquática (Galic et al., 2019). À medida que o oxigênio é reduzido na água, as espécies mais sensíveis são eliminadas, deixando as mais resistentes e, posteriormente, causando um desequilíbrio na estrutura dos níveis tróficos aquáticos. Franklin et al. (2014) demonstraram que peixes juvenis de diferentes espécies tiveram uma mortalidade de 50% a 100% em menos de 48 h de exposição quando os níveis de oxigênio dissolvido estavam abaixo de 3 mg L⁻¹. Para outros parâmetros, como pH, TDS, amônia e nitrito, os valores estavam dentro dos limites permitidos pela legislação. A legislação

nacional não possui regulamentações para temperatura, condutividade elétrica da água, alcalinidade e dureza.

3.3. Elementos inorgânicos na água

As concentrações de Al e P estavam acima dos limites considerados seguros para a vida aquática, de acordo com a legislação brasileira, CONAMA 357/2005, para água doce classe III (Tabela 4). Os valores de Ba, Fe e Mn ficaram abaixo dos limites estipulados pela legislação brasileira citada acima (Tabela 4). Nenhum limite foi estabelecido pela legislação nacional para Ca, K e Mg. Além disso, o nível de Cu foi encontrado abaixo do limite de quantificação em todos os locais de amostragem. Os elementos As, Cd, Co, Cr, Mo, Pb, Se, Cu e Zn não foram detectados.

Tabela 4. Concentração de elementos inorgânicos na água (mg L^{-1}) nos pontos de amostragem (PI, PII e PIII) no Córrego São José e valores estabelecidos pela legislação do CONAMA.

Elementos químicos	LOD	LOQ	PI	mg L ⁻¹			CONAMA (357/2005)
				PII	PIII		
Al	0.0180	0.0599	1.510±0.046	1.721±0.086	2.130±0.032	0.200	
Ba	0.0005	0.0016	0.025±0.000	0.027±0.000	0.026±0.000	1.000	
Ca	0.0070	0.0233	3.004±0.089	3.206±0.025	3.024±0.105	*	
Cu	0.0024	0.0080	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.013	
Fe	0.0058	0.0193	3.319±0.072	3.130±0.063	3.303±0.060	5.000	
K	0.0154	0.0515	0.405±0.004	0.396±0.003	0.396±0.021	*	
Mg	0.0010	0.0033	1.812±0.007	1.874±0.011	1.801±0.078	*	
Mn	0.0003	0.0011	0.007±0.000	0.006±0.000	0.007±0.000	0.500	
P	0.0135	0.0450	0.235±0.004	0.243±0.017	0.293±0.007	0.150	

Negrito: valores acima dos limites estabelecido pela legislação CONAMA 357/2005.

LOQ: limite de quantificação.

LOD: limite de detecção

*Ausência de valores máximos permitidos

A presença desses elementos pode estar relacionada às condições pluviométricas no período de coleta, o que pode ter favorecido o transporte de contaminantes inorgânicos para o leito do rio, o que está associado à baixa proteção da floresta ripária nas margens do ambiente aquático. É importante ressaltar que o Al é um elemento com potencial toxicidade à vida aquática, podendo induzir efeitos graves aos organismos, como a genotoxicidade (Capriello et al., 2021). A ocorrência de Al no meio aquático pode estar relacionada às características e composição típicas do solo, que é o mais abundante na crosta terrestre (CETESB, 2012), e sua intensificação no meio aquático por

fontes antrópicas decorrentes da descarga de esgoto doméstico não tratado e resíduos agrícolas (Dalzochio et al., 2018). Destaca-se que o P é um componente presente em fertilizantes químicos utilizados para estimular o crescimento de monoculturas, que compreendem principalmente as culturas de milho, soja e cana-de-açúcar, comuns na região de estudo (Bojórquez-Quintal et al., 2017; Mekonnen e Hoekstra, 2018; Mundim et al., 2018; Waller et al., 2021). A presença de P também pode estar relacionada às áreas de pastagem, pois a maior parte do P ingerido pelos animais durante o pastejo é devolvido ao solo via esterco, com proporção de retorno de até 60% (Assmann et al., 2017).

As concentrações de Al e P no curso d'água do córrego estudado corroboram com os resultados de uso do solo que indicaram intensa ocupação da área por atividades agropecuárias. Notavelmente, diferentes fertilizantes contendo elementos químicos são utilizados para preparo do solo para o plantio, o que pode ajudar a aumentar o Al e o P no curso d'água.

3.4. Análise de correlação

O presente estudo revelou uma correlação positiva significativa entre as áreas de pastagem e as concentrações de K ($p < 0,001$) (Figura 6). Esses resultados evidenciam o cenário atual de expansão das áreas de pastagens em detrimento dos fragmentos florestais no Brasil, indicando, em última instância, o uso de componentes químicos para acelerar o crescimento das culturas predominantes. Outro aspecto relevante é a liberação de esterco bovino que pode estar relacionado ao aumento de P e K no corpo hídrico (Assmann et al., 2017).

Área agricultável	-0.97	-0.94	0.93	0.65	0.98	-0.49	-0.26	-0.94	0.04	-0.18	0.84
Fragmetos florestais	0.82	-1.00*	-0.43	-0.89	0.25	-0.00	0.82	0.22	-0.08	-0.95	
Pastagem	-0.76	-0.87	-0.99*	0.76	0.56	1.00***	-0.37	0.50	-0.61		
Al	0.33	0.84	-0.15	0.11	-0.76	-0.32	0.18	0.98			
Ba	0.79	-0.98	-0.90	-0.87	0.79	-0.87	0.13				
Ca	-0.66	-0.45	-0.99*	0.25	-0.38	0.71					
Cu	0.97	0.76	-0.89	0.94	0.06						
Fe	0.56	-0.98	1.00*	0.31							
K	-0.37	0.50	-0.61								
Mg	-0.99*	-0.51									
Mn	0.39										
P											

Figura 6. Coeficientes de correlação de Spearman (r) entre o uso do solo em relação à concentração de elementos inorgânicos quantificados na água do córrego pertencente ao DRHB em Mato Grosso do Sul, Brasil. * $p < 0,05$; *** $p < 0,001$

Uma correlação negativa foi encontrada entre Al e áreas de fragmentos florestais ($p < 0,05$), sugerindo que a redução das florestas ripárias pode determinar maior escoamento de Al no ambiente aquático. Entre os elementos inorgânicos, foi encontrada uma correlação negativa entre Ca e K. Vale ressaltar que o desequilíbrio e a falta de Ca no ambiente aquático podem prejudicar organismos vertebrados através de suas estruturas esqueléticas, e vários moluscos que necessitam de carbonato de Ca para manutenção e produção de suas conchas (Yarra et al., 2021). Ca com K apresentou correlação negativa significativa ($p < 0,05$), enquanto Fe com Mn apresentou correlação positiva, indicando possível sinergia entre esses elementos, que pode ser resultado de intensas atividades agrícolas no entorno do corpo d'água. Além da soma e agravamento do uso de diferentes produtos químicos, como fertilizantes e defensivos, para a manutenção das lavouras, pode ocorrer posterior escoamento de resíduos agroquímicos no leito do rio (Covert et al., 2020).

3.5. Avaliação de risco para a preservação da biota aquática

O QR foi realizado para os elementos Al, P e Fe, que apresentaram altas concentrações na água e o limite máximo permitido pela legislação do CONAMA. As amostras de água de PI, PII e PIII apresentaram concentrações de Al, Fe e P que indicaram riscos para a preservação da biota aquática, com valor > 1 (Figura 7a).

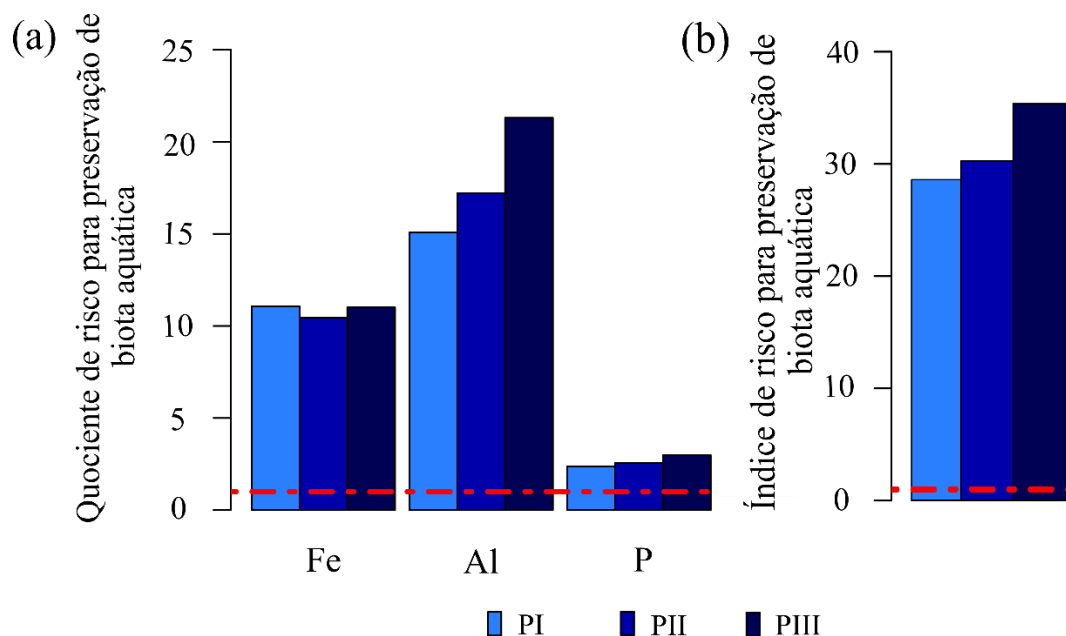


Figura 7. (a) Quociente de risco (QR) para a preservação da biota aquática com base nos níveis de Fe, Al e P em PI, PII e PIII; e (b) Índice de risco (IR) para preservação da biota aquática através da soma dos QRs individuais de elementos inorgânicos em PI, PII e PII no córrego São José. QR e IR acima da linha pontilhada representam valores > 1 , que indicam riscos para a biota aquática.

Esses riscos podem resultar em efeitos deletérios e irreversíveis que comprometem a saúde da biota aquática, principalmente dos peixes. Notavelmente, mesmo baixas concentrações de Al podem causar danos embriológicos, estresse teratogênico, neurotóxico e oxidativo em peixes (Monaco et al., 2017). Correia et al. (2021) observaram que o Al funcionava como um desregulador endócrino, interferindo no sistema hormonal de *Astyanax altiparanae*, resultando em falha na ovulação e efeitos deletérios na reprodução. O excesso de Fe no ambiente aquático pode causar obstrução nas brânquias dos peixes e distúrbios respiratórios, acabando por interferir nas trocas gasosas e causar asfixia (Bury et al., 2011), o que causa ambientes aquáticos tóxicos (Alipour e Banagar, 2018). Além disso, casos de concentrações agudas de Fe podem resultar em necrose do tecido branquial e perda da capacidade de excretar amônia concentrada no sangue dos peixes (Slaninova et al., 2014). Marins et al. (2019) observaram efeitos genotóxicos em *Danio rerio* adulto após exposição ao Fe por um período de 30 dias. As altas concentrações de P em corpos d'água próximos a áreas agrícolas estão relacionadas ao escoamento de fertilizantes contendo P em sua composição, que são utilizados para melhorar os nutrientes durante o preparo do solo. No entanto, a alta concentração de P pode levar à eutrofização do ambiente aquático, pois o P é um elemento dominante na aceleração de nutrientes (Mardamootoo et al., 2021). As altas concentrações de P nas amostras de água do córrego em estudo coincidem com as condições de uso do solo no preparo do solo, pois a presença da agricultura nessas áreas é intensa e localizada próxima ao corpo d'água, favorecendo o escoamento desses elementos.

Dependendo das concentrações de determinados elementos isolados no ambiente aquático, a saúde da biota aquática pode ser prejudicada, e quando avaliadas em misturas, aumentam os riscos (Figura 7b) e prejudicam a preservação da biota aquática, principalmente os peixes. Quando os elementos inorgânicos foram avaliados em misturas no ambiente aquático, os valores de IR retrataram riscos à vida aquática com base nas amostras de água coletadas no córrego de estudo (Figura 7b). Os elementos inorgânicos que apresentaram $QR > 1$ tiveram a maior contribuição para o aumento dos riscos à biota no IR, destacando-se o Al em PI, PII e PIII (QRs ~15,08, ~17,21 e ~21,30, respectivamente). Misturas de elementos químicos em corpos d'água podem potencializar seus efeitos (Martin et al., 2021) e resultar em diversos danos aos organismos aquáticos, desde efeitos genotóxicos até mortalidade, podendo comprometer o bom funcionamento do organismo ou até mesmo levar à morte (Jijie et al., 2020; Carvalho et al., 2020).

3.6. Análise de toxicidade *in situ*

Com base na toxicidade da água com *A. lacustris in situ* no córrego de estudo, dos 15 indivíduos expostos em cada um dos locais, 5, 11 e 9 morreram, indicando uma porcentagem de morte de 33%, 73% e 60%, respectivamente, em PI, PII e PIII. A baixa oxigenação ($< 4 \text{ mg L}^{-1}$) na água do córrego pode ter contribuído para a mortalidade dos peixes, pois apenas 44,44% dos peixes expostos

sobreviveram durante a análise *in situ*. A menor mortalidade em PI em relação aos demais locais pode estar relacionada às menores proporções de áreas agrícolas em seu entorno, mitigando assim o risco de contaminação desta área. Os locais de amostragem PII e PIII foram áreas com maiores extensões de áreas agrícolas e altas concentrações de Al e P. Esses resultados corroboram os dados da literatura, onde foi relatada toxicidade em ecossistemas aquáticos com alterações nas paisagens de seu entorno, além de níveis elevados de Al ou misturas xenobióticas no curso desse ambiente aquático (Dos Reis Oliveira et al., 2018; De Souza et al., 2019; De Castilhos Ghisi et al., 2020; Riveros et al., 2021). Portanto, diante dos resultados, são necessárias medidas restritivas não apenas para a degradação das florestas, mas também para o aumento do uso insustentável do solo no entorno dos corpos d'água, principalmente em áreas agrícolas, para minimizar os impactos dessas atividades e preservar a qualidade da água e vida aquática.

4. CONCLUSÃO

A proporção de uso do solo no entorno do córrego São José revelou predominância de áreas agrícolas e conseqüentemente uma baixa proporção de floresta ripária, indicando inadequação em relação ao Código Florestal Brasileiro. Essa redução na área ripária pode ser refletida na diminuição da oxigenação da água e se opor ao aumento da concentração de Al e P, que pode ser devido ao uso de defensivos agrícolas e fertilizantes agrícolas. A água do córrego levou à mortalidade de *A. lacustris* e foi associada a riscos que afetam a saúde da vida aquática. O Al foi identificado como o elemento químico com maior contribuição para este risco. Assim, para evitar impactos negativos das atividades antrópicas nos corpos d'água, é necessário um programa de monitoramento mais eficaz para proteger a degradação dessas áreas e controlar o aumento das áreas agrícolas no entorno dos corpos d'água para minimizar a contaminação. Em relação à área de estudo, propõe-se o reflorestamento para garantir que a proporção de floresta ripária seja restabelecida e eficiente na retenção de contaminantes no curso d'água para garantir o equilíbrio ecológico da vida aquática.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) e à Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) pelo apoio logístico, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), à Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro.

6. REFERÊNCIA

ABNT – **Associação Brasileira De Normas Técnicas**. Projeto 00:001.44-001 – Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com peixes. Rio de Janeiro, 15p. 2003.

- ALI, H.; KHAN, E. Bioaccumulation of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in freshwater fish. Risk to human health. **Environmental chemistry letters**, v. 16, n. 3, p. 903-917, 2018.
- ALIPOUR, H.; BANAGAR, G. R. Health risk assessment of selected heavy metals in some edible fishes from Gorgan Bay, Iran. **Iranian journal of fisheries sciences**, v. 17, n. 1, p. 21-34, 2018.
- ALONSO, M. B.; CARVALHO, D. R.; ALVES, C. M. B.; MOREIRA, M. Z.; POMPEU, P. S. Changes in trophic characteristics of two fish species of *Astyanax* (Teleostei: Characidae) in response to aquatic pollution. **Zoologia**, v. 36, p. 1-12, 2019.
- ASSMANN, J. M.; MARTINS, A. P.; ANGHINONI, I.; DENARDIN, L. G. O.; NICHEL, G. H.; COSTA, S. E. V. A. *et al.* Phosphorus and potassium cycling in a long-term no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities in subtropics. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 108, p. 21-33, 2017.
- BERGMANN, F. B.; DO AMARAL, A. M. B.; VOLCAN, M. V.; LEITEMPERGER J. W.; ZANELLA, R.; PRESTES, O. D.; CLASEN, B.; GUADAGNIN, D. L.; LORO, V. L. Organic and conventional agriculture: Conventional rice farming causes biochemical changes in *Astyanax lacustris*. **Science of the total environment**, v. 744, p. 140820, 2020.
- BOJÓRQUEZ-QUINTAL, E.; ESCALANTE-MAGAÑA, C.; ECHEVARRÍA-MACHADO, I.; MARTÍNEZ-ESTÉVEZ, M. Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils. **Frontiers in plant science**, v. 8, p. 1767, 2017.
- BOTELHO, H. A.; LAGO, A.; DA COSTA, A. L.; COSTA, A. C.; REIS NETO, R. V.; SILVA, Z. *et al.* Application of morphometric measures in estimation of body weight and discrimination of *Astyanax lacustris* and *Astyanax fasciatus*. **Aquaculture Research**, v. 50, n. 9, p. 2429-2436, 2019.
- BRADNEY, L.; WIJESKARA, H.; PALANSOORIYA, K. N.; OBADAMUDALIGE, N.; BOLAN, N. S.; OK, Y. S.; KIRKHAM, M. B. Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. **Environment international**, v. 131, p. 104937, 2019.
- BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução nº357. Diário Oficial da União de 17 de março de 2005, 2005. Available in: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Access in November 2020.
- BURY, N. R.; BOYLE, D.; COOPER, C. A. Iron. **Homeostasis and toxicology of essential metals**, Oxford, UK, 2011, p. 201-251.
- CAPRIELLO, T.; MONTEIRO, S. M.; FÉLIX, L. M.; DONIZETTI, A.; ALIPERTI, V.; FERRANDINO, I. Apoptosis, oxidative stress and genotoxicity in developing zebrafish after aluminium exposure. **Aquatic Toxicology**, v. 236, p. 105872, 2021.
- CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998, 1998.
- CARVALHO, W. F.; DE ARCAUTE, C. R.; TORRES, L.; E SILVA, D. D. M.; SOLONESKI, S.; LARRAMENDY, M. L. Genotoxicity of mixtures of glyphosate with 2,4-dichlorophenoxyacetic acid chemical forms towards *Cnesterodondecemmaculatus* (Pisces, Poeciliidae). **Environmental science and pollution research**, v. 27, p. 6515-6525, 2020.
- CETESB, **Companhia ambiental do Estado de São Paulo**. Ficha de informação toxicológica, Alumínio.2012. Available in: <<https://www.cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wpcontent/uploads/sites/24/2013/11/Aluminio.pdf>>. Access in January 2022.

