

**UNIVERSIDADE REGIONAL INTEGRADA DO ALTO URUGUAI
E DAS MISSÕES
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, EXTENSÃO E PÓS-GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

MONIK COMPAGNONI MARTINS

**RELAÇÃO ENTRE A PAISAGEM DE ÁREAS DE
DRENAGEM E A GERAÇÃO DE ESTRESSE OXIDATIVO EM
Aegla spp (CRUSTACEA, ANOMURA)**

ERECHIM, MAIO DE 2020.

MONIK COMPAGNONI MARTINS

RELAÇÃO ENTRE A PAISAGEM DE ÁREAS DE DRENAGEM E
A GERAÇÃO DE ESTRESSE OXIDATIVO EM *Aegla* spp
(CRUSTACEA, ANOMURA)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia (Área de Concentração: Gestão e Conservação Ambiental).

Orientadores:

Prof. Dra. Albanin Aparecida Mielniczki
Pereira

Prof. Dr. Vanderlei Secretti Decian

ERECHIM, MAIO DE 2020.

M386r Martins, Monik Compagnoni

Relação entre a paisagem de áreas de drenagem e a geração de estresse oxidativo em *Aegla* spp (Crustacea, Anomura) / Monik Compagnoni Martins. – 2020.
52 f.

Dissertação (mestrado) – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, 2020.

“Orientação: Profª Dra. Albanin, Prof Dr. Vanderlei Secretti Decian”

1. Biomarcadores 2. Agricultura 3. Parâmetros morfométricos 4. Ambientes aquáticos I. Título

C.D.U.: 504.06

Catálogo na fonte: bibliotecária Sandra Milbrath CRB 10/1278

MONIK COMPAGNONI MARTINS

**RELAÇÃO ENTRE A PAISAGEM DE ÁREAS DE
DRENAGEM E A GERAÇÃO DE ESTRESSE OXIDATIVO EM
Aegla spp (CRUSTACEA, ANOMURA)**

BANCA EXAMINADORA

ALBANIN APARECIDA MIELNICZKI PEREIRA (Orientadora)

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim

VANDERLEI SECRETTI DECIAN (Orientador)

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim

ANDRÉ TREVISAN

Universidade Alto Vale do Rio do Peixe, Campus de Caçador

FELIPE DOS SANTOS MOYSÉS

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim

ROZANE MARIA RESTELLO

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim

Erechim, maio de 2020.

AGRADECIMENTOS

A concretização deste trabalho ocorreu, principalmente, pelo auxílio, compreensão e dedicação de várias pessoas. Agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a conclusão deste estudo e, de uma maneira especial, agradeço:

- Aos meus pais, Jurema e Moisés, pelo amor incondicional, pela confiança e pelo apoio de sempre. Por serem as pessoas que mais acreditam em mim, dedicando a vida para que eu alcance os meus objetivos que, no final das contas, são nossos.
- A minha orientadora, prof Albanin, por andar ao meu lado nessa caminhada. Por ter confiado em mim e, ao mesmo tempo, ter estado presente para me apontar os caminhos quando me encontrei perdida. Por me cobrar, quando necessário, e me dar forças após a chegada do cansaço. E, claro, agradeço também por ter aguentado minhas incansáveis conversas no laboratório.
- Ao meu orientador, prof Vanderlei, por todos os ensinamentos acerca da paisagem e pela disposição em responder às minhas perguntas.
- Aos meus colegas do Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular (e adjacentes) pelo suporte e auxílio. A Bianca, por ter sido meu braço direito, desde a etapa das coletas até as análises bioquímicas. A Bruna e a Julia, pelo auxílio no laboratório e por toparem se aventurar em algumas coletas. A Mônica, pela dedicação investida na análise de metais no sedimento.
- A Marciana, minha dupla das disciplinas, por toda a ajuda referente aos dados da paisagem.
- A Emanuele e a Thuany, por terem auxiliado nas coletas e tornado as saídas a campo mais fáceis e divertidas.