- CHAPPIE, D. J.; BURTON J. R. Applications of aquatic and sediment toxicity testing *in situ*. (R826200). **Journal of soil contamination**. Elsevier Science Ltd, New York, NY, v. 9, p. 219-245, 2000.
- COLE, L. J.; STOCKAN, J.; HELLIWELL, R. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. **Agriculture, ecosystems and environment**, v. 296, p. 106891, 2020.
- COLLIER, C. A.; DE ALMEIDA NETO, M. S.; DE ALMEIDA, G. M. A.; ROSA FILHO, J. S.; SEVERI, W.; EL-DEIR, A. C. A. Effects of anthropic actions and forest areas on a neotropical aquatic ecosystem. **Science of the Total Environment**, v. 691, p. 367-377, 2019.
- CORREIA, T. G.; VIEIRA, V. A. R. O.; DE MORAES NARCIZO, A.; ZAMPIERI, R. A.; FLOETER-WINTER, L. M.; MOREIRA, R. G. Endocrine disruption caused by the aquatic exposure to aluminum and manganese in *Astyanax altiparanae* (Teleostei: Characidae) females during the final ovarian maturation. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and pharmacology**, v. 249, p. 109132, 2021.
- COVERT, S. A.; SHODA, M. E.; STACKPOOLE, S. M.; STONE, W. W. Pesticide mixtures show potential toxicity to aquatic life in US streams, water years 2013-2017. **Science of the total environment**, v. 745, p. 141285, 2020.
- DALZUCHIO, T.; RODRIGUES, G. Z. P.; SIMÕES, L. A. R.; DE SOUZA, M. S.; PETRY, I. E.; ANDRIGUETTI, N. 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**, v. 25, p. 9485-9500, 2018.
- DE CASTILHOS GHISI, N.; LARENTIS, C.; DE OLIVEIRA, E. C.; NEVES, M. P.; ZAVASKI, A. G.; DE ALMEIDA ROQUE, A.; WACHTEL, C. C.; DA SILVA, A. P.; DE LIMA, E. B. S.; COSTA, G. O. N.; AMORIM, J. P. A.; RIBEIRO, C. A. O.; DELARIVA, R. L. Environmental assessment of Neotropical streams using fish as bioindicators: a multibiomarker and integrated approach. **Hydrobiologia**, p. 1-18, 2020.
- DE SOUZA, J. P.; SPOSITO, J. C. V.; CRISPIM, B. A.; DA SILVA, F. G.; DE OLIVEIRA, K. M. P.; KUMMROW, F. *et al.* From collection to discharge: physical, chemical, and biological analyses for fish farm water quality monitoring. **Ecotoxicology**, v. 28, p. 13-25, 2019.
- DOS REIS OLIVEIRA, P. C.; KRAAK, M. H.; VAN DER GEEST, H. G.; NARANJO, S.; VERDONSCHOT, P. F. Sediment composition mediated land use effects on lowland streams ecosystems. **Science of the total environment**, v. 631, p. 459-468, 2018.
- ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **ArcGIS test GIS for the desktop, versão 10.3**. Copyright © Esri. All rights reserved. 2015.
- EVANS, R. M.; SCHOLZE, M.; KORTENKAMP, A. Examining the feasibility of mixture risk assessment: A case study using a tiered approach with data of 67 pesticides from the Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (JMPR). **Food and chemical toxicology**, v. 84, p. 260-269, 2015.
- FIERRO, P.; BERTRÁN, C.; TAPIA, J.; HAUENSTEIN, E.; PEÑA-CORTÉS, F.; VERGARA, C.; VARGAS-CHACOFF, L. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. **Science of the total environment**, v. 609, p. 724-734, 2017.
- FRANKLIN, P. A. Dissolved oxygen criteria for freshwater fish in New Zealand: a revised approach. **New Zealand journal of marine and freshwater research**, v. 48, p. 112-126, 2014.
- GALIC, N.; HAWKINS, T.; FORBES, V. E. Adverse impacts of hypoxia on aquatic invertebrates: A meta-analysis. **Science of the total environment**, v. 652, p. 736-743, 2019.

- GODOY, A. A.; KUMMROW, F.; PAMPLIN, P. A. Z. Ecotoxicological evaluation of propranolol hydrochloride and losartan potassium to *Lemna minor* L. (1753) individually and in binary mixtures. **Ecotoxicology**, v. 24, p. 1112-1123, 2015.
- GUSTAVSSON, M.; KREUGER, J.; BUNDSCHUH, M.; BACKHAUS, T. Pesticide mixtures in the Swedish streams: environmental risks, contributions of individual compounds and consequences of single-substance oriented risk mitigation. **Science of the total environment**, v. 598, p. 973-983, 2017.
- HILARY, B.; CHRIS, B.; NORTH, B. E.; ANGELICA MARIA, A. Z.; SANDRA LUCIA, A. Z.; CARLOS ALBERTO, Q. G.; BEATRIZ, L. G.; RACHEL, E.; ANDREW, W. Riparian buffer length is more influential than width on river water quality: A case study in southern Costa Rica. **Journal of environmental management**, v. 286, p. 112132, 2021.
- IMASUL - **Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul**. Gerência de Recursos Hídricos. Bacia hidrográfica do rio Dourados: relatório de qualidade das águas superficiais – 1999 a 2004. Campo Grande, MS, 2005.
- IÑIGUEZ-ARMIJOS, C.; HAMPEL, H.; BREUER, L. Land-use effects on structural and functional composition of benthic and leaf-associated macroinvertebrates in four Andean streams. **Aquatic ecology**, v. 52, p. 77-92, 2018.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – **IBGE**, 2013. Available in: <http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm>. Access in December 2021.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – **IBGE**. Monitoramento da cobertura e uso da terra do Brasil, 2020. Available in: <https://www.ibge.gov.br/apps/monitoramento_cobertura_uso_terra/v1/>. Access in December 2021.
- ISLAM, A. R. M. T.; ISLAM, H. T.; MIA, M. U.; KHAN, R.; HABIB, M. A.; BODRUD-DOZA, M.; SIDDIQUE, M. A. B.; CHU, R. Co-distribution, possible origins, status and potential health risk of trace elements in surface water sources from six major river basins, Bangladesh. **Chemosphere**, v. 249, p. 126180, 2020.
- JIJIE, R.; SOLCAN, G.; NICOARA, M.; MICU, D.; STRUNGARU, S. A. Antagonistic effects in zebrafish (*Danio rerio*) behavior and oxidative stress induced by toxic metals and deltamethrin acute exposure. **Science of environmental total**, v. 698, p. 134299, 2020.
- LO, M.; REED, J.; CASTELLO, L.; STEEL, E. A.; FRIMPONG, E. A.; ICKOWITZ, A. The influence of forests on freshwater fish in the tropics: A systematic review. **BioScience**, v. 70, p. 404-414, 2020.
- LUCENA C. A. S.; SOARES H. G. Review of species of the *Astyanax bimaculatus* “caudal peduncle spot” subgroup sensu Garutti & Langeani (Characiformes, Characidae) from the rio La Plata and rio São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay. **Zootaxa**, v.4072, p. 101-125, 2016;
- MACÊDO, A. K. S.; SANTOS, K. P. E.; BRIGHENTI, L. S.; WINDMOLLER, C. C.; BARBOSA, F. A. R.; RIBEIRO, R. I. M. A. *et al.* Histological and molecular changes in gill and liver of fish (*Astyanax lacustris* Lütken, 1875) exposed to water from the Doce basin after the rupture of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Science of the total environment**, v. 735, p. 139505, 2020.
- MARDAMOOTOO, T.; DU PREEZ, C. C.; BARNARD, J. H. Agricultural Phosphorus Management for Environmental Protection: A Review. **Journal of geoscience and environment protection**, v. 9, p. 48-81, 2021.
- MARINS, K.; LAZZAROTTO, L. M. V.; BOSCHETTI, G.; BERTONCELLO, K. T.; SACHETT, A.; SCHINDLER, M. S. Z.; ZANATTA, L. Iron and manganese present in underground water

- promote biochemical, genotoxic, and behavioral alterations in zebrafish (*Danio rerio*). **Environmental science and pollution research**, v. 26, p. 23555-23570, 2019.
- MARTIN, O.; SCHOLZE, M.; ERMLER, S.; MCPHIE, J.; BOPP, S. K.; KIENZLER, A.; KORTENKAMP, A. Ten years of research on synergisms and antagonisms in chemical mixtures: A systematic review and quantitative reappraisal of mixture studies. **Environment international**, v. 146, p. 106206, 2021.
- MCCALLUM, E. S.; DU, S. N. N.; VASEGHI-SHANJANI, M.; CHOI, J. A.; WARRINER, T. R.; SULTANA, T. *et al.* *In situ* exposure to wastewater effluent reduces survival but has little effect on the behaviour or physiology of an invasive Great Lakes fish. **Aquatic toxicology**, v. 184, p. 37-48, 2017.
- MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Global anthropogenic phosphorus loads to freshwater and associated grey water footprints and water pollution levels: A high-resolution global study. **Water resources research**, v. 54, p. 345-358, 2018.
- MERÇON, J.; CABRAL, D. S.; TEIXEIRA, B. C.; PEREIRA, T. M.; BONA, A. M.; ARMINI, C. V. L.; AGOSTINHO, S. G. D. 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**, v. 89, p. 103777, 2022.
- MERMET, J.; POUSSEL, E. ICP emission spectrometers: 1995 analytical figures of merit. **Applied spectroscopy**, v. 49, p. 12A-18A, 1995.
- MONACO, A.; GRIMALDI, M. C.; FERRANDINO, I. Aluminium chloride-induced toxicity in zebrafish larvae. **Journal of fish diseases**, v. 40, p. 629-635, 2017.
- MUNDIM, D. A.; BONOMO, R.; PIRES, F. R.; SOUZA, J. M. Atributos físico-hídricos e químicos do solo sob aplicação de vinhaça por anos consecutivos. **Energia na agricultura**, v. 33, p. 321-329, 2018.
- NASCIMENTO, H. S.; CRISPIM, B. A.; FRANCISCO, L. F. V.; MEREY, F. M.; VIANA, L. F.; INOUE, L. A. K. A.; BARUFATTI, A. Genotoxicity evaluation of three anesthetics commonly employed in aquaculture using *Oreochromis niloticus* and *Astyanax lacustris*. **Aquaculture reports**, v. 17, p. 100357, 2020.
- PEI, Y.; TONG, Y.; LI, H.; YOU, J. *In-situ* biological effects, bioaccumulation, and multi-media distribution of organic contaminants in a shallow lake. **Journal of hazardous materials**, v. 427, p. 128143, 2021.
- QGIS. **Quantum geographic information system development team**. 2009. Available in: <<https://www.qgis.org/en/site/>>. Access in January 2022.
- R Development Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. 2020.
- RACHELS, A.A.; BLADON, K.D.; BYWATER-REYES, S.; HATTEN, J. Quantifying effects of forest harvesting on sources of suspended sediment to an Oregon Coast Range headwater stream. **Forest ecology and management**, v. 466, p. 118123, 2020.
- RAMIÃO, J. P.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Riparian land use and stream habitat regulate water quality. **Limnologica**, v. 82, p. 125762, 2020.
- RIVEROS, A. F.; JUT SOLÓRZANO, J. C.; MONACO, I. A.; LIMA CARDOSO, C. A.; SÚAREZ, Y. R.; VIANA, L. F. Toxicogenetic effects on fish species in two subbasins of the upper Paraguay river, Southern Pantanal–Brazil. **Chemosphere**, v. 264, p. 128383, 2021.
- SELWOOD, K. E.; ZIMMER, H. C. Refuges for biodiversity conservation: A review of the evidence. **Biological conservation**, v. 245, p. 108502, 2020.

- SLANINOVA, A.; MACHOVA, J.; SVOBODOVA, Z. Fish kill caused by aluminium and iron contamination in a natural pond used for fish rearing: a case report. **Veterinary medicine**, v. 59, p. 573-581, 2014.
- SOUZA, I. D. C.; MOROZESK, M.; MANSANO, A. S.; MENDES, V. A. S.; AZEVEDO, V. C.; MATSUMOTO, S. T. *et al.* Atmospheric particulate matter from an industrial area as a source of metal nanoparticle contamination in aquatic ecosystems. **Science of the total environment**, v. 753, p. 141976, 2020.
- SPOSITO, J. C. V.; FRANCISCO, L. F. V.; CRISPIM, B. A.; DA SILVA DANTAS, F. G.; DE SOUZA, J. P.; VIANA, L. F. *et al.* Influence of land use and cover on toxicogenetic potential of surface water from Central-West Brazilian rivers. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 76, p. 483-495, 2019.
- SRINIVAS, R.; SINGH, A. P.; DHADSE, K.; GARG, C. An evidence based integrated watershed modelling system to assess the impact of non-point source pollution in the riverine ecosystem. **Journal of cleaner production**, v. 246, p. 118963, 2020.
- VAN BEUSEKOM, J.; BOT, P.; CARSTENSEN, J.; GRAGE, A.; KOLBE, K.; LENHART, H. J.; PÄTSCH, J.; PETENATI, T.; RICK, J. Eutrophication. **Wadden sea quality status report**. Wilhelmshaven, Germany, 2017, 429-445.
- VIANA, L. F.; CRISPIM, B. A.; BARUFATTI, A.; LIMA- JUNIOR, S. E. Are there differences in the frequency of micronuclei in *Astyanax lacustris* in relation to sex, mass and length?. **Research, society and development**, v. 9, p. e181985151, 2020.
- VIANA, L. F.; SÚAREZ, Y. R.; CARDOSO, C. A. L.; CRISPIM, B. A.; DE CARVALHO CAVALCANTE, D. N.; GRISOLIA, A. B. *et al.* The response of neotropical fish species (Brazil) on the water pollution: metal bioaccumulation and genotoxicity. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 75, p. 476- 485, 2018.
- WALLER, D. M.; MEYER, A. G.; RAFF, Z.; APFELBAUM, S. I. Shifts in precipitation and agricultural intensity increase phosphorus concentrations and loads in an agricultural watershed. **Journal of environmental management**, v. 284, p. 112019, 2021.
- WANG, R.; YUAN, Y.; YEN, H.; GRIENEISEN, M.; ARNOLD, J.; WANG, D., WANG, C.; ZHANG, M. A review of pesticide fate and transport simulation at watershed level using SWAT: Current status and research concerns. **Science of the total environment**, v. 669, p. 512-526, 2019.
- XUE, L.; HOU, P.; ZHANG, Z.; SHEN, M.; LIU, F.; YANG, L. Application of systematic strategy for agricultural non-point source pollution control in Yangtze River basin, China. **Agriculture, ecosystems and environment**, v. 304, p. 107148, 2020.
- YARRA, T.; RAMESH, K.; BLAXTER, M.; HÜNING, A.; MELZNER, F.; CLARK, M. S. Transcriptomic analysis of shell repair and biomineralization in the blue mussel, *Mytilus edulis*. **BMC genomics**, v. 22, p. 1-14, 2021.

CAPÍTULO II

Biomonitoramento ambiental: influência da floresta ripária na qualidade da água proveniente em áreas de nascentes pertencentes á Bacia do Rio Dourados e seus efeitos na mortalidade e genotoxicidade *ex situ* em *Astyanax lacustris*

Artigo em elaboração a ser submetido:

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso indispensável para a sobrevivência dos seres vivos, sendo essencial tanto para a manutenção das condições fisiológicas normais dos organismos vivos, como para o funcionamento dos ecossistemas (ONISHI, 2022). A água flui através da superfície terrestre, por meio de nascentes que originam os corpos hídricos que são dependentes das nascentes, tanto pelo seu surgimento como para manutenção do fluxo de água. As nascentes desempenham papel fundamental para conservação e manutenção dos recursos hídricos, portanto a sua conservação se torna imprescindível (CARVALHO et al., 2020). A intensificação das atividades industriais, agricultura e urbanização desordenada oriundas de exigências econômicas e sociais contribuíram para o aumento da produção de resíduos que resultam em contaminação dos recursos naturais (KASPER et al., 2019), alteram os cursos hídricos e, impactam áreas de nascentes (CORREIA et al., 2020).

O monitoramento ambiental aquático em áreas de nascentes da Bacia Hidrográfica do Rio Dourados (BHRD) é de suma importância para gerar informações que contribuam para manutenção da sustentabilidade local. O Rio Dourados assume relevância econômica na região, pois é responsável pelo abastecimento de água do município de Dourados, que se constitui o segundo maior município do estado do Mato Grosso do Sul (225 mil habitantes) (IBGE, 2020). A BHRD abriga uma vasta fauna de organismos aquáticos, com destaque na ictiofauna. Além disso, suas águas são utilizadas para fins agrícolas, industriais, domésticos e criação de animais (MATO GROSSO DO SUL, 2000). A BHRD situa-se em uma região de intensa atividade agrícola e agropecuária, propiciada pelas condições edáficas e de relevo (IMASUL, 2016), No entanto, essas áreas são afetadas por atividades antropogênicas, como urbanização e agricultura que contribuem para redução da vegetação ripária que é de grande importância para manutenção da qualidade da água.

A existência de florestas nas proximidades dos corpos hídricos promove melhoria da qualidade da água. A crescente degradação desse ecossistema coloca em risco sua eficiência, e conseqüentemente a qualidade da água e biota aquática. Pesquisas vêm sendo desenvolvidas para melhorar a compreensão dos efeitos da vegetação na retenção de contaminantes nessas áreas, principalmente com o objetivo de definir a dimensão adequada destas para sua melhor eficiência no que se refere a proteção. Segundo as recomendações estabelecidas pela Lei nº 12.651/12 (Novo Código Florestal) relacionadas à largura de florestas ripárias em áreas de nascentes foi indicado que ao redor de nascentes deve-se apresentar um raio mínimo de 50 m de floresta ripária para manter as funções fundamentais do ecossistema. Porém, estudo recente apontou que a atual recomendação de largura de floresta ripária em corpos hídricos proposta no Novo Código Florestal Brasileiro, não garante proteção da qualidade da água (VALERA et al., 2019), assim como pode não ser suficiente para proteção em nascentes.

A biota aquática está constantemente exposta a um grande número de substâncias tóxicas lançadas no ambiente. Dentre os organismos que constituem esta biota, podemos destacar os peixes, que apresentam importância ecológica e socioeconômica devido à sua biodiversidade, ocupam diferentes níveis tróficos em um ecossistema e possuem potencialidade para comercialização e consumo. Além disso, estes podem ser utilizados como modelos teste, pois é possível investigar as respostas biológicas resultantes da sua exposição a uma determinada contaminação (SOARES et al., 2020). Dentre as diferentes variedades de peixes, destacamos a espécie *Astyanax lacustris* (Lutken, 1875) (Characiformes, Characidae). Tais indivíduos têm sido utilizados como bioindicadores ambientais tanto em estudos *in situ* como *ex situ* para avaliação dos efeitos tóxicos e genotóxicos (DOURADO et al., 2016; VIANA et al., 2017; 2018; SPOSITO et al., 2019). Devido, as características relacionadas ao tamanho corporal adequado e fácil adaptabilidade em experimentos tornam-se interessantes para estudos de biomonitoramento (DISNER et al., 2017; STEVANATO; OSTRENSKY, 2018; VIANA et al., 2018).

Diante disso, os objetivos do estudo foram: (1) determinar se a proporção do uso do solo com ênfase na dimensão da floresta ripária influencia na qualidade da água em áreas de nascentes nos diferentes pontos de coleta, (2) verificar se o cultivo de monocultura de soja (período de 6 meses) ao redor dos pontos amostrados influencia na qualidade da água.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Delineamento experimental

O critério para seleção da área de estudo foi baseado na escolha de áreas que não sofressem ação de interferentes relacionados a outros corpos hídricos localizados nas suas proximidades e refletissem apenas a ação de contaminantes do local. Diante disto, áreas de nascentes pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Dourados foram selecionados utilizando o software Google Earth™ para determinar a distância entre as mesmas e suas diferentes proporções de florestas ripária.

Considerando que as nascentes se encontravam em áreas de propriedades particulares, foi necessária a autorização do proprietário para acesso e em seguida a realização do reconhecimento da área e definição dos pontos de coleta. Sendo assim, áreas de nascentes, denominadas NI, NII e NIII com diferentes proporções de floresta ripária, NIII - baixa proporção (<10 %), NII - média (>10<30 %) e NI alta (>30 %) foram selecionadas para o estudo (Figura 8).

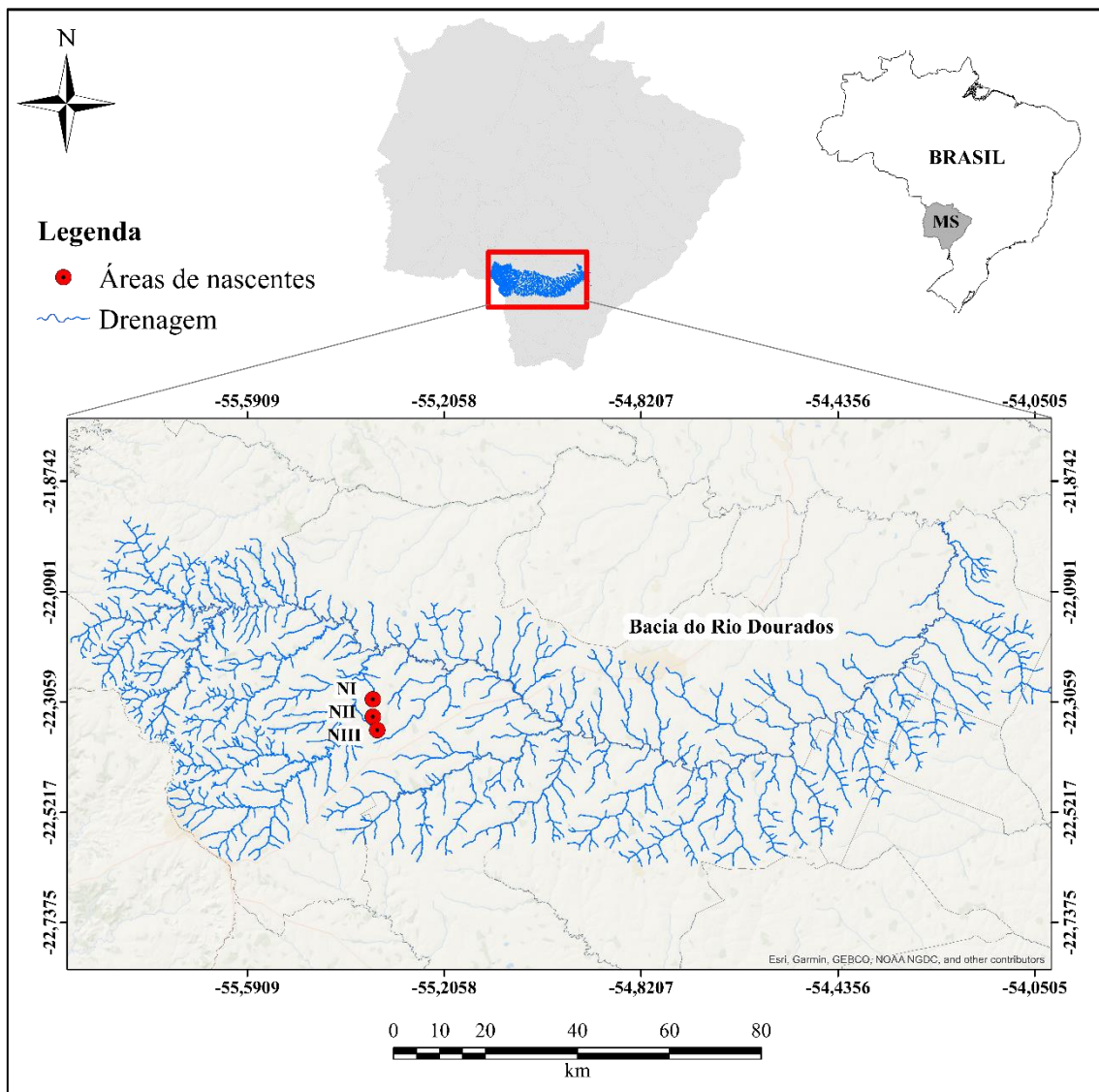


Figura 8. Mapa de localização das áreas de nascentes avaliadas (NI, NII e NIII) localizadas na Bacia do Rio Dourados.

Com a finalidade de avaliar os efeitos dos impactos antrópicos relacionados às atividades agrícolas (Imagem 1) existentes nessas áreas de nascentes, a coleta da água foi realizada mensalmente (outubro de 2021 a março de 2022) abrangendo o período de safra de soja.



Imagem 1. Foto da monocultura de soja localizado ao redor das áreas de estudo.

2.2. Uso do solo

Para a delimitação da área compreendida pelas microbacias foram utilizadas imagens de Modelo Digital de Elevação (MDE) provenientes do USGS Earth Explorer e editadas com auxílio do Grass, ferramenta do QGis 3.18. O mapeamento do uso do solo e o limite de estudos nas nascentes foi feito utilizando o software ArcGis®10.8 por meio de buffers de 1,6 km de raio no entorno de cada nascente. Os tipos de uso do solo foram classificados de acordo com IBGE (2013) com adaptações. A interpretação das imagens foi realizada com base na classificação não supervisionada (Clustering), utilizando as ferramentas do programa ArcGIS®, Trial versão 10.8 (ESRI, 2015). As áreas e as porcentagens de cada tipo de solo foram calculadas com base em áreas dos buffers e na delimitação da microbacia. Além disso, buffers com raio de 50m ao redor das nascentes foram gerados utilizando

o software Google Earth Pro®, para avaliar se a proporção de floresta ripária está em conformidade com o Código Florestal Lei nº 12.651/12.

2.3. Parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos da água das áreas de nascentes (temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), pH e sólidos totais dissolvidos (STD) foram mensurados com auxílio de uma sonda multiparâmetro portátil Hanna (Imagem 2).



Imagem 2. Foto da realização da mensuração dos parâmetros físico-químicos na NII.

A turbidez foi avaliada por um turbidímetro digital (AP 2000 WT). A pluviosidade foi avaliada por meio de um pluviômetro existente na área de coleta e o cálculo da sua média foi realizado com base em dados de 10 dias antecedentes ao período de coleta.

2.4. Ensaio com *Astyanax lacustris*

Os ensaios de toxicidade foram realizados de acordo com ABNT NBR 15088 (2016) e OECD 203 (1992). Para tanto, peixes juvenis de *A. lacustris* (peso médio de $1,6 \pm 0,71$ g) provenientes de

empresa comercial de isca vivas foram aclimatados em laboratório em aquários por 30 dias sob condições ideais de temperatura (26 ± 2 °C), oxigênio dissolvido (7 ± 1 mgL⁻¹), pH (7,0 a 7,6) e fotoperíodo (12:12 h de luz/escuro). Os animais foram alimentados uma vez ao dia com ração granulada contendo 28% de proteína bruta (Laguna®, Lote 05EX180067109).

2.5. Mortalidade e genotoxicidade

A coleta da água para os ensaios de mortalidade e genotoxicidade foi realizada em galões de plástico que totalizaram 50 L de água por área de nascente (Imagem 3).



Imagem 3. Foto da realização da coleta da água destinado ao teste de toxicidade.

Posteriormente a água foi transportada ao laboratório e colocada em aquários individuais com capacidade para 22 L. Após a coleta, em laboratório, os peixes ($n= 10$ por aquário) foram inseridos nos aquários ($n=1$ por nascente e CN (água)) contendo a água das áreas de nascentes e mantidos sob condições ideais.

Os ensaios foram realizados na concentração 100%, ou seja, sem diluição da água, caso fosse observada mortalidade superior a 10%, novos tratamentos seriam realizados com diluições desta

água. A água era renovada nos aquários testes após 48h e, após 96h do período de exposição, foi realizada a avaliação da toxicidade das áreas de nascentes com base na mortalidade dos peixes *ex situ*.

Para análise de genotoxicidade, *A. lacustris* (n=5 por tratamento) existentes nesses aquários foram anestesiados no gelo, e posteriormente realizado o corte da nadadeira caudal para coleta de sangue destinada ao teste de micronúcleo e ensaio do cometa.

2.6. Teste do micronúcleo

O teste foi realizado seguindo a metodologia utilizada por Schmid (1975). Sangue periférico dos peixes foi coletado e utilizado para confecção das lâminas (duplicata) utilizando a técnica do esfregaço. Em seguida, as lâminas foram secas, fixadas em etanol PA, hidrolisadas em HCL 1N em banho maria por 10 min, posteriormente coradas com reativo de Schiff e contra coradas com Fast Green. Foram analisados 1000 eritrócitos por lâmina, totalizando 2000 células por tratamento, para determinação das células com micronúcleos (MN) e alterações nucleares (AN).

2.7. Ensaio cometa

O ensaio do cometa seguiu a metodologia utilizada por Ventura (2004). Foram coletados 6 µL de sangue e diluídos em 200 µL de solução Tampão PBS (tampão fosfato salina). As lâminas foram confeccionadas em duplicata utilizando 20 µL de suspensão celular em 120 µL de agarose de baixo ponto de fusão 0,5% (v/v) a 37 °C. Posteriormente, as lâminas foram lisadas (1 mL Triton-X+10 mL DMSO+89 mL de solução lise estoque: NaCl PM 58,44; EDTA-Titriplex PM 372,24; Tris PM 157,59 E 445 mL de água ultrapura) por 2 h e desnaturadas (NaOH 0,3 mol L e EDTA 0,001 mol L (pH>13) por 20 min. Depois foram submetidas à eletroforese a 25 V, 300 mA, por 20 min. As lâminas foram neutralizadas com Tris 0,4 mol L, fixadas em etanol PA e armazenadas a 4°C até o momento da avaliação.

As lâminas foram coradas com brometo de etídeo (1,6 mgmL⁻¹) e 100 nucleóides por lâmina foram caracterizados em microscópio de fluorescência (400× ampliação, Labomed T121100; Los Angeles, CA, EUA) por um único observador. A classificação visual da degradação do DNA das células foi analisada de acordo com o proposto por Collins et al. (2004) e Gallão et al. (2019), conforme indicado a seguir. Com base na extensão da migração de DNA foi caracterizado como: classe 0 (sem dano), classe 1 (pequeno dano), classe 2 (dano médio) e classe 3 (dano extensivo). Os escores totais obtidos para lâmina foram entre 0 e 300 unidades arbitrárias (AU microgel_1) (KOCYIGIT et al., 2005). A quantidade total de quebra de fios de DNA foi expressa em unidades arbitrárias totais (UA_T), definido como: $UA_T = N_0 \times 0 + N_1 \times 1 + N_2 \times 2 + N_3 \times 3$, onde N_i é o número de núcleos pontuados em cada categoria. O TCA (total de células com alteração) é a somatória de todas as células alteradas em cada tratamento.

2.8. Análise estatística

A normalidade dos dados foi inspecionada usando os testes de Shapiro-wilk, onde a não normalidade foi confirmada. Portanto, para as análises foi utilizado teste não paramétrico de Kruskal-wallis, com posteriori de Dunn considerando um nível de significância de 5% ($p \leq 0,05$).

A fim de visualizar a similaridade das intensidades das alterações nucleares nos eritrócitos de *A. lacustris* expostos a água das áreas de nascentes coletada em diferentes meses e pontos de coleta, usamos um agrupamento hierárquico por meses e pontos entre as diferentes alterações nucleares. A intensidade das alterações foi centralizada pela média (zero) e desvio padrão (1). Usando um “calor map” no pacote “gplots”, foi gerado um agrupamento codificado por cores específico pelos diferentes meses e pontos de coleta quando a intensidade das alterações (Invaginação nuclear – IN; célula binucleada – CB; brotamento nuclear – BN e índice de genotoxicidade – IG), atingiu proporções fora da faixa normal. A escala de cores representa valores médios, onde os tons vermelhos indicam valores acima da média para uma determinada alteração nuclear, enquanto os tons azuis indicam abaixo dos valores médios.

A correlação de Spearman foi aplicada entre o uso do solo com parâmetros físico-químicos. Todos os testes foram realizados usando a plataforma R (R CORE TEAM, 2019).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Uso do solo

Os resultados do uso do solo das microbacias revelaram maiores proporções de área agrícola tanto para microbacia 1 quanto para a microbacia 2 com 78,2 % e 85,4% de suas proporções, respectivamente, seguido por floresta degradada com 19,6% e 13,4% (Figura 9 (a) e (b)).

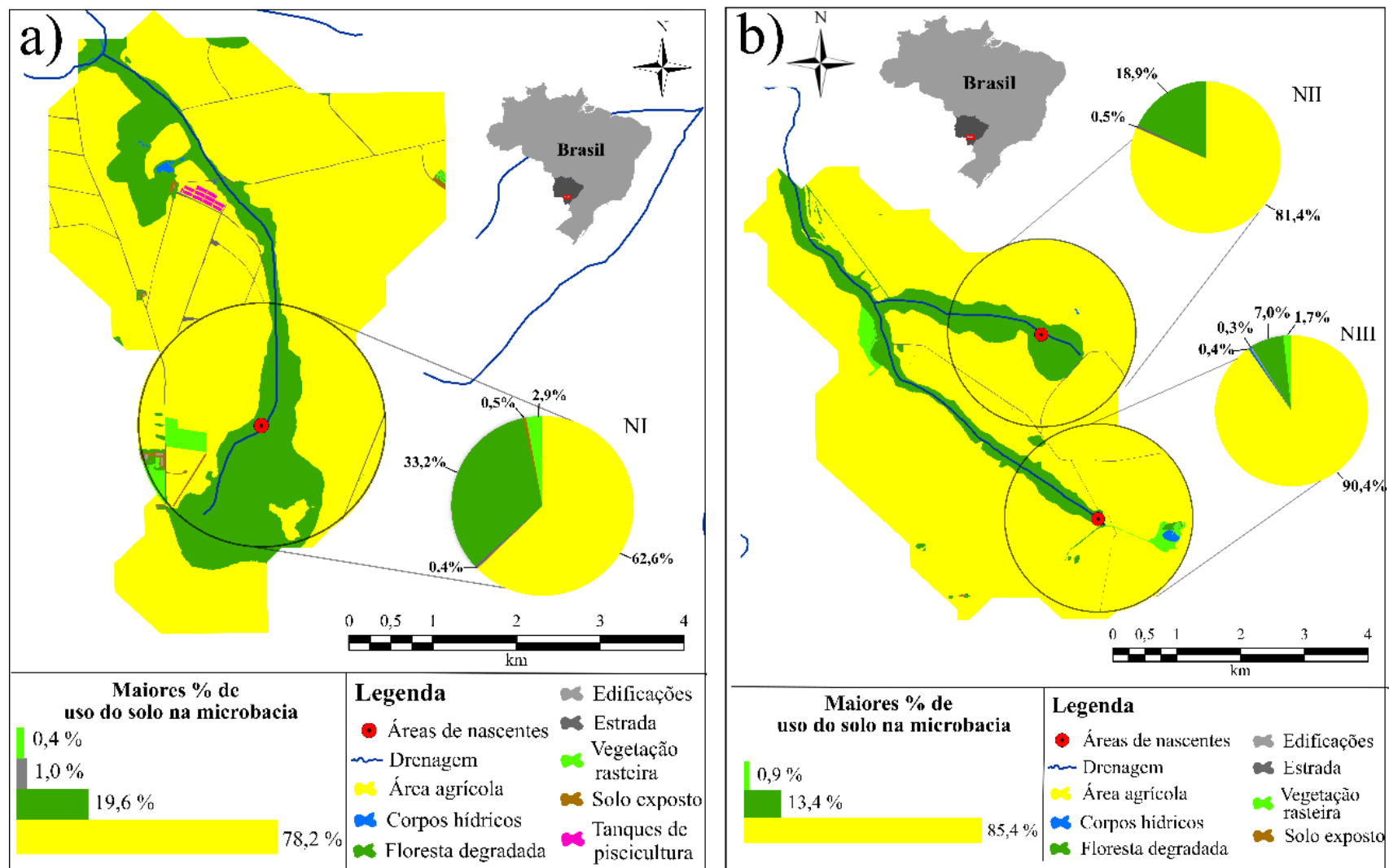


Figura 9. Mapa representativo das porcentagens de uso do solo por microbacia (1 e 2), e por área de nascente localizadas na BHRD: a) NI (buffer) e b) NII e NIII (buffers),

No entorno (buffer) das áreas de nascentes, proporções de áreas agrícolas em NI, NII e NIII resultaram em 62,6%, 81,4% e 90,4%, respectivamente e em relação a floresta ripária em NI, NII e NIII, proporções de 33,2%, 18,9% e 7,0%, respectivamente foram observadas, indicando degradação destas áreas principalmente em NIII.

Com relação ao diâmetro de raio, NI, NII e NIII apresentaram um raio máximo de 83,69 m, 180,22 m e 76,47 m, respectivamente. Assim sendo, as áreas de nascentes estavam em acordo com o Novo Código Florestal Lei nº 12.651/12, que determina a existência de um raio mínimo de 50 m de área verde ao redor de nascentes (Figura 10).

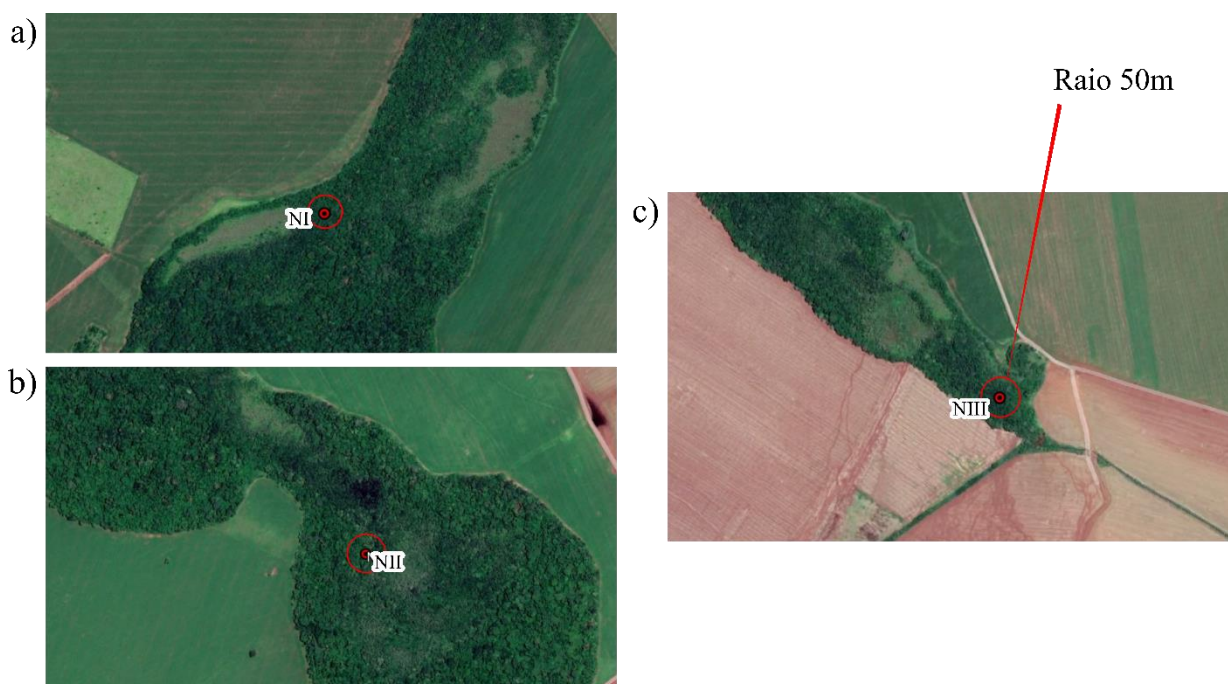


Figura 10. Imagens de satélite obtidas por meio do software Google Earth Pro demonstrando buffer ripário, raio de 50 m ao redor de cada nascente representado pela indicação representada pelo círculo em vermelho a) NI, b) NII e c) NIII.

A presença de áreas agrícolas e floresta ripária ao redor de corpos hídricos são importantes para avaliar a condição do meio ambiente. A agricultura é responsável pelos principais impactos da área, visto que avaliações recentes sugeriram que área agrícola está entre as principais causas de poluição da água (OECD, 2017). Em contrapartida, a presença de floresta ripária visa a conservação do meio ambiente, e é fundamental para manter a qualidade da água (LYU et al., 2021). Com base nos nossos resultados, a proporção de agricultura em NI, NII e NIII foi maior quando comparado a porcentagem de floresta ripária, corroborando com estudos recentes (DE MELLO et al., 2018; SPOSITO et al., 2019; DA CUNHA et al., 2021). Apesar de ser um estudo regional, os resultados podem servir como alerta das consequências globais que o aumento da expansão agrícola pode gerar para o meio ambiente.

A conversão da vegetação nativa em paisagens dominadas por atividades antrópicas altera o escoamento, a infiltração e a evapotranspiração na bacia, que afetam o fluxo, a dinâmica do fluxo e as cargas de nutrientes, sedimentos e contaminantes tóxicos para os corpos d'água (OGDEN et al., 2013; PALM et al., 2014; HUGHES et al., 2019). Como resultado, há degradação da qualidade da água, alteração dos ecossistemas aquáticos e por último o abastecimento de água para a população. O Brasil registrou a maior perda líquida anual de área florestal do mundo em 2018 (GFW, 2020). Projeções futuras de mudanças globais no uso do solo sugerem que o Brasil será uma das nações do mundo mais afetadas pela expansão de áreas agrícolas nos próximos 30 anos, especialmente na Amazônia e no Cerrado (LAMPARTER et al., 2018; MOLOTOFS et al., 2018). Assim, é necessário um processo decisório baseado na ciência para garantir uma gestão adequada das bacias hidrográficas com foco na segurança hídrica.