*De todas as maneiras de investigar o mundo, eu
prefiro todas.*

(Raul Seixas)

Relação entre a paisagem de áreas de drenagem e a geração de estresse oxidativo em *Aegla* spp (Crustacea, Anomura)

Discente: Monik Compagnoni Martins

Orientadores: Albanin Aparecida Mielniczki Pereira e Vanderlei Secretti Decian

Data de defesa: 29/05/2020

RESUMO

Buscando desenvolvimento econômico e social, o sistema produtivo aliado às demais atividades antrópicas, gera degradação ambiental devido à pressão exercida sobre os recursos naturais. Os impactos destas atividades refletem na qualidade das águas superficiais. É possível mensurar tais alterações, considerando uma área de drenagem (AD), por meio da avaliação da paisagem utilizando medidas de uso e cobertura da terra e de parâmetros morfométricos. Além disso, o impacto direto aos organismos dos ambientes aquáticos pode ser avaliado por meio de biomarcadores de estresse oxidativo e integrado aos fatores de paisagem através da análise de metais no sedimento. Diante disso, o objetivo desse trabalho foi avaliar se o nível de biomarcadores de estresse oxidativo em *Aegla* spp apresenta correlação com o percentual de vegetação arbórea nativa das AD, e com os demais usos da terra e parâmetros morfométricos da AD. Para tanto, foram avaliadas 6 AD com diferentes percentuais de vegetação arbórea nativa. Os usos das AD foram quantificados, sendo eles: agricultura, pastagem, silvicultura, solo exposto, lâmina d'água, área úmida e rede viária. Os parâmetros morfométricos medidos foram área e perímetro da AD, densidade de drenagem, índice de circularidade, declividade média, coeficiente de rugosidade e gradiente do rio principal. Além de definir as características supracitadas da paisagem, foram realizadas coletas de exemplares de *Aegla* spp em cada AD, bem como do sedimento. Os níveis de estresse oxidativo foram avaliados nos organismos coletados por meio dos biomarcadores denominados substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS), catalase (CAT) e glutathione redutase (GR). Os resultados desse estudo apontam que as características da paisagem de uma AD podem influenciar na resposta fisiológica do organismo, nesse caso avaliada por meio de biomarcadores de estresse oxidativo. A CAT apresentou redução em sua atividade nas AD com menor percentual de vegetação, enquanto que, nessas mesmas áreas, os níveis de TBARS apresentaram-se elevados. Além disso, a agricultura (uso predominante na maioria das AD), associada aos parâmetros morfométricos intrinsecamente ligados aos processos erosivos e assoreamento dos rios, pode ter contribuído para a chegada de metais capazes de provocar estresse oxidativo nos organismos avaliados.

Palavras-chave: biomarcadores, CAT, TBARS, parâmetros morfométricos, agricultura.

Relationship between the landscape of drainage areas and the generation of oxidative stress in

Aegla spp (Crustacea, Anomura)

Student: Monik Compagnoni Martins

Advisors: Albanin Aparecida Mielniczki Pereira e Vanderlei Secretti Decian

Presentation date: 05/29/2020

ABSTRACT

Searching economic and social development, the productive system combined with other human activities, generates environmental degradation due to the pressure exerted on natural resources. The impacts of these activities are reflected in the quality of surface water. It is possible to measure such changes, considering a drainage area (AD), by assessing the landscape using measures of land use and coverage and morphometric parameters. In addition, the direct impact on organisms in aquatic environments can be assessed using oxidative stress biomarkers and integrated with landscape factors through the analysis of metals in the sediment. Therefore, the objective of this work was to evaluate if the level of oxidative stress biomarkers in *Aegla* spp correlates with the percentage of native tree vegetation in AD, and with the other land uses and morphometric parameters of the AD. For that, 6 AD were evaluated with different percentages of native tree vegetation. The uses of AD were quantified, being them: agriculture, pasture, forestry, exposed soil, water depth, wet area and road network. The morphometric parameters measured were AD area and perimeter, drainage density, circularity index, average slope, roughness coefficient and gradient of the main river. In addition to defining the above-mentioned landscape characteristics, samples of *Aegla* sp were collected in each AD, as well as sediment. Oxidative stress levels were assessed in organisms collected using biomarkers called substances reactive with thiobarbituric acid (TBARS), catalase (CAT) and glutathione reductase (GR). The results of this study indicate that the characteristics of the landscape of an AD can influence the physiological response of the organism, in this case assessed by means of oxidative stress biomarkers. CAT showed a reduction in your activity in AD with lower vegetation percentage, while in these same areas, TBARS levels were high. In addition, agriculture (predominant use in most AD), associated with morphometric parameters intrinsically linked to erosive processes and river silting, may have contributed to the arrival of metals capable of causing oxidative stress in the evaluated organisms.