3.2. Parâmetros físico-químicos

Os valores encontrados dos parâmetros físico-químicos avaliados relacionadas ao período indicaram que na sua maioria estavam de acordo com os estabelecidos pela resolução Conama (357/2005), exceto os de pH e OD que apresentaram valores inferiores ao estabelecido (Tabela 5).

Tabela 5. Parâmetros físico-químicos da água obtidos mensalmente (outubro 21 a março 22) nos pontos NI, NII e NIII comparados com os valores máximos permitidos pela resolução Conama (357/2005) e dados de pluviosidade.

Coleta	Pontos	Temp. (°C)	pH	OD (mg L ⁻¹)	Cond. Elétrica (ms cm ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Pluviosidade (mm)
Out/21	NI	18,98	5,7	4,87	14	7	2,33	7,4
	NII	19,87	7,81	5,11	18	9	5,86	
	NIII	20,6	5,85	6,33	9	4	3,29	
Nov/21	NI	21,5	5,4	7,52	17	9	1,59	2,7
	NII	22,5	5,98	6,33	27	13	2,45	
	NIII	22,62	5,99	9,34	13	7	2,44	
Dez/21	NI	22,72	5,52	7,01	29	14	7,17	2,9
	NII	23,84	5,9	5,9	41	20	2,48	
	NIII	22,59	6,0	7,89	28	14	0,54	
Jan/22	NI	22,56	4,88	6,67	15	8	3,25	2,2
	NII	23,26	5,68	6,50	21	11	4,27	
	NIII	22,60	5,94	6,58	17	9	0,67	
Fev/22	NI	22,04	5,84	6,30	14	7	4,55	0,0
	NII	22,75	5,68	7,88	19	9	2,57	

	NIII	22,6	5,74	8,70	16	8	0,10	
	NI	21,08	5,45	4,80	25	13	4,0	
Mar/22	NII	21,53	4,82	4,82	31	15	3,50	5,8
	NIII	21,98	5,74	4,64	27	14	1,23	
	VMP		6,0 a					
	CONAMA (357/2005)	---	9,0	>5 mg L ⁻¹	---	<500 mg L ⁻¹	<100	---

Temp. (temperatura); Transp. (transparência); OD (Oxigênio Dissolvido); Cond. (Condutividade) e TDS (Sólidos Totais Dissolvidos);

(---) Sem informação; Valores máximos permitidos (VMP)

Em negrito valores em desacordo com a legislação CONAMA 357/2005 para água doce classe II.

O pH entre os meses avaliados variou de 4,82 a 7,81. Para a NI 4,88 a 5,84; para NII de 4,82 a 7,81 e para nascente III, 5,74 a 6,0. É importante destacar que na sua grande maioria os valores de pH foram inferiores aos valores permitidos pela legislação exceto para outubro e dezembro, onde NII e NIII apresentaram valores em acordo com a normativa 7,81 e 6,0, respectivamente. Em relação aos valores de OD, o período de março de 2022 para todas as áreas de nascentes os valores foram inferiores (<5) ao recomendado pela legislação. Para os parâmetros temperatura e condutividade elétrica os valores resultantes não podem ser comparados com a legislação pois, não foram estabelecidos pela mesma.

A proporção de áreas agrícolas observada (78,2% - 85,4%) pode ter refletido diretamente nas alterações dos parâmetros físico-químicos das áreas de nascentes. Nossos resultados corroboram com a literatura onde também observaram baixos valores de pH em corpos hídricos sul-mato-grossenses (MEIRA et al., 2018; GÜNTZEL et al., 2020). O baixo pH nas águas de rios e córregos pode ser atribuído à aplicação extensiva de fertilizantes como também de outros produtos químicos (NHIWATIWA et al., 2017; SPOSITO et al. 2019). Outro aspecto a ser considerado é o tipo de solo (latossolo) da região que também pode ser um fator que contribui para acidez na água de corpos hídricos. Áreas do Cerrado são caracterizados por apresentarem solos ácidos, e segundo Sousa & Lobato (2004), grande parte dos solos de Cerrado apresentam pH em água baixo (< 5,5). Sendo uma ação natural ou não, valores de pH muito baixos menos de 4,5 (valor este muito próximo aos valores detectados nas áreas de estudo) são inadequados para a maioria dos organismos aquáticos, além disso, aceleram a liberação de metais de rochas ou sedimentos (AYKOL et al., 2003), podendo impactar a saúde dos organismos expostos.

Os dados físico-químicos da água revelaram que em alguns meses, especificamente no mês de março foi observado baixo OD (<5 mg L⁻¹) nas três áreas de nascentes, estando, em desacordo com a legislação CONAMA nº 357/2005 para água doce de classe II. Segundo a resolução CONAMA citada, o enquadramento dos corpos de água deve estar baseado não necessariamente no seu estado

atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade, como também da biota aquática. Se considerarmos o estado atual da qualidade da água, essas áreas de nascentes seriam enquadradas como classe III, visto que estas apresentaram valores de OD <5 mg L⁻¹ em alguns meses. A classe III se enquadra a águas que podem ser destinadas para o abastecimento público, após tratamento convencional ou avançado, porém, não busca a proteção de comunidades aquáticas, colocando em risco a saúde dos animais expostos. Portanto, buscando a conservação da biota aquática e a melhoria da qualidade da água, para que o enquadramento dessas nascentes (no seu estado atual seja classe II), é necessário a atenção a esse cenário de contaminação hídrica.

3.3. Análise de correlação entre o uso do solo e os parâmetros físico-químicos

A análise de correlação entre o uso do solo e os parâmetros físico-químicos revelaram correlação negativa significativa entre (agricultura e fragmentos florestais), (pH e turbidez) ($p < 0.05$) e correlação positiva significativa entre pH e OD ($p < 0.05$) e positiva altamente significativa entre condutividade e STD ($p < 0.01$) (Figura 11).

Agric	-0.99*	-0.59	0.89	0.75	0.69	0.13	0.12	-0.82
Frag florest	0.50	-0.84	-0.82	-0.76	-0.021	-0.012	0.87	
Veget rasteir	-0.89	0.093	0.18	-0.88	-0.87	0.014		
Temp	0.38	0.29	0.56	0.55	-0.47			
pH	1.00*	-0.56	-0.57	-0.99*				
OD	-0.63	-0.64	-0.98					
Cond	1.00**	0.47						
STD	0.48							
Turbid								

Figura 11. Coeficiente de correlação de Spearman entre o uso do solo e parâmetros físico-químicos detectados na água das áreas de nascentes pertencente a BHRD – Mato Grosso do Sul. Agric (Agricultura); Frag florest (Fragmentos florestais); Veget rasteir (Vegetação rasteira); Temp (Temperatura); Cond (Condutividade) e Turbid (Turbidez). * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$.

A análise de correlação mensura a relação entre diferentes variáveis e assim, a influência que uma pode gerar em outra. Os resultados mostraram correlação negativa significativa entre agricultura e fragmentos florestais, ou seja, quanto maior a área de agricultura menor a proporção de fragmentos florestais, corroborando com a análise de uso do solo. Com isso notamos a importância do controle de áreas agrícolas, buscando a minimização da sua extensão e conseqüentemente a conservação da floresta ripária. Turbidez e pH indicaram correlação negativa significativa. Estudo avaliando a remoção da turbidez em águas residuais apontaram que o pH é crucial para um resultado promissor. Mohammed (2015) mostrou que o carvão ativado apresentou excelentes resultados para a remoção da turbidez, e a eficiência de remoção foi aprimorada com o aumento do pH, com melhores resultados em pH 7 -10.

O pH também apresentou correção positiva significativa com OD. Zang et al. (2011) revelou uma correlação linear positiva significativa entre pH e DO e segundo os autores, à medida que o pH diminui, ou seja, a concentração de H⁺ aumenta, ocorre uma reação onde íons de hidrogênio e oxigênio reagem com a água resultando na redução do OD. Portanto, para melhorar oxigenação da água, o valor de pH deve ser considerado. Por fim, foi observado correlação positiva altamente significativa entre condutividade e STD, a quantidade total de sólidos dissolvidos é diretamente proporcional à sua condutividade elétrica, de modo que a condutividade de sólidos elevados será elevada (RUSYDI, 2018). Quando os sais se dissolvem na água, tornam-se íons "negativos", por isso são capazes de conduzir eletricidade.

3.4. Mortalidade e genotoxicidade em *Astyanax lacustris*

Não foi observado mortalidade para *A. lacustris* após 96h de exposição a água das áreas de nascentes (NI, NII e NIII) nos diferentes meses de coleta. Os resultados referentes a genotoxicidade foram demonstrados nas Tabelas 6 e 7. A Tabela 6 representa a comparação entre os diferentes tratamentos (NI, NII e NIII) no mesmo mês de coleta com o CN e entre si, com a finalidade de observar se há diferença estatística em comparação ao controle e entre as diferentes proporções de floresta ripária.

Tabela 6. Comparação estatística da genotoxicidade, alterações nucleares e ensaio do cometa, em *A. lacustris* nos pontos NI, NII e NIII no mesmo mês de coleta após a exposição de 96h entre as águas das nascentes com o CN.

Meses	Pontos	Alterações nucleares				Ensaio do cometa	
		IN	BN	CB	IG	UA _T	TCA
Out	CN	0,100 0,10 ^a	0,025 0,05 ^a	0,000 0,00 ^a	0,125 0,05 ^a	143,50 11,75 ^a	73,50 2,25 ^a
	NI	0,050 0,05 ^a	0,050 0,05 ^a	0,000 0,00 ^a	0,100 0,00 ^a	248,00 16,00 ^a	98,00 8,00 ^a
	NII	0,100 0,16 ^a	0,000 0,05 ^a	0,000 0,01 ^a	0,125 0,26 ^a	182,00 19,00 ^a	81,00 1,00 ^a

	NIII	0,000 0,01 ^a	0,050 0,02 ^a	0,000 0,00 ^a	0,075 0,06 ^a	196,00 32,00 ^a	87,00 11,00 ^a
Nov	CN	0,000 0,15 ^a	0,000 0,00 ^a	0,000 0,00 ^a	0,050 0,15 ^{ab}	72,00 39,50 ^a	44,00 21,50 ^a
	NI	0,000 0,05 ^a	0,000 0,00 ^a	0,000 0,00 ^a	0,000 0,05 ^a	247,50 56,00 ^{bc}	93,50 12,50 ^b
	NII	0,075 0,06 ^a	0,050 0,12 ^b	0,000 0,00 ^a	0,125 0,10 ^{bc}	267,00 23,00 ^b	99,00 3,00 ^b
	NIII	0,100 0,08 ^a	0,100 0,10 ^b	0,000 0,01 ^a	0,175 0,15 ^c	140,00 11,00 ^{ac}	74,00 2,00 ^a
Dez	CN	0,025 0,05 ^a	0,000 0,01 ^a	0,000 0,00 ^a	0,025 0,06 ^a	86,00 21,00 ^a	61,00 18,00 ^a
	NI	0,175 0,08 ^a	0,075 0,13 ^a	0,000 0,00 ^a	0,200 0,12 ^b	182,00 42,00 ^b	81,00 7,00 ^{bc}
	NII	0,125 0,08 ^a	0,175 0,28 ^a	0,000 0,01 ^a	0,300 0,36 ^b	243,00 20,00 ^c	93,00 5,00 ^b
	NIII	0,150 0,15 ^a	0,250 0,20 ^a	0,000 0,00 ^a	0,450 0,10 ^b	187,00 52,00 ^b	83,50 6,50 ^{ac}
Jan	CN	0,125 0,07 ^a	0,050 0,06 ^a	0,050 0,05 ^a	0,275 0,12 ^a	158,50 71,00 ^a	81,50 14,25 ^a
	NI	0,100 0,10 ^a	0,100 0,10 ^a	0,050 0,50 ^a	0,250 0,00 ^a	250,00 6,00 ^b	100,00 0,00 ^b
	NII	0,275 0,08 ^b	0,125 0,06 ^a	0,025 0,05 ^a	0,425 0,12 ^a	222,00 42,50 ^a	96,50 7,50 ^b
	NIII	0,250 0,03 ^b	0,100 0,01 ^a	0,000 0,00 ^a	0,325 0,07 ^a	190,00 14,25 ^a	100,00 0,25 ^b
Fev	CN	0,075 0,06 ^a	0,100 0,03 ^a	0,000 0,00 ^a	0,175 0,07 ^a	58,00 7,00 ^a	42,50 7,00 ^a
	NI	0,225 0,11 ^a	0,375 0,28 ^b	0,025 0,05 ^a	0,575 0,20 ^b	75,50 6,00 ^{ac}	51,50 3,00 ^{ac}
	NII	0,125 0,07 ^a	0,200 0,11 ^{ab}	0,025 0,05 ^a	0,400 0,25 ^{bc}	86,00 6,75 ^b	60,00 5,50 ^b
	NIII	0,075 0,05 ^a	0,125 0,12 ^a	0,000 0,00 ^a	0,200 0,06 ^{ac}	80,50 8,25 ^{bc}	55,00 3,75 ^{bc}
Mar	CN	0,025 0,07 ^a	0,000 0,01 ^a	0,000 0,00 ^a	0,050 0,03 ^a	198,50 30,00 ^a	93,00 15,50 ^a
	NI	0,075 0,08 ^a	0,025 0,05 ^a	0,000 0,01 ^a	0,100 0,05 ^{ac}	183,50 26,00 ^a	97,00 0,25 ^a
	NII	0,175 0,16 ^a	0,050 0,01 ^a	0,050 0,02 ^b	0,250 0,15 ^b	186,00 33,25 ^a	94,00 13,75 ^a
	NIII	0,125 0,08 ^a	0,050 0,00 ^a	0,000 0,00 ^a	0,175 0,08 ^{bc}	202,50 17,25 ^a	99,50 1,50 ^a

IN – Invaginação nuclear; BN – Brotamento nuclear; CB – Célula binucleada; IG – Índice de genotoxicidade; UA_T – Unidade arbitrária; TCA – Total de células com alterações.

Letras diferentes indicam diferenças estatísticas

Em todos os meses avaliados, exceto outubro, foi observado genotoxicidade tanto para as alterações nucleares como para o ensaio do cometa (Tabela 6). No mês de novembro, os pontos NII e NIII apresentaram genotoxicidade para as alterações nucleares (BN e IG) e para o ensaio do cometa uma maior degradação do DNA foi observado para NI e NII (UA_T e TCA), respectivamente. No mês de dezembro, a genotoxicidade foi observada para NI, NII e NIII em comparação ao CN tanto para IG como UA_T na qual a nascente NII foi a que apresentou uma maior degradação no DNA. TCA apresentou genotoxicidade apenas para NI e NII em comparação ao CN.

No mês de janeiro, a genotoxicidade foi observada para alteração nuclear (IN) em NII e NIII e a degradação no DNA foi observada para UA_T em NI e TCA em NI, NII e NIII. O mês de fevereiro apresentou dano no DNA significativo para NI (BN) e NI e NII (IG) e para o ensaio do cometa as áreas de nascentes que apresentaram maior genotoxicidade foi NII e NIII tanto para UA_T como para o TCA. Destaca-se que março apresentou maior alteração nuclear na NII (CB), NII e NIII (IG), porém não foi observado degradação no DNA.

A Tabela 7 apresenta a comparação do mesmo tratamento em diferentes meses de coleta para observar a influência da agricultura (cultivo de soja) no efeito genotóxico nas diferentes coletas realizadas.

Tabela 7. Comparação estatística da genotoxicidade observada em *A. lacustris* no mesmo ponto NI, NII e NIII entre os diferentes meses de coleta após a exposição de 96h a água das nascentes.

Pontos	Meses	IN	BN	CB	IG	UA _T	TCA
NI	Out	0,050 0,05 ^{ad}	0,050 0,05 ^{ac}	0,000 0,00 ^a	0,100 0,00 ^a	248,00 16,00 ^{ab}	98,00 8,00 ^{ab}
	Nov	0,000 0,05 ^{ac}	0,000 0,00 ^b	0,000 0,00 ^a	0,000 0,05 ^b	247,50 56,00 ^a	93,50 12,50 ^{ab}
	Dez	0,175 0,08 ^b	0,075 0,13 ^{ac}	0,000 0,00 ^a	0,200 0,12 ^{ac}	182,00 42,00 ^{bc}	81,00 7,00 ^{ac}
	Jan	0,100 0,10 ^{bd}	0,100 0,10 ^{ac}	0,050 0,50 ^a	0,250 0,00 ^{ac}	250,00 6,00 ^a	100,00 0,00 ^b
	Fev	0,225 0,11 ^b	0,375 0,28 ^a	0,025 0,05 ^a	0,575 0,20 ^c	75,50 6,00 ^c	51,50 3,00 ^c
	Mar	0,075 0,08 ^{bcd}	0,025 0,05 ^{bc}	0,000 0,01 ^a	0,100 0,05 ^{ab}	183,50 26,0 ^{bc}	97,00 0,25 ^{ab}
NII	Out	0,100 0,16 ^a	0,000 0,05 ^a	0,000 0,01 ^a	0,125 0,26 ^a	182,00 19,00 ^{ad}	81,00 1,00 ^{ad}
	Nov	0,075 0,06 ^a	0,050 0,12 ^a	0,000 0,00 ^a	0,125 0,10 ^a	267,00 23,00 ^b	99,00 3,00 ^{bc}
	Dez	0,125 0,08 ^a	0,175 0,28 ^a	0,000 0,01 ^a	0,300 0,36 ^a	243,00 20,00 ^{bc}	93,00 5,00 ^{ab}
	Jan	0,275 0,08 ^a	0,125 0,06 ^a	0,025 0,05 ^a	0,425 0,12 ^a	222,00 42,50 ^{ac}	96,50 7,50 ^b
	Fev	0,125 0,07 ^a	0,200 0,11 ^a	0,025 0,05 ^a	0,400 0,25 ^a	86,00 6,75 ^d	60,00 5,50 ^d
	Mar	0,175 0,16 ^a	0,050 0,01 ^a	0,050 0,02 ^a	0,250 0,15 ^a	186,00 33,25 ^{ad}	94,00 13,75 ^{abc}
NIII	Out	0,000 0,01 ^a	0,050 0,02 ^a	0,000 0,00 ^a	0,075 0,06 ^a	196,00 32,00 ^a	87,00 11,00 ^{ab}
	Nov	0,100 0,08 ^{bc}	0,100 0,10 ^a	0,000 0,01 ^a	0,175 0,15 ^{bc}	140,00 11,00 ^{bc}	74,00 2,00 ^{ac}
	Dez	0,150 0,15 ^{bc}	0,250 0,20 ^a	0,000 0,00 ^a	0,450 0,10 ^b	187,00 52,00 ^{ab}	83,50 6,50 ^a
	Jan	0,250 0,03 ^c	0,100 0,01 ^a	0,000 0,00 ^a	0,325 0,07 ^{bc}	190,00 14,25 ^{ab}	100,00 0,25 ^b
	Fev	0,075 0,05 ^{ba}	0,125 0,12 ^a	0,000 0,00 ^a	0,200 0,06 ^{bc}	80,50 8,25 ^c	55,00 3,75 ^c
	Mar	0,125 0,08 ^{bc}	0,050 0,00 ^a	0,000 0,00 ^a	0,175 0,08 ^{ac}	202,50 17,25 ^a	99,50 1,50 ^b

Em NI, nos meses de dezembro a fevereiro foi observado um aumento significativo das alterações nucleares (IG) em comparação aos demais meses, já para o ensaio do cometa (UA_T) foi observado maior degradação no DNA para os meses de outubro, novembro e janeiro e para TCA, maior degradação no DNA foi observada para todos os meses, exceto para fevereiro.

Em NII, não foi observado diferenças significativas para alteração nuclear entre os meses. Entretanto para o ensaio do cometa, maior degradação foi observada nos meses de novembro e dezembro para UA_T e novembro, dezembro janeiro e março para TCA. Em NIII, de novembro a fevereiro foi observado maior alteração nuclear, e maior degradação no DNA foi observada nos meses de outubro, dezembro, janeiro e março (UA_T) e janeiro e março (TCA).

Os meses que apresentaram maior genotoxicidade foram dezembro, janeiro e fevereiro. Destaca-se que o cultivo da soja (plantio até a colheita) nas proximidades da área de estudo e coleta de água tiveram duração de aproximadamente 6 meses (outubro a março), e a aplicação de defensivos agrícolas se inicia 30 dias pós emergência da soja, inicialmente uso de herbicidas para controle de plantas daninhas, e, posteriormente fungicidas e inseticidas. Portanto, a presença da genotoxicidade observada em *A. lacustris* especificamente nos três meses destacados pode estar intimamente relacionada ao período de aplicação de defensivos agrícolas.