Keywords: biomarkers, CAT, TBARS, morphometric parameters, agriculture.

LISTA DE TABELAS

Quadro 1. Parâmetros morfométricos avaliados e suas respectivas definições.....	5
Quadro 2. Classes para análise de uso e cobertura da terra.....	6
Tabela 1. Pontos selecionados para coleta de <i>Aegla</i>	12
Tabela 2. Percentual dos usos da terra para cada AD.....	17
Tabela 3. Parâmetros morfométricos para cada AD.....	18
Tabela 4. Concentração de metais para cada AD.....	19
Tabela 5. Correlação entre os parâmetros morfométricos das AD e os biomarcadores de estresse oxidativo (TBARS, CAT e GR).....	21
Tabela 6. Correlação entre a concentração de metais no sedimento e biomarcadores de estresse oxidativo (TBARS, CAT e GR).....	22
Tabela 7. Correlação entre os parâmetros morfométricos da AD com o percentual de agricultura.....	23

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização da área de estudo, compreendendo 9 AD da região Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. As letras representam as classes de percentual de vegetação arbórea nativa: A 0-20%, B 21-40% e C > 41%.....12
- Figura 2.** Biplot da PCA dos parâmetros morfométricos (gradiente do rio principal – GD; coeficiente de rugosidade – CR; declividade média – DM) das AD. As classes de vegetação estão representadas por A (0-20%), B (21-40%) e C (> 41%).....18
- Figura 3.** Biplot da PCA para concentração de metais no sedimento das AD. As classes de vegetação estão representadas por A (0-20%), B (21-40%) e C (> 41%).....19
- Figura 4.** Níveis dos biomarcadores de estresse oxidativo em *Aegla* coletadas ao longo de um gradiente de vegetação arbórea nativa na AD separado em três (A) ou duas faixas percentuais de vegetação (B). Os dados são apresentados como média \pm desvio padrão; valores de GR foram convertidos em log. Em (A) os dados foram comparados por ANOVA de uma via seguida de teste de Tukey. Em (B) os dados foram comparados por teste t não pareado. As letras indicam comparação das faixas de percentual de vegetação em relação ao mesmo biomarcador, valores de $p < 0,05$ foram considerados estatisticamente significativos.....20
- Figura 5.** Correlação de Na depositado no sedimento das AD com o índice de circularidade ($p = 0,007$, $r = 0,81$).....22

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 Avaliação de AD no monitoramento de ambientes aquáticos.....	4
2.2 Metais como contaminantes de ambientes aquáticos	6
2.3 Biomarcadores de estresse oxidativo.....	7
2.4 O gênero <i>Aegla</i> como modelo para estudos de biomonitoramento e estresse oxidativo	9
3. METODOLOGIA	11
3.1 Área de estudo e análise de usos e cobertura da terra	11
3.2 Morfometria e uso e cobertura da terra nas AD.....	12
3.3 Coleta dos organismos e obtenção dos extratos biológicos	14
3.4 Análise de biomarcadores de estresse oxidativo	14
3.5 Análise de metais no sedimento	15
3.6 Análise dos dados	15
4. RESULTADOS.....	17
4.1 Caracterização das AD	17
4.2 Biomarcadores de estresse oxidativo em função das AD	19
4.3 Correlação entre biomarcadores, morfometria da AD e metais no sedimento	21
4.5 Correlação entre percentual de agricultura na AD e parâmetros morfométricos	22
5. DISCUSSÃO.....	24
5.1 Os biomarcadores de estresse oxidativo em <i>Aegla</i> são afetados por diferenças acentuadas no percentual de vegetação arbórea das AD	24
5.2 Os biomarcadores de estresse oxidativo em <i>Aegla</i> se correlacionam com parâmetros morfométricos relacionados à escoamento, inundação e processos erosivos	25
5.3 A distribuição das AD e os parâmetros de estresse oxidativo em <i>Aegla</i> apresentam relação com os metais presentes no sedimento dos rios	27
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	30
7. PERSPECTIVAS	31
REFERÊNCIAS	32

1. INTRODUÇÃO

A forma como o homem se espacializa influencia diretamente no funcionamento do meio, devido às modificações realizadas para a implantação de suas atividades (CAMPOS, 2008). A forte pressão do sistema produtivo sobre os recursos naturais, visando desenvolvimento econômico e social, gera degradação ambiental muitas vezes irreversível (GOULART e CALLISTO, 2003).