Apesar da proporção de floresta ripária estar em acordo com a Lei n° 12.651/2012 e ausência da mortalidade na espécie avaliada, o efeito genotóxico observado pode causar sérios riscos para a saúde da biota aquática nas áreas avaliadas, e este pode ser justificado pela presença de áreas agrícolas ao redor de corpos hídricos apontando que as proporções de floresta observada nas áreas não são suficientes para reduzir a genotoxicidade. Quando a exposição a contaminantes ocorre em níveis muito baixos, muitas vezes não sendo capaz de provocar mortalidade aguda, porém por um longo período de tempo (efeito crônico), pode resultar em danos no DNA. A genotoxicidade é um biomarcador útil para avaliar os efeitos de produtos químicos em ecossistemas aquáticos, esses contaminantes podem agir em organismos sensíveis provocando danos do DNA e quando não reparados podem levar a mutações, apoptose, progressão do câncer, processo de envelhecimento (CAYUELA et al., 2019) e a redução da diversidade genética em uma população exposta (SHUGART et al., 2003), pois compromete a fertilização, a vida embrionária, o desenvolvimento/crescimento e a sobrevivência dos organismos (PÉREZ-CEREZALES et al., 2010).

3.5. Agrupamento hierárquico

O agrupamento hierárquico mostrou que os tratamentos que apresentaram maior alteração nuclear nos eritrócitos dos peixes expostos a água das áreas de nascentes foram, fevereiro e dezembro (Figura 12), seguido por janeiro principalmente para a alteração tipo brotamento nuclear e para o índice de genotoxicidade. Em relação aos pontos, com exceção de NI em fevereiro, as áreas de nascentes que apresentaram maior genotoxicidade foram a NII e NIII. Os tratamentos com menor dano genotóxico foram os meses de outubro e março.

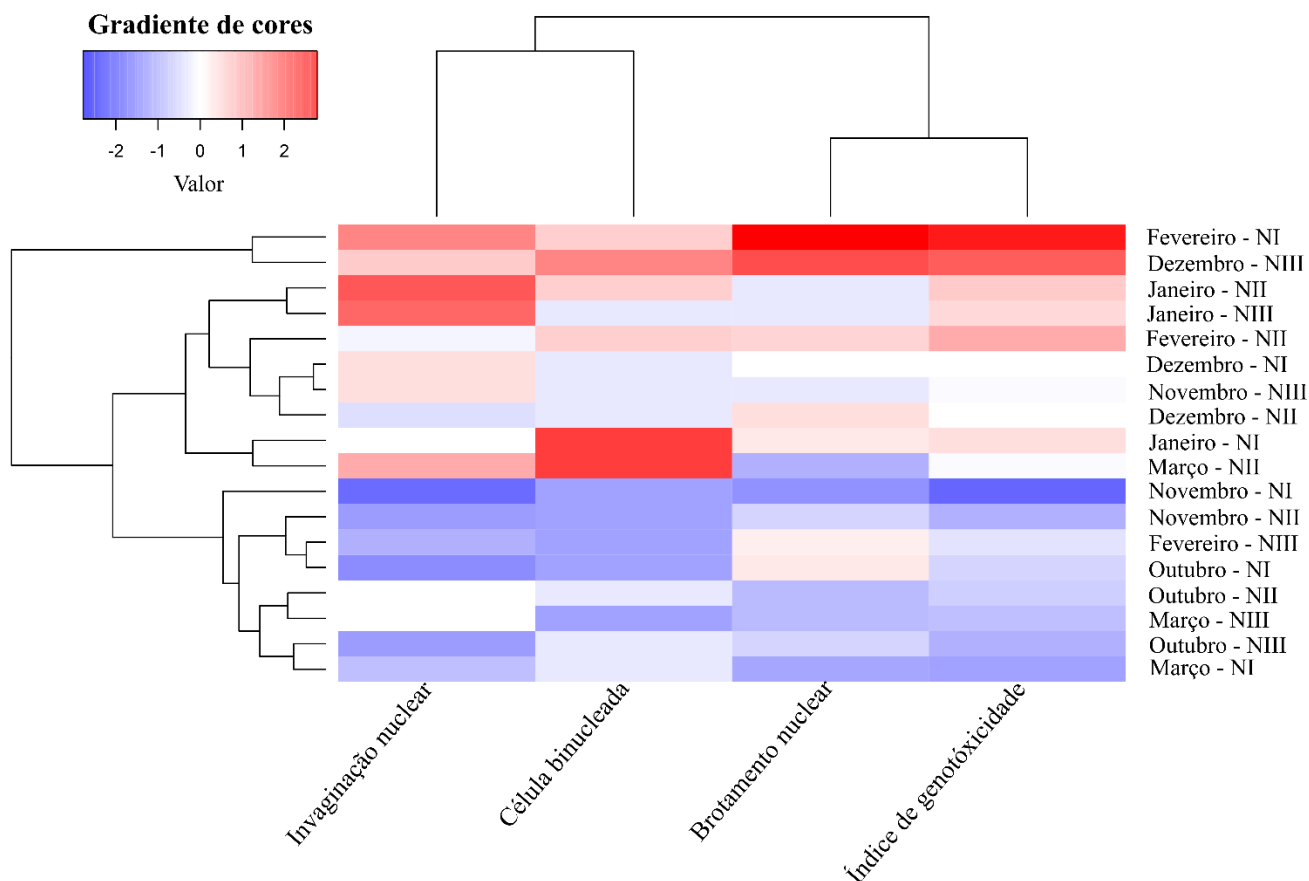


Figura 12. Agrupamento hierárquico dos resultados de alterações nucleares em eritrócitos de *A. lacustris* exposto a água das áreas de nascentes, coletado em diferentes meses e pontos de coleta na bacia hidrográfica do Rio Dourados – MS. Escala de cores: branco = média; vermelho = desvio padrão acima da média e azul = desvio padrão abaixo da média.

3.6. Influência da vegetação na qualidade da água

Diversas pesquisas apontaram que a condição de vegetação, como o crescimento, densidade e tamanho são essenciais para melhorar a retenção de contaminantes ao redor de corpos hídricos (ZHANG et al., 2010; LERCH et al., 2017; GIACCIO et al., 2017; DA SILVA RANGEL NETO et al., 2020). Assim, o tipo de vegetação que deve ser cultivada e a largura da vegetação ripária estão entre os temas mais discutidos.

Não foi observado influência significativa de floresta ripária na qualidade da água, visto que os resultados nas áreas com maior proporção de floresta (NI) em comparação a área com menor proporção (NIII) não apresentaram diferenças significativa na maioria dos dados.

Pesquisas que buscaram avaliar a influência de zona ripária na qualidade da água são controversos. Alguns autores indicaram que a vegetação herbácea apresenta maior densidade de caules para diminuir a velocidade de vazão da água e maior área superficial para a deposição de sedimentos auxiliando na retenção de contaminantes antes de serem transportados para os corpos hídricos. Além disso, as plantas herbáceas são estabelecidas rapidamente, o que também pode ser vantajoso (GIACCIO et al., 2017). Por outro lado, outros autores apontaram que as hastes lenhosas das árvores oferecem maior resistência ao fluxo de água, maior estabilidade contra possíveis inundações e maiores taxas de desnitrificação em ambientes florestais (ROOD et al., 2015), tendo melhor eficiência em zonas ribeirinhas. E a aqueles que defendem a ideia da junção de diferentes tipos de vegetação, zonas ribeirinhas contendo uma tira com arvores lenhosas e outra com poáceas (COLE et al., 2020).

Estudos que avaliaram a influência da largura de floresta ripária para retenção de contaminantes também são controversos. Valkama et al. (2019) em estudo de meta-análise não indicou impacto da largura na eficiência de remoção de nitrogênio, contrariando as previsões de Zhang et al. (2010). Schmitt et al. (1999) sugeriram que larguras de 7,5 m são eficazes na captura de poluentes ligados a sedimentos (por exemplo, fosfatos não solúveis), enquanto para controlar poluentes solúveis (por exemplo, nitratos e fósforo dissolvido) são recomendadas larguras de 15 m. Segundo Yorlano et al. (2022) a inclinação do solo possui maior influência na retenção de contaminantes no escoamento superficial do que a presença ou ausência de vegetação, e também as características do solo (LERCH et al., 2017). Portanto, para determinar a dimensão da floresta ripária é de grande valia considerar não apenas o tipo e largura da vegetação, mas sim as características específicas do local.

4. CONCLUSÃO

A expansão agrícola ao redor da área de estudo promoveu redução das florestas ripárias e impactou na qualidade da água. Os parâmetros físico-químicos pH e OD estavam em desacordo com a legislação CONAMA, indicando acidez e baixa oxigenação na água. A genotoxicidade observada em *A. lacustris* é resultado da contaminação das nascentes, sendo a agricultura apontada como a principal causadora, visto que maiores danos no DNA foram observados em períodos de aplicação de defensivos agrícolas. Essa contaminação pode resultar em danos irreversíveis para a biota aquática. Neste estudo não foi observado influência significativa da proporção das florestas ripárias na qualidade da água. Conclui-se que para melhorar a eficiência de zonas ribeirinhas na conservação da

qualidade da água devemos considerar além da estrutura vegetal (tipo, densidade e largura) fatores específicos do local como, cargas de sedimentos de escoamento, tipo de poluente, tipo e características do solo e inclinação. Assim, o tipo de vegetação a ser utilizada e a largura seria diferente em cada local, considerando os diversos fatores que influenciam esse processo.

5. REFERÊNCIA

ABNT -Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 15088: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com peixes. Brasília, 2016.

AYKOL, A.; BUDAKOGLU, M.; KUMRAL, M.; TURAN, M.; GULTEKIN, A. H., ESENLI, V., YAVUZ, F., ORGUN, Y. Heavy metal pollution and acid drainage from the abandoned Balya Pb-Zn sulfide Mine, NW Anatolia, Turkey. **Environmental Geology**, v. 45, n. 2, p. 198-208, 2003.

CARVALHO, C. G. S.; PORTO, R. A.; OLIVEIRA, U. R. Avaliação macroscópica de impactos ambientais em nascentes do rio de Ondas no oeste da Bahia. **Geociências**, v. 39, n. 3, p. 831-845, 2020.

CAYUELA, M. L., CLAES, K. B., FERREIRA, M. G., HENRIQUES, C. M., VAN EEDEN, F., VARGA, M., VIERSTRAETE, J.; MIONE, M. C. The zebrafish as an emerging model to study DNA damage in aging, cancer and other diseases. **Frontiers in cell and developmental biology**, v. 6, p. 178, 2019.

COLE, L. J.; STOCKAN, J.; HELLIWELL, R. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. **Agriculture, ecosystems and environment**, v. 296, p. 106891, 2020.

COLLINS, A. R. The comet assay for DNA damage and repair. **Molecular biotechnology**, v. 26, n. 3, p. 249-261, 2004.

CORREIA, J. N.; SANTOS DE OLIVEIRA, V. P.; DE REZENDE ARAÚJO, T. M. Avaliação, Conservação e Recuperação de Nascentes em Bacias Hidrográficas. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 14, n. 2, p. 274-290, 2020.

DA CUNHA, E. R.; SANTOS, C. A. G.; DA SILVA, R. M.; BACANI, V. M.; POTT, A. Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil. **Land Use Policy**, v.101, p. 105141, 2021.

DA SILVA RANGEL NETO, R.; LUZ, L. D.; AGUIAR JUNIOR, T. R. Springs' Water Quality Assessment in Areas with Different Degrees of Forest Conservation: a Study in Tropical Climate Basins. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 5, p. 1-16, 2020.

DE MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; DOS 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**, v. 167, p. 130-138, 2018.

DISNER, G. R.; CALADO, S. L. M.; SILVA ASSIS, H. C.; CESTARI, M. M. Toxicity of naphthalene in the Neotropical Fish *Astyanax Lacustris* (Characiformes: Characidae) and *Geophagus Brasiliensis* (Perciformes: Cichlidae). **Evidência**, v. 17, p. 7–22, 2017.

DOURADO, P. L.; ROCHA, M. P.; ROVEDA, L. M.; RAPOSO, J. L.; JUNIOR-CÂNDIDO, L. S.; CARDOSO, C. A.; MORALES, M. A.; OLIVEIRA, K. M.; GRISOLIA, A. B. Genotoxic and mutagenic effects of polluted surface water in the midwestern region of Brazil using animal and plant bioassays. **Genetics and Molecular Biology**, v. 40, p. 123-133, 2016.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **ArcGIS test GIS for the desktop, versão 10.3**. Copyright © Esri. All rights reserved. 2015.

- GALLÃO, M.; GNOCCHI, K. G.; CARVALHO, L. R.; SILVA, B. F.; BARBOSA, A. N.; CHIPPARI-GOMES, A. R. The impact of sublethal concentrations of treated leachate on Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 102, n. 4, p. 519-524, 2019.
- GALLÃO, M.; GNOCCHI, K. G.; CARVALHO, L. R.; SILVA, B. F.; BARBOSA, A. N.; CHIPPARI-GOMES, A. R. The impact of sublethal concentrations of treated leachate on Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Bulletin of environment alcontamination and toxicology**, v. 102, n.4, p. 519-524, 2019.
- GIACCIO, G. C. M.; LATERRA, P.; CABRIA, F. N. Floristic associations and filtering ability of riparian vegetation strips. **Phyton-International Journal of Experimental Botany**, v. 86, p. 112-123, 2017.
- GLOBAL FOREST WATCH - GFW, 2020. Disponível em: <<https://www.globalforestwatch.org/>>. Acesso em: agosto de 2022.
- GÜNTZEL, A. M.; DA SILVA, W. M.; PANARELLI, E. A. Connectivity as the control key to intensity of flood pulse in Taquari River oxbow lakes. **Revista Ambiente e Água**, v. 15, n.4, 2020.
- HUGHES, R. M. Ecological integrity: conceptual foundations and applications. In: Wohl, E., E (Eds.), **Oxford Bibliographies in Environmental Science**. Oxford University Press, New York, 2019. OECD: Policy Highlights Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions. OECD Environment Directorate; 2019.
- IMASUL, Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso Do Sul. **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Mato Grosso Do Sul – 2014/2015**. Campo Grande, MS, 2016.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – **IBGE**, 2013. Disponível em: <http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm>. Acesso em: agosto 2022.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2020. Disponível em:<<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ms/dourados/panorama>>. Acesso em: agosto de 2022.
- KASPER, N. Respostas histopatológicas e genotóxicas em peixes de água doce expostos a ambientes antropizados. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis - PPGATS, Cerro Largo, RS, 2019.
- KOCYIGIT, A.; KELES, H.; SELEK, S.; GUZEL, S.; CELIK, H.; EREL, O. Increased DNA damage and oxidative stress in patients with cutaneous leishmaniasis. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 585, n. 1-2, p. 71-78, 2005.
- LAMPARTER, G.; NOBREGA, R. L. B.; KOVACS, K.; AMORIM, R. S.; GEROLD, G. Modelling hydrological impacts of agricultural expansion in two macro-catchments in Southern Amazonia, Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 18, p. 91–103, 2018.
- LERCH, R. N.; LIN, C. H.; GOYNE, K. W.; KREMER, R. J.; ANDERSON, S. H. Vegetative buffer strips for reducing herbicide transport in runoff: Effects of buffer width, vegetation, and season. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 53, n. 3, p. 667-683, 2017.
- LYU, C.; LI, X.; YUAN, P.; SONG, Y.; GAO, H.; LIU, X.; YU, H. Nitrogen retention effect of riparian zones in agricultural areas: A meta-analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 315, p. 128143, 2021.
- MATO GROSSO DO SUL. Microbacia Hidrográfica do Rio Dourados: diagnóstico e implantação da rede básica de monitoramento da qualidade das águas. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. **Fundação Estadual de Meio Ambiente Pantanal. Coordenadoria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental**. Campo Grande, MS, 2000.

- MEIRA, V. R. L. P.; SILVA, E. M. S.; VIANA, L. F.; CRISPIM, B. A.; FRANCISCO, L. F. V.; SÚAREZ, Y. R.; BARUFATTI, A.; SOLÓRZANO, J. C. J.; BERTI, A. P. Environmental diagnosis of water quality *in situ* and *ex situ* in streams in Upper Paraná River Basin, Brazil. **Research Square**, v. 7, n. 2, p. 91-99, 2018.
- MOHAMMED, S. S. Effect of pH on the Turbidity Removal of Wastewater. **Open Access Library Journal**, v. 2, p. 2283, 2015.
- MOLOTOFS, A.; STEHFEST, E.; DOELMAN, J.; ALBANITO, F.; FITTON, N.; DAWSON, T. P.; SMITH, P. Global projections of future cropland expansion to 2050 and direct impacts on biodiversity and carbon storage. **Global Change Biology**, v. 24, p. 5895–5908, 2018.
- NHIWATIWA, T.; DALU, T.; BRENDONCK, L. Impact of irrigation based sugarcane cultivation on the Chiredzi and Runde Rivers quality, Zimbabwe. **Science of the Total Environment**, v. 587, p. 316-325, 2017.
- OECD -Organization for Economic Co-operation and Development. Guideline for testing of chemicals no. 203, 1992.
- OECD: Policy Highlights Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions. **OECD Environment Directorate**; 2017.
- OGDEN, F. L.; CROUCH, T. D.; STALLARD, R. F.; HALL, J. S. Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. **Water Resources Research**, v. 49, n. 12, p. 8443-8462, 2013. Collins, A. R. (2004). The comet assay for DNA damage and repair. *Molecular biotechnology*, 26(3), 249-261.
- ONISHI, K. Avaliação da hepatotoxicidade dos poluentes do Rio Doce através das análises histopatológicas no fígado dos peixes. Trabalho de conclusão de curso – Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, São Vicente, SP, 2022.
- PALM, C.; BLANCO-CANQUI, H.; DECLERCK, F.; GATERE, L.; GRACE, P. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 187, p. 87-105, 2014.
- PÉREZ-CEREZALES, S.; MARTÍNEZ-PÁRAMO, S.; BEIRÃO, J.; HERRÁEZ, M. P. Fertilization capacity with rainbow trout DNA-damaged sperm and embryo developmental success. **Reproduction**, v. 139, n. 6, p. 989-997, 2010.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. 2020.
- ROOD, S. B.; BIGELOW, S. G.; POLZIN, M. L.; GILL, K. M.; COBURN, C. A. Biological bank protection: trees are more effective than grasses at resisting erosion from major river floods. **Ecohydrology**, v. 8, n. 5, p. 772-779, 2015.
- RUSYDI, A. F. Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. In: **IOP conference series: earth and environmental science**. IOP Publishing, p. 012019, 2018.
- SCHMID, W. The micronucleus test. **Mutation research**, v. 31, p. 9-15, 1975.
- SCHMITT, T. J.; DOSSKEY, M. G.; HOAGLAND, K. D. Filter Strip Performance and Processes for Different Vegetation, Widths, and Contaminants. **Journal of Environment Quality**, v. 28, n. 5, p. 1479, 1999.
- SHUGART, L. R.; THEODORAKIS, C. W.; BICKHAM, A. M.; BICKHAM, J. W. Genetic effects of contaminant exposure and potential impacts on animal populations. **Handbook of Ecotoxicology**, Lewis Publisher, Boca Raton, p. 1129-1147, 2003.