Uma das atividades antrópicas que contribui para a poluição das águas superficiais é a agricultura. A atividade agrícola necessita de grandes alterações do ambiente para o seu desenvolvimento, dentre elas a retirada da vegetação ripária, promovendo desmatamento; o uso de agroquímicos, que são tóxicos para organismos aquáticos (NÚÑEZ et al., 1999; CALLISTO; GONÇALVES; MORENO, 2004; CAMPOS, 2008); e o uso de fertilizantes, cujos componentes possuem propriedades de bioacumulação no meio ambiente e nos tecidos dos seres vivos (PAULO e SERRA, 2015).

Entre os compostos tóxicos que são depositados nas águas, encontram-se os metais, que não são degradáveis. A agricultura introduz cargas difusas de metais nos recursos hídricos por meio da utilização de agroquímicos e fertilizantes, que são fontes antrópicas destes elementos (UECHI, GABAS e LASTORIA, 2016). Os metais podem acumular-se nos componentes do ambiente onde manifestam sua toxicidade; assim, sedimentos contaminados podem causar impactos negativos à qualidade da água mesmo que não haja mais descarga de efluentes (OLIVEIRA e HORN, 2006). Além disso, os metais pesados apresentam alto índice de toxicidade aos organismos, pois permanecem nas cadeias tróficas por muito tempo (ROCHA e AZEVEDO, 2015).

As ações antrópicas que impactam ambientes aquáticos não ocorrem de forma isolada, pois uma ação é capaz de potencializar a outra. Por exemplo, a chegada de elementos químicos em sistemas aquáticos é facilitada pela ausência de vegetação ripária e conseqüente alteração no solo. A retirada da vegetação ripária de rios elimina as barreiras naturais que impedem o carreamento de poluentes e sedimentos, contribuindo para o aumento de processos erosivos, assoreamento e diminuição da fertilidade dos solos (CALLISTO, GONÇALVES e MORENO, 2004; MONTEBELO et al., 2005; CAMPOS, 2008). Assim, a vegetação ripária preservada ao longo das margens dos rios é de extrema importância, pois proporciona o recobrimento da superfície do solo, reduzindo a velocidade do escoamento superficial (PINTO et al., 2005) e aumentando a capacidade de infiltração da água no solo, de modo a evitar problemas como erosão e deslizamentos de encostas (MESQUITA, ASSIS e SOUZA, 2010).

Dentro deste contexto, as áreas de drenagem (AD) são importantes unidades de análise das alterações e desequilíbrios socioambientais gerados pelas atividades humanas, uma vez que representam um sistema natural onde qualquer alteração antrópica é facilmente observável (CAMPOS, 2008). Para caracterizar o ambiente de uma AD, têm se usado a análise morfométrica. Levantar os parâmetros morfométricos permite identificar a vulnerabilidade ambiental, ou seja, se a AD está susceptível de sofrer processos relacionados à erosão do solo e à inundação (MACHADO et al., 2009) que, por sua vez, facilitam o escoamento de poluentes que passam a incorporar as águas.

Além disso, os rios são coletores naturais das paisagens, refletindo o uso e ocupação do solo de sua respectiva AD (GOULART e CALLISTO, 2003). Sendo assim, o estudo da paisagem é importante para levantar e organizar informações capazes de demonstrar limites e aptidões do ambiente (ESTÊVEZ et al., 2011). Dentro desse estudo, se encaixa a análise do uso do solo – termo que se refere ao modo como a terra é usada pelos seres humanos, e cobertura da terra, que está relacionada à distribuição dos elementos biofísicos no espaço geográfico (SEABRA et al., 2014). A análise do uso e cobertura da terra é fundamental para estudos ambientais, uma vez que representa as pressões e impactos sobre os elementos naturais presentes na paisagem (SEABRA et al., 2014). Segundo Pinto et al. (2005), usos incorretos da terra refletem diretamente na quantidade e qualidade da água de uma AD.

O monitoramento ambiental é uma importante ferramenta para avaliar essas alterações não somente na paisagem, mas em todos os aspectos que envolvem uma AD. De acordo com Goulart e Callisto (2003), o monitoramento ambiental permite avaliar o estado de preservação e/ou grau de degradação dos ecossistemas, o que fornece subsídios para o desenvolvimento de estratégias de conservação de áreas naturais e planos de recuperação dos ecossistemas degradados.

No entanto, por mais de um século, a gestão dos recursos hídricos brasileiros foi baseada em normas estrangeiras, além de um foco restrito nas características químicas das águas como instrumento do monitoramento (MORENO e CALLISTO, 2004). Segundo Remor et al. (2013), as análises físico-químicas registram a qualidade da água de forma pontual e isolada, o que requer um esforço contínuo e periódico de amostragem para um monitoramento temporal eficiente. Além disso, tal monitoramento é insuficiente para determinar as consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas (CALLISTO, GONÇALVES e MORENO, 2004; GOULART e CALLISTO, 2003).

Para preencher as lacunas encontradas no monitoramento físico-químico, existe o monitoramento biológico, realizado principalmente por meio da aplicação de diferentes

protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat (GOULART e CALLISTO, 2003). A utilização desses bioindicadores tem se revelado uma importante ferramenta na organização e mapeamento de áreas ou ambientes impactados, pois são organismos ou comunidades que respondem à poluição ambiental, alterando suas funções vitais ou acumulando toxinas (FRANCO et al., 2009).

Para estudos de biomonitoramento, usualmente utiliza-se uma abordagem de comunidade, relatando riqueza e abundância de algumas espécies capazes de expressar as condições de impacto através de sua presença/ausência. No entanto, o efeito de contaminantes antropogênicos em organismos presentes em habitats críticos pode ser avaliado por meio de indicadores bioquímicos sensíveis (VENTURA et al., 2002), como o estresse oxidativo.

O estresse oxidativo consiste no desequilíbrio entre a produção de radicais livres e a capacidade de defesa do sistema antioxidante (HALLIWELL e GUTTERIDGE, 2015). Alguns compostos químicos, como os metais pesados, são capazes de perturbar a integridade dos mecanismos fisiológicos e bioquímicos dos organismos (ATLI e CANLI, 2007), estando relacionados com a indução de estresse oxidativo. Essa condição pode ser medida por biomarcadores como substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS), catalase (CAT) e glutathione redutase (GR).

Os biomarcadores têm sido utilizados como ferramenta, aliados a outros fatores ambientais, na avaliação da qualidade da água (DAMÁSIO et al., 2008). Além disso, marcadores bioquímicos são utilizados para análise de efeitos ecotoxicológicos de determinadas substâncias em organismos aquáticos (FARIA et al., 2010; FARIA et al., 2014; MESQUITA et al., 2015, RODRIGUES et al., 2015).

Regoli, Nigro e Orlando (1998) e Cogo et al. (2009) defendem a aplicação de biomarcadores como ferramentas de monitoramento, tendo em vista que esse tipo de análise permite avaliar de forma precoce o impacto de perturbações antrópicas em organismos individuais. Respostas celulares e bioquímicas ao estresse ambiental podem ser detectadas antes que uma toxicidade mais integrada se torne aparente na fisiologia de todo o organismo (REGOLI, NIGRO e ORLANDO, 1998). Assim, o método pode ser utilizado para nortear ações preventivas contra impactos ambientais (COGO et al., 2009).

Diante do exposto, o objetivo do trabalho foi avaliar se o nível de biomarcadores de estresse oxidativo em *Aegla* spp apresenta correlação com o gradiente de paisagem das AD (avaliado pelo percentual de vegetação arbórea nativa na AD), bem como os usos da terra e parâmetros morfométricos dos rios, os quais podem afetar a entrada e deposição de metais no sedimento.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Avaliação de AD no monitoramento de ambientes aquáticos

Os ecossistemas aquáticos têm sido alterados significativamente em decorrência da intervenção humana (BORTOLUZZI et al., 2007), o que torna a AD um importante parâmetro para avaliação dos impactos ambientais. Por definição, as AD compreendem as localidades da superfície terrestre que drenam água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, num determinado ponto de um canal fluvial (NETTO, 1995). Sendo assim, o estudo de uma AD inclui características físicas, de uso e ocupação do solo e, ainda, características socioeconômicas (MACHADO et al., 2009).