- SOARES, S. H. C.; SOUSA, D. B. P.; JESUS, W. B.; CARVALHO-NETA, R. N. F. Biomarkers histological in *Sciades herzbergii* (Pisces, Ariidae) for impact assessment in estuarine environments of São Marcos Bay, Maranhão. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 72, p. 1403-1412, 2020.
- SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E., (Eds.). Cerrado: correção do solo e adubação. 2. ed. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004.
- SPOSITO, J. C. V.; FRANCISCO, L. F. V.; CRISPIM, B. A.; DANTAS, F.G. S.; DE SOUZA, J. P.; VIANA, L. F.; SOLÓRZANO, J. C. J.; DE OLIVEIRA, K. M. P.; BARUFATTI, A. Influence of Land Use and Cover on Toxicogenetic Potential of Surface Water from Central-West Brazilian Rivers. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 76: 483-495, 2019.
- STEVANATO, D. J.; OSTRENSKY, A. Ontogenetic development of tetra *Astyanax lacustris* (Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 16, p. 1-10, 2018.
- VALERA, C. A.; PISSARRA, T. C. T.; FILHO, M. V. M.; VALLE JÚNIOR, R. F. D.; OLIVEIRA, C. F.; MOURA, J. P.; PACHECO, F. A. L. The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: A critical view over the Brazilian new forest code. **Water**, v. 11, n. 3, p. 549, 2019.
- VALKAMA, E., USVA, K., SAARINEN, M., UUSI-KÄMPPÄ. J. A Meta-Analysis on Nitrogen Retention by Buffer Zones. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 2, p. 270-279, 2019.
- VENTURA, B. D. C., DE ANGELIS, D. D. F., MARIN-MORALES, M. A. Mutagenic and genotoxic effects of the Atrazine herbicide in *Oreochromis niloticus* (Perciformes, Cichlidae) detected by the micronuclei test and the comet assay. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 90, p. 42-51, 2008.
- VIANA, L. F.; SÚAREZ, Y. R.; CARDOSO, C. A. L.; CRISPIM, B. A.; CAVALCANTE, D. N. C.; GRISOLIA, A. B.; LIMA-JUNIOR, S. E. The response of neotropical fish species (Brazil) on the water pollution: metal bioaccumulation and genotoxicity. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75: p. 476-485, 2018.
- VIANA, L. F.; SÚAREZ, Y. R.; CARDOSO, C. A. L.; SOLÓRZANO, J. C. J.; CRISPIM, B. D. A.; GRISOLIA, A. B.; LIMA-JUNIOR, S. E. Erythrocyte nuclear abnormalities in *Astyanax lacustris* response to landscape characteristics in two neotropical streams. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 17, p. 1-8, 2017.
- YORLANO, M. F.; DEMETRIO, P. M.; RIMOLDI, F. Riparian strips as attenuation zones for the toxicity of pesticides in agricultural surface runoff: Relative influence of herbaceous vegetation and terrain slope on toxicity attenuation of 2, 4-D. **Science of The Total Environment**, v, 807, p. 150655, 2022.
- ZANG, C.; HUANG, S.; WU, M.; DU, S.; SCHOLZ, M.; GAO, F.; LIN, C.; GUO, Y.; DONG, Y. Comparison of relationships between pH, dissolved oxygen and chlorophyll a for aquaculture and non-aquaculture waters. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 219, n. 1, p. 157-174, 2011.
- ZHANG, X.; LIU, X.; ZHANG, M.; DAHLGREN, R. A.; EITZEL, M. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. **Journal of environmental quality**, v. 39, n. 1, p. 76-84, 2010.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso do solo no entorno dos corpos hídricos apresenta predominância de áreas agrícolas que resulta na degradação das florestas ripárias, e conseqüentemente, impactos na qualidade da água. A agricultura é responsável pela contaminação química de corpos hídricos resultando em efeitos tóxicos para os peixes. A proporção de floresta ripária avaliada no corpo hídrico e em áreas de nascentes não foram suficientes para mitigar a toxicidade em *A. lacustris*, além disso, acredita-se que para melhorar a eficiência de zonas ribeirinhas na conservação da qualidade da água devem-se considerar além da estrutura vegetal outros fatores do local como, cargas de sedimentos de escoamento, tipo de poluente, características do solo e inclinação. Desta forma, o tipo de vegetação a ser utilizada e a largura relacionada seria diferente em cada local. Portanto, torna-se necessário estudos aprofundados considerando as diferentes características do local, para aprimorar a interpretação dos efeitos das florestas ripária e a determinação da largura adequada.

7. ANEXO 1

Carta de Aceite Artigo 1 - Revista Ambiente & Água



Alexeia Barufatti <barufattialexeia@gmail.com>

Revista Ambiente & Água - Decision on Manuscript ID AMBIAGUA-2022-2856.R1

Nelson W. Dias <onbehalf@manuscriptcentral.com>

25 de julho de 2022

09:33 Responder a: nwdias@gmail.com

Para:

barufattialexeia@gmail.com

25-Jul-2022

Dear Dr. Barufatti:

It is a pleasure to accept your manuscript entitled "Effects of local land use on riparian vegetation, water quality, and *in situ* toxicity" in its current form for publication in the Revista Ambiente & Água.

Thank you for your fine contribution. On behalf of the Editors of the Revista Ambiente & Água, we look forward to your continued contributions to the Journal.

Sincerely,
Dr. Nelson W. Dias
Editor-in-Chief, Revista Ambiente & Água
nwdias@gmail.com

Associate Editor
Comments to the
Author:

The Editorial Committee approved the changes made by the authors. The current version of the manuscript was approved for publication.

8. ANEXO 2

Artigo publicado



Effects of local land use on riparian vegetation, water quality, and *in situ* toxicity

ARTICLES doi:10.4136/ambi-agua.2856

Received: 23 Jul. 2021; Accepted: 11 Jan. 2022

Milena Perez de Melo¹; Bruno do Amaral Crispim¹; Lucilene Finoto Viana¹
Nathalya Alice de Lima²; Elaine Silva de Pádua Melo³
Valter Aragão do Nascimento⁴; Alexeia Barufatti^{1*}

¹Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais. Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), Cidade Universitária, Rodovia Dourados Itahum, Km 12, Caixa Postal 364, CEP: 79804-970, Dourados, MS, Brazil.

E-mail: milenabio16@gmail.com, brunocrispim.bio@gmail.com, lucileneфинoto@hotmail.com

²Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologia. Laboratório de Ecotoxicologia e Genotoxicidade. Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), Rodovia Dourados Itahum, Km 12, Caixa Postal 533, CEP: 79804-970, Dourados, MS, Brazil. E-mail: nathalyalima22@gmail.com

³Faculdade de Medicina. Laboratório de Metabolismo Mineral e Biomateriais. Laboratório de Espectroscopia e Bioinformática. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Avenida Costa e Silva, s/n, Caixa Postal 549, CEP: 79070-900, Campo Grande, MS, Brazil. E-mail: elainespelo@hotmail.com

⁴Faculdade Faculdade de Medicina. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande/MS, Cidade Universitária, Caixa Postal 549, CEP: 79070-900, Campo Grande, MS, Brazil.

E-mail: aragao60@hotmail.com

*Corresponding author. E-mail: alexeiabarufatti@ufgd.edu.br

ABSTRACT

The conversion of riparian forests into agricultural land results in the loss of water quality and aquatic biota health. The objectives of this study were therefore to determine the proportion of land use with emphasis on the type of vegetation cover; evaluate the limnological parameters and concentration of inorganic elements in the water of the São José stream in the Dourados River Basin, Mato Grosso do Sul, Brazil; correlate land use with the concentrations of inorganic elements in water; and evaluate the risk to preservation aquatic biota and *in situ* toxic effect on *Astyanax lacustris*. We collected samples from the São José Stream in 2020 and evaluated land use with high resolution aerial images. The inorganic elements in water samples were quantified using inductively coupled plasma optical emission spectrometry. In the surroundings of the São José stream, a reduction in riparian forest was observed with a proportion of only 16.32% of the area and the predominance of agricultural areas with 75.06%. The concentrations of dissolved oxygen (1.510 mg L⁻¹) and P (> 0.235 mg L⁻¹) in the water did not comply with the national legislation. In addition, Al and P indicated risks regarding the conservation of aquatic biota (risk quotient >1). The *in situ* evaluation of *A. lacustris* also revealed toxicity in the water. The results indicate environmental imbalance in the São José stream, requiring mitigation measures for its restoration and the sustainable use of its resources.

Keywords: anthropic action, inorganic contaminants, risks for aquatic biota.



Efeitos do uso do solo na vegetação ciliar, qualidade da água e toxicidade *in situ*

RESUMO

A conversão de floresta ripária em áreas agrícolas resulta na perda da qualidade da água e da saúde da biota aquática. Assim, os objetivos deste estudo foram determinar a proporção de uso do solo com ênfase no tipo de cobertura vegetal; avaliar os parâmetros limnológicos e a concentração de elementos inorgânicos na água do córrego São José na Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil; correlacionar o uso do solo com as concentrações de elementos inorgânicos na água; e avaliar o risco para preservação da biota aquática e efeito tóxico *in situ* em *Astyanax lacustris*. Amostras de água do córrego São José foram coletadas em 2020 e avaliado o uso do solo com imagens aéreas de alta resolução. Os elementos inorgânicos nas amostras de água foram quantificados por espectrofotometria de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado. No entorno do córrego São José, observou-se a redução da floresta ripária com proporção de 16,32% da área e a predominância de áreas agrícolas com 75,06%. As concentrações de oxigênio dissolvido ($1,500 \text{ mg L}^{-1}$) e P ($> 0,235 \text{ mg L}^{-1}$) apresentaram valores em desacordo com a legislação nacional. Além disso, Al e P indicaram riscos quanto à conservação da biota aquática (quociente de risco >1). A avaliação *in situ* de *A. lacustris* também revelou toxicidade na água. Os resultados indicaram desequilíbrio ambiental no córrego São José e, portanto, requerem medidas mitigadoras para sua recuperação e o uso sustentável de seus recursos.

Palavras-chave: ação antrópica, contaminantes inorgânicos, riscos para a biota aquática.

1. INTRODUCTION

The contamination of aquatic ecosystems can be mitigated by the presence of riparian forests, which function as filters and promote the retention of contaminants before transportation to watercourses (Cole *et al.*, 2020). Although the presence of these forests around water bodies is essential and effective at improving water quality, intensive exploitation, mainly by the expansion of agricultural and pasture areas, promote their reduction, making them increasingly degraded and consequently leaving watercourses unprotected (Collier *et al.*, 2019; Ramião *et al.*, 2020). Cole *et al.* (2020) reported that the width of the forest around water bodies is a relevant factor for the protection of water resources; however, other factors, such as the type of vegetation cover, must be considered. Law No. 12.651 of 2012 recommends riparian forest widths according to the size of the water body for the conservation of these aquatic ecosystems.

In this context, the contamination in aquatic environments mainly originates from various anthropic activities, especially urban waste (Bradney *et al.*, 2019; Islam *et al.*, 2020), industrial (Souza *et al.*, 2020; Islam *et al.*, 2020), agricultural and livestock effluents (Xue *et al.*, 2020). The expansion of exploitation of these activities favors the transport of sediments, fertilizers, and pesticides in these areas that infiltrate the soil and transported to the bed of water bodies (Wang *et al.*, 2019; Srinivas *et al.*, 2020; Rachels *et al.*, 2020). Contaminants that reach the water bodies may compromise water quality, ultimately affecting its viability for use and resulting in water toxicity to aquatic life and human health (Ali and Khan, 2018). Further, such contamination may cause bioaccumulation of metals in exposed organisms, exhibit genotoxic and mutagenic effects, and harm the aquatic biota, especially fish (Ali and Khan, 2018).

The *in situ* analysis with fish becomes relevant for evaluating water quality in response to the presence of riparian forest, as this type of analysis is based on more realistic environmental

conditions compared to laboratory experiments, including both complex and specific situations of the area (Chappie and Burton, 2000). *In situ* tests with fish have been used to assess surface water toxicity in aquatic environments (Mccallum *et al.*, 2017; Pei *et al.*, 2021). The species *Astyanax lacustris* has been widely used as a test organism (Bergmann *et al.*, 2020; Macêdo *et al.*, 2020; Viana *et al.*, 2020; Nascimento *et al.*, 2020; Merçon *et al.*, 2022) due to characteristics, such as high trophic plasticity (Alonso *et al.*, 2019), feeding flexibility (Alonso *et al.*, 2019), and adaptability in experiments (Viana *et al.*, 2018; Sposito *et al.*, 2019). *A. lacustris* has been demonstrated to be sensitive to the presence of a large amount of chemical contaminants in water, besides being a native species of the study basin.

Assessing the water quality of the Dourados River Hydrographic Basin (DRHB) is important for its monitoring and management, mainly owing to its use as a source of water for the municipality of Dourados and the region. The water from DRHB is used for irrigation, animal feeding, domestic and industrial use; and is of remarkable socioeconomic and environmental importance (IMASUL, 2005). Thus, the objectives of the study were to: (1) determine the proportion of land use with emphasis on the type of vegetation cover; (2) evaluate the limnological parameters and concentration of inorganic elements in the water of the São José stream belonging to the Dourados River Basin in the state of Mato Grosso do Sul; (3) correlate land use with the concentrations of inorganic elements in water; and (4) evaluate the risk for aquatic biota and *in situ* toxic effect on *A. lacustris*.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study area

The study was conducted in the São José stream, belonging to the DRHB, which is less than 10 m wide and located in a rural area of the municipality of Dourados. The surroundings of this stream present fragmented riparian vegetation cover with a predominance of agricultural areas, besides being a tributary that flows into another stream that is a tributary of the Dourados River. Three sampling sites, namely PI, PII, and PIII, located 500 ± 100 m from one another, were employed (Figure 1). *In situ* monitoring was conducted for five days in February, 2020, characterized as a rainy period, with mean precipitation of 25.6 mm over the monitoring period.

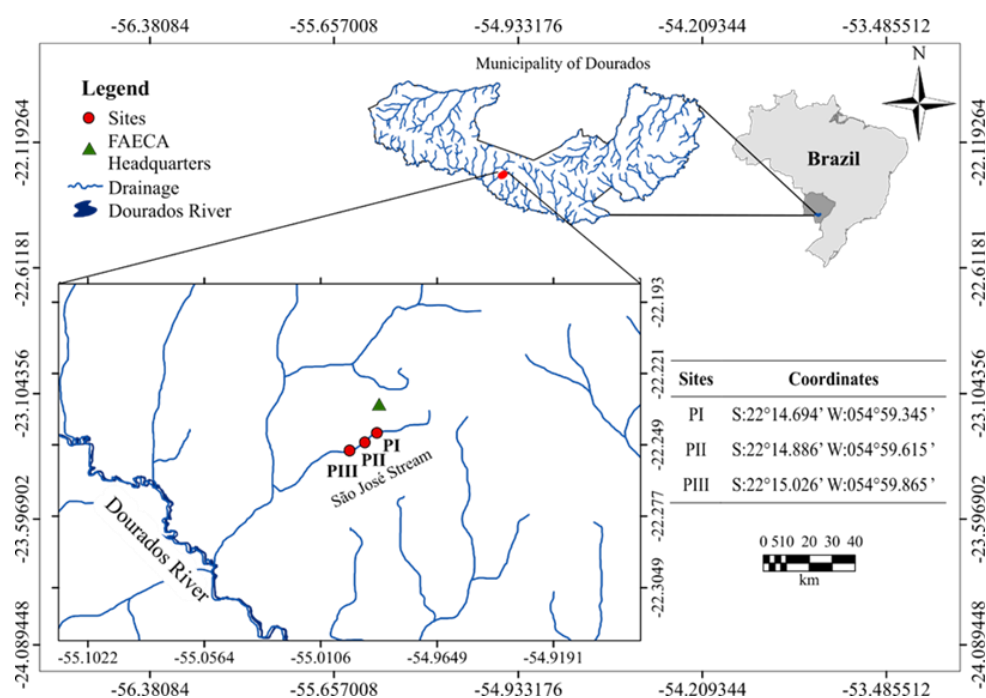


Figure 1. Location of the São José stream belonging to the DRHB and the respective sampling sites (PI, PII, and PIII), including geographic coordinates.

2.2. Land use assessment

The delimitation of the microbasin was performed using Digital Elevation Model (DEM) images with a spatial resolution of 90 m downloaded from USGS Earth Explorer. The image was processed in QGIS 3.18 (QGIS, 2009) with the help of Grass using the Hydrologic modeling tool for the elaboration of watersheds. The watershed of interest was converted to a polygon vector file, exported as a shapefile, and imported into the ArcGIS 10.8 trial version software (ESRI, 2015). For mapping the land use, high resolution aerial images obtained from Google Earth Pro® (2020) with a resolution of 1 m were used (Digital Globe, 2017). For this purpose, buffers with a radius of 350 m were generated around each sampling site. The types of land use were classified as follows, according to IBGE (2013) with adaptations: agricultural area, water body, road, forest fragments, planted forest, buildings, pasture, exposed soil, and fishpond. For interpretation of the images, an unsupervised classification (clustering) was conducted using the classification tools provided by the ArcGIS®. The dimensions and percentages of each type of land use were calculated based on the areas of the buffers and the delimitation of the microbasin. In addition, the size of the riparian forest was evaluated using Google Earth Pro® (2020), and it was measured from the lower to the upper bank of the stream and observed on both sides based on the average of the buffer areas (350 m) at each sampling site.

2.3. Assessment of the limnological parameters

The limnological parameters in this study were temperature (°C), dissolved oxygen (mg L^{-1}), electrical conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$), pH, and total dissolved solids (TDS) measured using the multiparameter probe, YSI Professional Plus. The alkalinity, hardness, ammonia, and nitrite content of the water were determined using the Alfakit® colorimetric method, while its transparency was determined with the Secchi disk.

2.4. Identification of inorganic elements in water

Water samples (1000 mL) were collected daily (five days) from each sampling site using previously washed and sterilized amber glass bottles. After collection, the bottles were stored under refrigerated conditions and transported to the laboratory. The water samples were acidified with nitric acid until $\text{pH} < 2$, and then stored at 4°C until analysis. The water samples were filtered to remove suspended particles using a 0.45 μm membrane filter (Millipore filtration assembly). To determine the inorganic elements Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, P, Pb, Se, and Zn, the samples were prepared according to the method proposed by Mermet and Poussuel (1995) and tested using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrophotometry (ICP-OES) (Thermo Scientific, USA, model iCAP 6000®).

2.5. Risk assessment for aquatic biota

The water of the São José stream was classified as Class III, which comprises waters that can be used for human consumption, after conventional or advanced treatment; irrigation of tree, cereal, and forage crops; amateur fishing; secondary contact recreation; and as water supply for animals as per Resolution 357 of March 17, 2005 by the National Environment Council (CONAMA, 2005). Preliminary risk assessment for the protection of aquatic biota was performed according to the maximum limits allowed by the Brazilian legislation CONAMA 357/2005 for Class II freshwater. As Class II water is associated with the conservation of aquatic biota, the calculation of the risk quotient (RQ) was based on the criteria for Class II water quality by the formula:

$$RQ = \frac{WATER}{WQC}$$

Where WATER is the concentrations of each element detected in the water samples, WQC = water quality criterion for the preservation of aquatic life (mg L^{-1}), and RQ = risk quotient.

An $\text{RQ} \geq 1$ indicates a probable ecological risk for aquatic life (Godoy *et al.*, 2015). The risk index (RI) for the preservation of aquatic life was determined using the sum of the RQ values obtained for each chemical element individually. High RI values indicate potential risk and harmful effects to aquatic biota (Evans *et al.*, 2015; Gustavsson *et al.*, 2017).

2.6. Assembly and installation of monitoring chambers

The chambers were derived using plastic bottles with 14 cm diameter, 22 cm height, and 2.000 mL water capacity, and comprised lateral holes and 500 mm nylon mesh at the top and bottom, fixed with non toxic glue. Wooden stakes, nylon rope, and bricks were used to maintain the depth and fixation of the chambers in the *in situ* sampling sites, ensuring the chamber had no contact with the bottom of the water body. The retention chambers were installed in triplicate with a distance of 20 ± 5 m between replicates.

2.7. *In situ* toxicity analysis with *A. lacustris*

A. lacustris belongs to the family, Characidae (Characiformes), which includes small fishes called lambari (Lucena and Soares, 2016). This species has an oval-shaped body and yellow caudal fin (Botelho *et al.*, 2019), which is responsible for its popular name, “*lambari do rabo amarelo*” (“yellow tail lambari”). Fish were collected from individual breeding lots on a fish farm at the State University of Mato Grosso do Sul (UEMS) of Aquidauana, Mato Grosso do Sul, Brazil. Thereafter, fish were acclimated to the ideal conditions of temperature ($26 \pm 2^\circ\text{C}$), dissolved oxygen ($7 \pm 1 \text{ mg L}^{-1}$), pH (7.0 to 7.6), and photoperiod (12:12 h light/dark) in the laboratory aquarium tanks for 30 days (ABNT, 2003). The fish were fed once per day with pelleted feed containing 28% crude protein (Laguna®, batch No. 05EX180067109). After the pre-acclimatization period, fish were kept in experimental tanks containing five individuals per tank for seven days. Thereafter, the fish were transferred to plastic bags containing water with oxygenation and transported to the three *in situ* sampling sites in the study stream. Before the fish were inserted into the retention chambers, plastic bags containing the fish were immersed in the river water for 10 min. Five fish were placed in each chamber, totaling 15 fish per sampling site. Toxicity evaluation of the sampling sites was based on fish mortality *in situ* after 96 h.

2.8. Statistical analysis

The normality of the data was verified using Shapiro-Wilk tests. Confirmation of the non-normality ($p < 0.05$) allowed the use of non-parametric tests, in which Spearman’s correlation coefficients were determined between the types of soil in the buffers relative to the concentration of inorganic elements quantified in the water of the stream. The R platform (R Development Core Team, 2020) was used to conduct these analyses.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Land use

The highest proportions of the land use in the São José stream microbasin were agricultural areas (75.06%), followed by forest fragments (16.32%), pasture (5.86%), water bodies (1.50%), fishponds (0.37%), buildings (0.31%), planted forest (0.13%), and exposed soil (0.12%) (Figure 2).

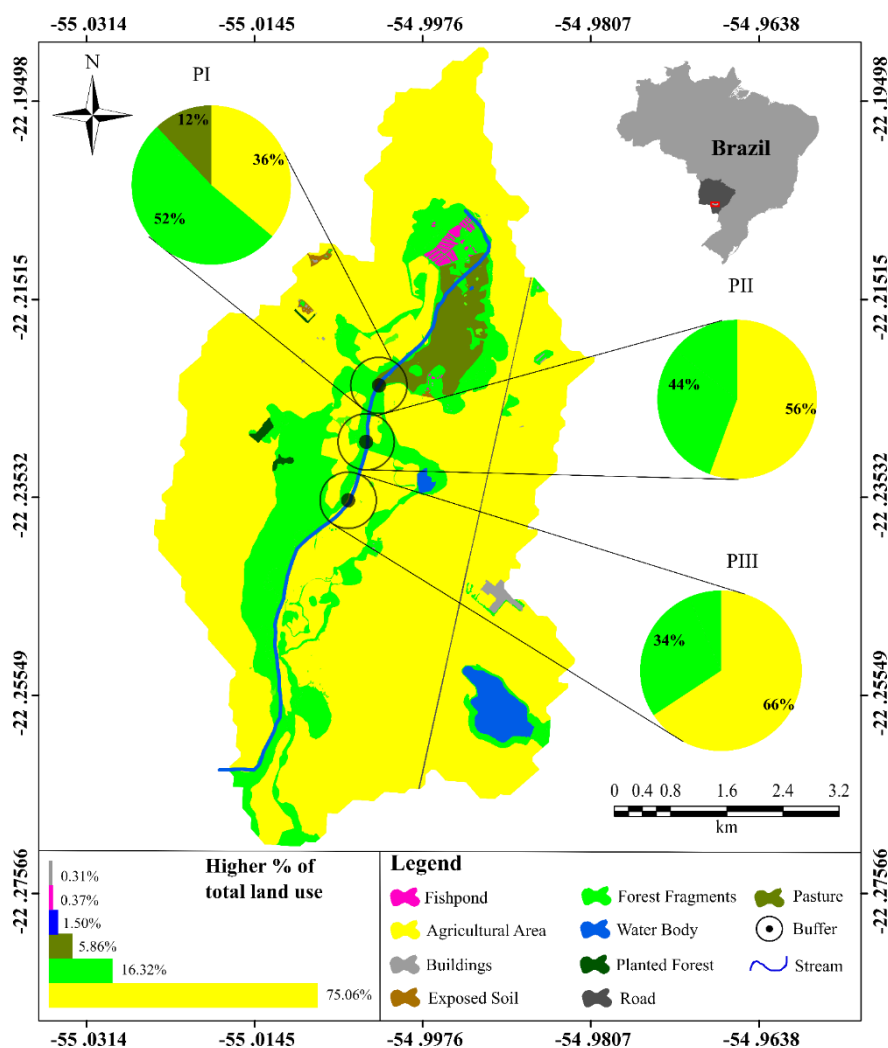


Figure 2. Figure 2. Total land use of the microbasin and sampling sites in the stream of the DRHB in the state of Mato Grosso do Sul.

Therefore, agricultural land was predominant, which led to the reduction of riparian forest. The analysis of land use around the sampling sites revealed that PI had higher proportions of forest fragments (52%), followed by agricultural area (36%) and pastures (12%). PII had a higher proportion of agricultural area (56%), followed by forest fragments (44%). Agricultural activities occupied 66% of the area of PIII and forest fragments accounted for the remaining 34% (Figure 2). Of the study areas, greater proportions of agricultural areas were found around PII and PIII, while a greater proportion of forest fragments was found at PI, with evident expansion of the agricultural area. The riverbed becomes vulnerable with the reduction of riparian forest cover as the vegetation seeks to retain contaminants and maintain the quality of water bodies, especially in the conservation of limnological parameters (Fierro *et al.*, 2017). Another relevant aspect is the density of the riparian forest, which is directly proportional to its efficiency in protecting the slopes, thereby preventing the emergence of erosive processes and siltation in riverbeds (Cole *et al.*, 2020). In this study, such protection is undermined as the riparian forest is mainly fragmented due to anthropogenic activities, prevailing riparian undergrowth vegetation.

The riparian forest size varied from 3.35 to 24.46 m wide when measured on both sides of PI, presenting a mean of 12.52 m. In PII, the forest extent varied from 21.48 to 77.53 m, with a mean of 40.28 m. Finally, PIII had size variations from 16 to 35.49 m with a mean of 25.23 m. In the surroundings of all sampling sites, we observed that some stretches of riparian forest had

strips of vegetation less than 10 m wide, which were smaller than the size determined by the Brazilian Forest Code (Law No. 12.651 of 2012). This code states that the minimum width of the riparian forest is 30 m on both sides of the water body. The irregularity of deforestation in this study area is not a local occurrence, but can be extended to other Brazilian agricultural areas that are in the continuous process of expansion (IBGE, 2020). Thus, many water bodies have their riparian vegetation degraded or reduced, which can cause serious risks for the conservation of water sources, resulting in damage to the structure and functioning of the aquatic environment. Such reduction can also impact the maintenance of aquatic and terrestrial species as the riparian forest helps regulate the limnological parameters, contributes to the feeding of many species of fish, serves as a food source for numerous organisms (terrestrial or aquatic), and serves as microhabitats for breeding and escape from predators (Lo *et al.*, 2020; Selwood and Zimmer, 2020). Hilary *et al.* (2021) suggest that the length of the riparian forest is a key factor for the preservation of river water quality. Thus, to enable better efficiency, a fixed width throughout the water body covering the entire length of the stream is recommended, which was not observed in this study. In summary, the existence of riparian forests is of paramount importance for maintaining hydrological and ecological processes.

3.2. Limnological parameters

All sites sampled in the stream presented dissolved oxygen content in the water below the limit established by the Brazilian legislation CONAMA (357/2005) for Class III freshwater (Table 1), being inadequate for the maintenance of aquatic life, with values below 4 mg L⁻¹.

Table 1. Limnological parameters of the water, presented as mean and standard deviation, at the sampling sites compared with the maximum values allowed by the resolution CONAMA (357/2005).

Limnological parameters	Study area			CONAMA (357/2005)
	PI	PII	PIII	WMP
Temp. (°C)	23.42±0.56	22.64±0.31	22.30±0.20	*
Transp. (cm)	28.80±6.76	31.00±11.40	26.40±5.72	*
OD (mg L ⁻¹)	2.25±0.57	2.57±0.65	3.52±0.94	>4
Cond. (µs cm ⁻¹)	38.00±0.00	38.00±0.00	38.00±0.00	*
pH	7.30±0.02	7.29±0.03	7.31±0.11	6.0 - 9.0
TDS (mg L ⁻¹)	20.54±11.48	15.99±14.59	20.55±11.52	<500
Alkalinity	26.00±5.47	24.00±5.47	22.00±4.47	*
Hardness	22.00±4.47	24.00±5.47	24.00±5.47	*
Ammonia (mg L ⁻¹)	0.09±0.05	0.12±0.00	0.12±0.00	<2.0
Nitrite (mg L ⁻¹)	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	<1.0

Temp: Temperature; Transp: Transparency; DO: Dissolved oxygen; Cond: Conductivity; TDS: Total Dissolved Solids; MPV: Maximum permitted value by the Brazilian legislation for Class III based on the National Environment Council CONAMA (357/2005); Bold: values above the limits established by legislation CONAMA (357/2005).

The scarcity of dissolved oxygen in water may be a reflection of the reduction in riparian forest as larger areas of vegetation improve water oxygenation (Iñiguez-armijos *et al.*, 2018) and the process of self-purification performed by the roots of plants. The increase in nutrients from agricultural activities can also trigger eutrophication (Carpenter *et al.*, 1998; Van Beusekom, 2017), which is also a consequence of the reduction in dissolved oxygen in the water. Thus, the prolongation of a hypoxic aquatic environment can induce the extinction of species, causing mass mortality of aquatic biota (Galic *et al.*, 2019). As oxygen is reduced in the water, the most sensitive species are eliminated, leaving those that are the most resilient, and subsequently causing an imbalance in the structure of aquatic trophic levels. Franklin (2014) demonstrated that juvenile fish of different species had a mortality of 50% to 100% in

less than 48 h of exposure when the dissolved oxygen levels were below 3 mg L⁻¹. For other parameters, such as pH, TDS, ammonia, and nitrite, the values were within the limits allowed by the legislation. The national legislation does not have regulations for temperature, electrical conductivity of the water, alkalinity, and hardness.

3.3. Inorganic elements in water

The concentrations of Al and P were above the limits considered safe for aquatic life, according to the Brazilian legislation, CONAMA 357/2005, for Class III freshwater (Table 2). The values for Ba, Fe, and Mn were below the limits stipulated by the Brazilian legislation cited above (Table 2). No limits have been established by the national legislation for Ca, K, and Mg. Further, Cu level was found to be below the limit of quantification at all sampling sites. The elements As, Cd, Co, Cr, Mo, Pb, Se, Cu, and Zn were not detected.

Table 2. Concentration of inorganic elements in the water (mg L⁻¹) at the sampling sites (PI, PII, and PIII) in the São José stream and values established by the CONAMA legislation.

Chemical elements	LOD	LOQ	PI	PII	PIII	CONAMA (357/2005)
			mg L ⁻¹			
Al	0.0180	0.0599	1.510±0.046	1.721±0.086	2.130±0.032	0.200
Ba	0.0005	0.0016	0.025±0.000	0.027±0.000	0.026±0.000	1.000
Ca	0.0070	0.0233	3.004±0.089	3.206±0.025	3.024±0.105	*
Cu	0.0024	0.0080	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.013
Fe	0.0058	0.0193	3.319±0.072	3.130±0.063	3.303±0.060	5.000
K	0.0154	0.0515	0.405±0.004	0.396±0.003	0.396±0.021	*
Mg	0.0010	0.0033	1.812±0.007	1.874±0.011	1.801±0.078	*
Mn	0.0003	0.0011	0.007±0.000	0.006±0.000	0.007±0.000	0.500
P	0.0135	0.0450	0.235±0.004	0.243±0.017	0.293±0.007	0.150

Bold: values above the limits established by legislation CONAMA 357/2005.

LOQ: limit of quantification.

* Absence of maximum permitted values.

The presence of these elements may be related to the rainfall conditions in the collection period, which may have favored the carriage of inorganic contaminants to the riverbed, which is associated with low riparian forest protection on the banks of the aquatic environment. Importantly, Al is an element with potential toxicity to aquatic life, which can induce serious effects to organisms, such as genotoxicity (Capriello *et al.*, 2021). The occurrence of Al in the aquatic environment may be related to typical characteristics and composition of the soil, which is the most abundant in the Earth's crust (CETESB, 2012), and its intensification in the aquatic environment by anthropic sources arising from the discharge of untreated domestic sewage and agricultural waste (Dalzochio *et al.*, 2018). Of note, P is a component present in chemical fertilizers used to stimulate the growth of monocultures, which mainly comprise corn, soybean, and sugarcane crops, which are common in the study region (Bojórquez-Quintal *et al.*, 2017; Mekonnen and Hoekstra, 2018; Mundim *et al.*, 2018; Waller *et al.*, 2021). The presence of P can also be related to pasture areas, as most of the P ingested by animals during grazing is returned to the soil via manure, with a return proportion of up to 60% (Assmann *et al.*, 2017).

The concentrations of Al and P in the watercourse of the study stream corroborate the results of land use that indicated intense occupation of the area by agricultural activities. Notably, different fertilizers containing chemical elements are used for land preparation for planting, which can help increase Al and P in the watercourse.

3.4. Correlation analysis

The present study revealed a significant positive correlation between pasture areas and K concentrations ($p < 0.001$) (Figure 3). These results highlight the current scenario of the expansion of pasture areas at the expense of forest fragments in Brazil, ultimately indicating the use of chemical components to accelerate the growth of predominant crops. Another relevant aspect is the release of cattle manure that may be related to the increase in P and K in the water body (Assmann *et al.*, 2017).

Agriculture area	-0.97	-0.94	0.93	0.65	0.98	-0.49	-0.26	-0.94	0.04	-0.18	0.84
Forest fragments	0.82	-1.00*	-0.43	-0.89	0.25	-0.00	0.82	0.22	-0.08	-0.95	
Pasture	-0.76	-0.87	-0.99*	0.76	0.56	1.00***	-0.37	0.50	-0.61		
Al		0.33	0.84	-0.15	0.11	-0.76	-0.32	0.18	0.98		
Ba			0.79	-0.98	-0.90	-0.87	0.79	-0.87	0.13		
Ca				-0.66	-0.45	-0.99*	0.25	-0.38	0.71		
Cu					0.97	0.76	-0.89	0.94	0.06		
Fe						0.56	-0.98	1.00*	0.31		
K							-0.37	0.50	-0.61		
Mg								-0.99*	-0.51		
Mn									0.39		
P											

Figure 3. Spearman correlation coefficients (r) between land use in relation to the concentration of inorganic elements quantified in the water of the stream belonging to the DRHB in Mato Grosso do Sul, Brazil. * $p < 0.05$; *** $p < 0.001$.

A negative correlation was found between Al and areas of forest fragments ($p < 0.05$), suggesting that the reduction in riparian forests can determine greater Al runoff in the aquatic environment. Among the inorganic elements, a negative correlation was found between Ca and K. Of note, the imbalance and lack of Ca in the aquatic environment can harm vertebrate organisms via their skeletal structures, and several mollusks that require Ca carbonate for maintenance and production of their shells (Yarra *et al.*, 2021). Ca with K displayed a significant negative correlation ($p < 0.05$), while Fe with Mn displayed a positive correlation, indicating possible synergy between these elements, which may be the result of intense agricultural activities around the water body. In addition to the sum and aggravation of the use of different chemicals, such as fertilizers and pesticides, for the maintenance of crops, later runoff of agrochemical waste in the riverbed may occur (Covert *et al.*, 2020).

3.5. Risk assessment for the preservation of aquatic biota

RQ was derived for the elements Al, P, and Fe, which had high concentrations in water and the maximum permitted limit according to the CONAMA legislation 357/2005. Water samples from PI, PII, and PIII had concentrations of Al, Fe, and P that indicated risks for the preservation of aquatic biota, with a value > 1 (Figure 4a).

These risks can result in deleterious and irreversible effects that compromise the health of aquatic biota, especially fish. Notably, even low concentrations of Al can cause embryological damage, teratogenic, neurotoxic, and oxidative stress in fish (Monaco *et al.*, 2017). Correia *et al.* (2021) observed that Al functioned as an endocrine disruptor, thereby interfering with the hormonal system of *Astyanax altiparanae*, and resulting in failure of ovulation and deleterious effects on reproduction. Excess Fe in the aquatic environment can cause obstruction in the gills of fishes and respiratory disorders, ultimately interfering in gas exchange and causing suffocation (Bury *et al.*, 2011), which causes toxic aquatic environments (Alipour and Banagar, 2018). Moreover, cases of acute concentrations of Fe can result in necrosis of gill tissue and

loss of the ability to excrete ammonia concentrated in the blood of fish (Slaninova *et al.*, 2014). Marins *et al.* (2019) observed genotoxic effects in adult *Danio rerio* after Fe exposure over a period of 30 days. High concentrations of P in water bodies near agricultural areas are related to the runoff of fertilizer containing P in its composition, which are used to improve nutrients during land preparation. However, high P concentration can lead to eutrophication of the aquatic environment as P is a dominant element in the acceleration of nutrients (Mardamootoo *et al.*, 2021). High concentrations of P in water samples from the study stream coincide with the conditions of land use in soil preparation, as the presence of agriculture in these areas is intense and located close to the water body, favoring the runoff of these elements.

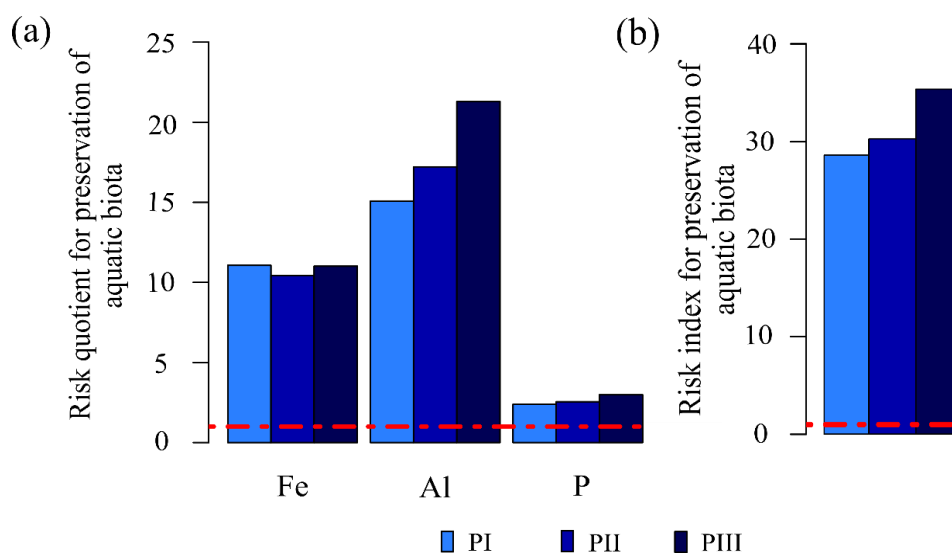


Figure 4. (a) Risk quotient (RQ) for the preservation of aquatic biota based on the levels of Fe, Al, and P at PI, PII, and PIII; and (b) Risk index (RI) for the preservation of aquatic biota through the sum of individual RQs of inorganic elements at PI, PII, and PIII in the São José stream. RQ and RI above the dotted line represent values > 1, which indicate risks for aquatic biota.

Depending on the concentrations of certain elements isolated in the aquatic environment, the health of aquatic biota can be harmed, and when evaluated in mixtures, they increase the risks (Figure 4b) and damage the preservation of aquatic biota, especially fish. When the inorganic elements were evaluated in mixtures in the aquatic environment, the RI values depicted risks to aquatic life based on the water samples collected from the study stream (Figure 4b). The inorganic elements that presented RQ > 1 had the greatest contribution to the increase in risks to biota in the RI, thereby highlighting Al at PI, PII, and PIII (RQs ~15.08, ~17.21, and ~21.30, respectively). Mixtures of chemical elements in water bodies can potentiate their effects (Martin *et al.*, 2021) and result in various damages to aquatic organisms, from genotoxic effects to mortality, which can compromise the proper functioning of the organism or even lead to death (Jijie *et al.*, 2020; Carvalho *et al.*, 2020).

3.6. *In situ* toxicity analysis

Based on water toxicity with *A. lacustris in situ* in the study stream, of the 15 individuals exposed at each of the sites, 5, 11, and 9 died, indicating a percentage of death of 33%, 73%, and 60%, respectively, at PI, PII, and PIII. The low oxygenation (< 4 mg L⁻¹) in the water of the stream may have contributed to the mortality of fish, as only 44.44% of the exposed fish survived during the *in situ* analysis. The lower mortality in PI relative to the other sites may be related to the lower proportions of agricultural areas in its surroundings, thereby mitigating the risk of contamination of this area. Sampling sites PII and PIII were areas with larger extensions

of agricultural areas and high concentrations of Al and P. These results corroborate the literature data, where toxicity in aquatic ecosystems was reported with changes in the landscapes of their surroundings, in addition to elevated levels of Al or xenobiotic mixtures in the course of this aquatic environment (Dos Reis Oliveira *et al.*, 2018; De Souza *et al.*, 2019; De Castilhos Ghisi *et al.*, 2020; Riveros *et al.*, 2021). Therefore, in view of the results, restrictive measures are not only needed for riparian forest degradation, but also to mitigate the increase in unsustainable land use around water bodies, especially in agricultural areas, in order to minimize the impacts of these activities and preserve the quality of water and aquatic life.

4. CONCLUSION

The proportion of land use around the São José stream revealed a predominance of agricultural areas and consequently a low proportion of riparian forest, indicating inadequacy in relation to the Brazilian Forest Code. This reduction in riparian area may be reflected in the decreased water oxygenation and the increased Al and P concentrations, which might be due to the use of pesticides and agricultural fertilizers. The stream water led to the mortality of *A. lacustris* and was associated with risks that affect the health of aquatic life. Al was identified as the chemical element with the most contribution to this risk. Thus, to avoid negative impacts from anthropogenic activities on water bodies, a more effective monitoring program is necessary to protect the degradation of these areas and control the increase in agricultural areas around water bodies to minimize contamination. In relation to the study area, reforestation is proposed to ensure that the proportion of riparian forest is reestablished and efficient for retaining contaminants in the watercourse to ensure ecological balance for aquatic life.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the Federal University of Grande Dourados (UFGD) and the Federal University of Mato Grosso do Sul (UFMS) for the logistical support, the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), the Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT), and the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for the financial support.

6. REFERENCE

- ABNT. **Nbr 15088**. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com peixes. Rio de Janeiro, 2003. 15p.
- ALI, H.; KHAN, E. Bioaccumulation of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in freshwater fish. Risk to human health. **Environmental chemistry letters**, v. 16, p. 903-917, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0734-7>
- ALIPOUR, H.; BANAGAR, G. R. Health risk assessment of selected heavy metals in some edible fishes from Gorgan Bay, Iran. **Iranian journal of fisheries sciences**, v. 17, n. 1, p. 21-34, 2018. <https://doi.org/10.22092/IJFS.2018.115582>
- ALONSO, M. B.; CARVALHO, D. R.; ALVES, C. M. B.; MOREIRA, M. Z.; POMPEU, P. S. Changes in trophic characteristics of two fish species of *Astyanax* (Teleostei: Characidae) in response to aquatic pollution. **Zoologia**, v. 36, p. 1-12, 2019. <https://doi.org/10.3897/zoologia.36.e30445>

- ASSMANN, J. M.; MARTINS, A. P.; ANGHINONI, I.; DENARDIN, L. G. O.; NICHEL, G. H.; COSTA, S. E. V. A. *et al.* Phosphorus and potassium cycling in a long-term no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities in subtropics. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 108, p. 21-33, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9818-6>
- BERGMANN, F. B.; DO AMARAL, A. M. B.; VOLCAN, M. V.; LEITEMPERGER J. W.; ZANELLA, R.; PRESTES, O. D. *et al.* Organic and conventional agriculture: Conventional rice farming causes biochemical changes in *Astyanax lacustris*. **Science of the total environment**, v. 744, p. 140820, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140820>
- BOJÓRQUEZ-QUINTAL, E.; ESCALANTE-MAGAÑA, C.; ECHEVARRÍA-MACHADO, I.; MARTÍNEZ-ESTÉVEZ, M. Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils. **Frontiers in plant science**, v. 8, p. 1767, 2017. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01767>
- BOTELHO, H. A.; LAGO, A. A.; COSTA, A. L.; COSTA, A. C.; REIS NETO, R. V.; SILVA, Z. *et al.* Application of morphometric measures in estimation of body weight and discrimination of *Astyanax lacustris* and *Astyanax fasciatus*. **Aquaculture Research**, v. 50, n. 9, p. 2429-2436, 2019. <https://doi.org/10.1111/are.14196>
- BRADNEY, L.; WIJESSEKARA, H.; PALANSOORIYA, K. N.; OBADAMUDALIGE, N.; BOLAN, N. S.; OK, Y. S. *et al.* Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. **Environment international**, v. 131, p. 104937, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104937>
- BURY, N. R.; BOYLE, D.; COOPER, C. A. Iron. *In*: WOOD, C.; FARRELL, A.; BRAUNER C. **Homeostasis and toxicology of essential metals**. Oxford: Academic Press, 2011. p. 201-251.
- CAPRIELLO, T.; MONTEIRO, S. M.; FÉLIX, L. M.; DONIZETTI, A.; ALIPERTI, V.; FERRANDINO, I. Apoptosis, oxidative stress and genotoxicity in developing zebrafish after aluminum exposure. **Aquatic Toxicology**, v. 236, p. 105872, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105872>
- CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- CARVALHO, W. F.; DE ARCAUTE, C. R.; TORRES, L.; E SILVA, D. D. M.; SOLONESKI, S.; LARRAMENDY, M. L. Genotoxicity of mixtures of glyphosate with 2,4-dichlorophenoxyacetic acid chemical forms towards *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Poeciliidae). **Environmental science and pollution research**, v. 27, p. 6515-6525, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07379-x>
- CHAPPIE, D. J.; BURTON J. R. Applications of aquatic and sediment toxicity testing *in situ*. (R826200). **Journal of soil contamination**. Elsevier Science Ltd, New York, NY, v. 9, p. 219-245, 2000.
- COLE, L. J.; STOCKAN, J.; HELLIWELL, R. Managing riparian buffer strips to optimize ecosystem services: A review. **Agriculture, ecosystems and environment**, v. 296, p. 106891, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>

- COLLIER, C. A.; DE ALMEIDA NETO, M. S.; DE ALMEIDA, G. M. A.; ROSA FILHO, J. S.; SEVERI, W.; EL-DEIR, A. C. A. Effects of anthropic actions and forest areas on a neotropical aquatic ecosystem. **Science of the Total Environment**, v. 691, p. 367-377, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.122>
- CETESB. **Ficha de informação toxicológica: Alumínio**. 2012. Available in: <https://www.cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wpcontent/uploads/sites/24/2013/11/Alumínio.pdf>. Access: January 2022.
- CONAMA (Brasil). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**: seção 1, Brasília, DF, n. 053, p. 58-63, 18 mar. 2005.
- CORREIA, T. G.; VIEIRA, V. A. R. O.; DE MORAES NARCIZO, A.; ZAMPIERI, R. A.; FLOETER-WINTER, L. M.; MOREIRA, R. G. Endocrine disruption caused by the aquatic exposure to aluminum and manganese in *Astyanax altiparanae* (Teleostei: Characidae) females during the final ovarian maturation. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and pharmacology**, v. 249, p. 109132, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109132>
- COVERT, S. A.; SHODA, M. E.; STACKPOOLE, S. M.; STONE, W. W. Pesticide mixtures show potential toxicity to aquatic life in US streams, water years 2013-2017. **Science of the total environment**, v. 745, p. 141285, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141285>
- DALZUCHIO, T.; RODRIGUES, G. Z. P.; SIMÕES, L. A. R.; DE SOUZA, M. S.; PETRY, I. E.; ANDRIGUETTI, N. B. *et al.* *In situ* monitoring of the Sinos River, southern Brazil: water quality parameters, biomarkers, and metal bioaccumulation in fish. **Environmental science and pollution research**, v. 25, p. 9485-9500, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1244-7>
- DE CASTILHOS GHISI, N.; LARENTIS, C.; DE OLIVEIRA, E. C.; NEVES, M. P.; ZAVASKI, A. G.; DE ALMEIDA ROQUE, A. *et al.* Environmental assessment of Neotropical streams using fish as bioindicators: a multibiomarker and integrated approach. **Hydrobiologia**, p. 1-18, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04460-2>
- DE SOUZA, J. P.; SPOSITO, J. C. V.; CRISPIM, B. A.; DA SILVA, F. G.; DE OLIVEIRA, K. M. P.; KUMMROW, F. *et al.* From collection to discharge: physical, chemical, and biological analyses for fish farm water quality monitoring. **Ecotoxicology**, v. 28, p. 13-25, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10646-018-1991-8>
- DOS REIS OLIVEIRA, P. C.; KRAAK, M. H.; VAN DER GEEST, H. G.; NARANJO, S.; VERDONSCHOT, P. F. Sediment composition mediated land use effects on lowland streams ecosystems. **Science of the total environment**, v. 631, p. 459-468, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.010>
- ESRI. **ArcGIS test GIS for the desktop, versão 10.3**. Redlands, 2015.
- EVANS, R. M.; SCHOLZE, M.; KORTENKAMP, A. Examining the feasibility of mixture risk assessment: A case study using a tiered approach with data of 67 pesticides from the Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (JMPR). **Food and chemical toxicology**, v. 84, p. 260-269, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2015.08.015>

- FIERRO, P.; BERTRÁN, C.; TAPIA, J.; HAUENSTEIN, E.; PEÑA-CORTÉS, F.; VERGARA, C. *et al.* Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. **Science of the total environment**, v. 609, p. 724-734, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- FRANKLIN, P. A. Dissolved oxygen criteria for freshwater fish in New Zealand: a revised approach. **New Zealand journal of marine and freshwater research**, v. 48, p. 112-126, 2014. <https://doi.org/10.1080/00288330.2013.827123>
- GALIC, N.; HAWKINS, T.; FORBES, V. E. Adverse impacts of hypoxia on aquatic invertebrates: A meta-analysis. **Science of the total environment**, v. 652, p. 736-743, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.225>
- GODOY, A. A.; KUMMROW, F.; PAMPLIN, P. A. Z. Ecotoxicological evaluation of propranolol hydrochloride and losartan potassium to *Lemna minor* L. (1753) individually and in binary mixtures. **Ecotoxicology**, v. 24, p. 1112-1123, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1455-3>
- GUSTAVSSON, M.; KREUGER, J.; BUNDSCHUH, M.; BACKHAUS, T. Pesticide mixtures in the Swedish streams: environmental risks, contributions of individual compounds and consequences of single-substance oriented risk mitigation. **Science of the total environment**, v. 598, p. 973-983, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.122>
- HILARY, B.; CHRIS, B.; NORTH, B. E.; ANGELICA MARIA, A. Z.; SANDRA LUCIA, A. Z.; CARLOS ALBERTO, Q. G.; BEATRIZ, L. G.; RACHEL, E.; ANDREW, W. Riparian buffer length is more influential than width on river water quality: A case study in southern Costa Rica. **Journal of environmental management**, v. 286, p. 112132, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112132>
- IÑIGUEZ-ARMIJOS, C.; HAMPEL, H.; BREUER, L. Land-use effects on structural and functional composition of benthic and leaf-associated macroinvertebrates in four Andean streams. **Aquatic ecology**, v. 52, p. 77-92, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10452-017-9646-z>
- IBGE. **Downloads**. 2013. Available in: http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm. Access: December 2021.
- IBGE. **Monitoramento da cobertura e uso da terra do Brasil**. 2020. Available in: https://www.ibge.gov.br/apps/monitoramento_cobertura_uso_terra/v1/. Access: December 2021.
- IMASUL. Gerência de Recursos Hídricos. **Bacia hidrográfica do rio Dourados: relatório de qualidade das águas superficiais – 1999 a 2004**. Campo Grande, 2005.
- ISLAM, A. R. M. T.; ISLAM, H. T.; MIA, M. U.; KHAN, R.; HABIB, M. A.; BODRUDOZA, M.; SIDDIQUE, M. A. B.; CHU, R. Co-distribution, possible origins, status and potential health risk of trace elements in surface water sources from six major river basins, Bangladesh. **Chemosphere**, v. 249, p. 126180, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126180>
- JIJIE, R.; SOLCAN, G.; NICOARA, M.; MICU, D.; STRUNGARU, S. A. Antagonistic effects in zebrafish (*Danio rerio*) behavior and oxidative stress induced by toxic metals and deltamethrin acute exposure. **Science of environmental total**, v. 698, p. 134299, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134299>

- LO, M.; REED, J.; CASTELLO, L.; STEEL, E. A.; FRIMPONG, E. A.; ICKOWITZ, A. The influence of forests on freshwater fish in the tropics: A systematic review. **BioScience**, v. 70, p. 404-414, 2020. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa021>
- LUCENA C. A. S.; SOARES H. G. Review of species of the *Astyanax bimaculatus* “caudal peduncle spot” subgroup sensu Garutti & Langeani (Characiformes, Characidae) from the rio La Plata and rio São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay. **Zootaxa**, v. 4072, p. 101-125, 2016. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4072.1.5>
- MACÊDO, A. K. S.; SANTOS, K. P. E.; BRIGHENTI, L. S.; WINDMOLLER, C. C.; BARBOSA, F. A. R.; RIBEIRO, R. I. M. A. *et al.* Histological and molecular changes in gill and liver of fish (*Astyanax lacustris* Lütken, 1875) exposed to water from the Doce basin after the rupture of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Science of the total environment**, v. 735, p. 139505, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139505>
- MARDAMOOTOO, T.; DU PREEZ, C. C.; BARNARD, J. H. Agricultural Phosphorus Management for Environmental Protection: A Review. **Journal of geoscience and environment protection**, v. 9, p. 48-81, 2021. <https://doi.org/10.4236/gep.2021.98004>
- MARINS, K.; LAZZAROTTO, L. M. V.; BOSCHETTI, G.; BERTONCELLO, K. T.; SACHETT, A.; SCHINDLER, M. S. Z. *et al.* Iron and manganese present in underground water promote biochemical, genotoxic, and behavioral alterations in zebrafish (*Danio rerio*). **Environmental science and pollution research**, v. 26, p. 23555-23570, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05621-0>
- MARTIN, O.; SCHOLZE, M.; ERMLER, S.; MCPHIE, J.; BOPP, S. K.; KIENZLER, A. *et al.* Ten years of research on synergisms and antagonisms in chemical mixtures: A systematic review and quantitative reappraisal of mixture studies. **Environment international**, v. 146, p. 106206, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106206>
- MCCALLUM, E. S.; DU, S. N. N.; VASEGHI-SHANJANI, M.; CHOI, J. A.; WARRINER, T. R.; SULTANA, T. *et al.* *In situ* exposure to wastewater effluent reduces survival but has little effect on the behaviour or physiology of an invasive Great Lakes fish. **Aquatic toxicology**, v. 184, p. 37-48, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.12.017>
- MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Global anthropogenic phosphorus loads to freshwater and associated grey water footprints and water pollution levels: A high-resolution global study. **Water resources research**, v. 54, p. 345-358, 2018. <https://doi.org/10.1002/2017WR020448>
- MERÇON, J.; CABRAL, D. S.; TEIXEIRA, B. C.; PEREIRA, T. M.; BONA, A. M.; ARMINI, C. V. L. *et al.* 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**, v. 89, p. 103777, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2021.103777>
- MERMET, J.; POUSSEL, E. ICP emission spectrometers: 1995 analytical figures of merit. **Applied spectroscopy**, v. 49, p. 12A-18A, 1995. <https://doi.org/10.1366%2F0003702953965588>
- MONACO, A.; GRIMALDI, M. C.; FERRANDINO, I. Aluminum chloride-induced toxicity in zebrafish larvae. **Journal of fish diseases**, v. 40, p. 629-635, 2017. <https://doi.org/10.1111/jfd.12544>

- MUNDIM, D. A.; BONOMO, R.; PIRES, F. R.; SOUZA, J. M. Atributos físico-hídricos e químicos do solo sob aplicação de vinhaça por anos consecutivos. **Energia na agricultura**, v. 33, p. 321-329, 2018. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2018v33n4p321-329>
- NASCIMENTO, H. S.; CRISPIM, B. A.; FRANCISCO, L. F. V.; MEREY, F. M.; VIANA, L. F.; INOUE, L. A. K. A. *et al.* Genotoxicity evaluation of three anesthetics commonly employed in aquaculture using *Oreochromis niloticus* and *Astyanax lacustris*. **Aquaculture reports**, v. 17, p. 100357, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100357>
- PEI, Y.; TONG, Y.; LI, H.; YOU, J. *In-situ* biological effects, bioaccumulation, and multimedia distribution of organic contaminants in a shallow lake. **Journal of hazardous materials**, v. 427, p. 128143, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128143>
- QGIS DEVELOPMENT TEAM. **Website**. 2009. Available in: <https://www.qgis.org/en/site/>. Access: January 2022.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, 2020.
- RACHELS, A. A.; BLADON, K. D.; BYWATER-REYES, S.; HATTEN, J. Quantifying effects of forest harvesting on sources of suspended sediment to an Oregon Coast Range headwater stream. **Forest ecology and management**, v. 466, p. 118123, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118123>
- RAMIÃO, J. P.; CÁSSIO, F.; PASCOAL, C. Riparian land use and stream habitat regulate water quality. **Limnologia**, v. 82, p. 125762, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125762>
- RIVEROS, A. F.; JUT SOLÓRZANO, J. C.; MONACO, I. A.; LIMA CARDOSO, C. A.; SÚAREZ, Y. R.; VIANA, L. F. Toxicogenetic effects on fish species in two subbasins of the upper Paraguay river, Southern Pantanal–Brazil. *Chemosphere*, v. 264, p. 128383, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128383>
- SELWOOD, K. E.; ZIMMER, H. C. Refuges for biodiversity conservation: A review of the evidence. **Biological conservation**, v. 245, p. 108502, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108502>
- SLANINOVA, A.; MACHOVA, J.; SVOBODOVA, Z. Fish kill caused by aluminum and iron contamination in a natural pond used for fish rearing: a case report. **Veterinary medicine**, v. 59, p. 573-581, 2014. <http://dx.doi.org/10.17221/7821-VETMED>
- SOUZA, I. D. C.; MOROZESK, M.; MANSANO, A. S.; MENDES, V. A. S.; AZEVEDO, V. C.; MATSUMOTO, S. T. *et al.* Atmospheric particulate matter from an industrial area as a source of metal nanoparticle contamination in aquatic ecosystems. **Science of the total environment**, v. 753, p. 141976, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141976>
- SPOSITO, J. C. V.; FRANCISCO, L. F. V.; CRISPIM, B. A.; DA SILVA DANTAS, F. G.; DE SOUZA, J. P.; VIANA, L. F. *et al.* Influence of land use and cover on toxicogenetic potential of surface water from Central-West Brazilian rivers. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 76, p. 483-495, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00603-2>

- SRINIVAS, R.; SINGH, A. P.; DHADSE, K.; GARG, C. An evidence based integrated watershed modelling system to assess the impact of nonpoint source pollution in the riverine ecosystem. **Journal of cleaner production**, v. 246, p. 118963, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118963>
- VAN BEUSEKOM, J.; BOT, P.; CARSTENSEN, J.; GRAGE, A.; KOLBE, K.; LENHART, H. J. *et al.* Eutrophication. **Wadden sea quality status report**. Wilhelmshaven, 2017. p. 429-445.
- VIANA, L. F.; CRISPIM, B. A.; BARUFATTI, A.; LIMA-JUNIOR, S. E. Are there differences in the frequency of micronuclei in *Astyanax lacustris* in relation to sex, mass and length? **Research, society and development**, v. 9, p. e181985151, 2020. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i8.5151>
- VIANA, L. F.; SÚAREZ, Y. R.; CARDOSO, C. A. L.; CRISPIM, B. A.; DE CARVALHO CAVALCANTE, D. N.; GRISOLIA, A. B. *et al.* The response of neotropical fish species (Brazil) on the water pollution: metal bioaccumulation and genotoxicity. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 75, p. 476-485, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0551-9>
- WALLER, D. M.; MEYER, A. G.; RAFF, Z.; APFELBAUM, S. I. Shifts in precipitation and agricultural intensity increase phosphorus concentrations and loads in an agricultural watershed. **Journal of environmental management**, v. 284, p. 112019, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112019>
- WANG, R.; YUAN, Y.; YEN, H.; GRIENEISEN, M.; ARNOLD, J.; WANG, D. *et al.* A review of pesticide fate and transport simulation at watershed level using SWAT: Current status and research concerns. **Science of the total environment**, v. 669, p. 512-526, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.141>
- XUE, L.; HOU, P.; ZHANG, Z.; SHEN, M.; LIU, F.; YANG, L. Application of systematic strategy for agricultural non-point source pollution control in Yangtze River basin, China. **Agriculture, ecosystems and environment**, v. 304, p. 107148, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107148>
- YARRA, T.; RAMESH, K.; BLAXTER, M.; HÜNING, A.; MELZNER, F.; CLARK, M. S. Transcriptomic analysis of shell repair and biomineralization in the blue mussel, *Mytilus edulis*. **BMC genomics**, v. 22, p. 1-14, 2021. <https://doi.org/10.1186/s12864-021-07751-7>