AD com predominância de terras agrícolas ou urbanizadas exportam taxas mais altas de nutrientes para os rios do que as AD não perturbadas (SILVINO e BARBOSA, 2015). Além da fitofisionomia das áreas que margeiam os cursos d'água, é importante levar em consideração o uso do solo na parte superior do relevo, uma vez que quanto maior for a quantidade de sedimentos gerados, pior será a eficácia da vegetação ripária na apreensão desses sedimentos (FERRAZ, 2001).

O desmatamento no entorno dos rios, mesmo que preserve minimamente uma faixa de vegetação ripária, altera de forma significativa a estrutura física do solo, expondo-o a crescentes lixiviamentos e insolação, e facilitando processos erosivos (RICKLEFS, 2012). Os rios representam um sumidouro natural para poluentes derivados de insumos na AD ou de precipitação atmosférica (BARKA et al., 2019). Ou seja, verificar somente a zona ripária pode não ser o suficiente para evitar impactos nos ecossistemas aquáticos quando a AD consiste em uma matriz predominantemente agrícola ou com quaisquer usos que recobrem totalmente o solo.

Os aspectos físicos das AD, como topografia e geomorfologia, podem contribuir na avaliação dos impactos causados nos rios. Esses dados são obtidos por meio da morfometria, que consiste na medição e análise matemática da configuração da superfície da terra, assim como da forma e dimensão de seus acidentes geográficos (BISWAS, BAJUMDAR e BANERJEE, 2014). Para tanto, são utilizados parâmetros morfométricos que, por sua vez, influenciam na dinâmica do rio e seus componentes, como velocidade de correnteza, fluxo de água, gradiente do canal, permanência e tipo de substrato de fundo, entre outros (Quadro 1).

Quadro 1. Parâmetros morfométricos avaliados e suas respectivas definições.

Parâmetros	Definição
Área de Drenagem	Toda a área drenada pelo conjunto do sistema fluvial, projetada em plano horizontal (CHRISTOFOLETTI, 1980).
Perímetro da Área de Drenagem	Corresponde ao comprimento dos limites estabelecidos pelos divisores de água (MACHADO et al., 2009).
Densidade de Drenagem	Correlaciona o comprimento total dos canais de escoamento com a área da bacia hidrográfica (CHRISTOFOLETTI, 1980).
Índice de Circularidade	Relação existente entre a área da bacia hidrográfica e a área do círculo de mesmo perímetro (MACHADO et al., 2009).
Declividade Média	Representa a inclinação do terreno e está relacionada ao potencial erosivo da AD (CHRISTOFOLETTI, 2007).
Coefficiente de Rugosidade	Combina as qualidades de declividade e comprimento das vertentes com a densidade de drenagem; importante parâmetro para analisar susceptibilidade do solo (CHRISTOFOLETTI, 1980).
Gradiente do Rio Principal	Relaciona a declividade do rio ou canal com a extensão do respectivo trecho (CHRISTOFOLETTI, 2007).

Os usos e a cobertura da terra referem-se à maneira como a terra é utilizada e à distribuição dos elementos biofísicos no espaço geográfico (SEABRA et al., 2014). O estudo de usos e cobertura da terra é essencial para o entendimento da dinâmica ambiental e para a compreensão das possíveis implicações decorrentes de mudanças causadas pela ação antrópica (CONGALTON e GREEN, 2012).

Entre as classes de usos e cobertura, destacam-se no caso das AD a vegetação arbórea nativa, agricultura, pastagem, silvicultura, solo exposto, lâmina d'água, área úmida e rede viária. Essas classes são definidas e caracterizadas pelo Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013) e Monitoramento da Cobertura e Uso da Terra do Brasil (IBGE, 2017) (Quadro 2).

Os parâmetros morfométricos e o uso e cobertura da terra estão relacionados entre si. Por um lado, a geomorfologia atua em conjunto com fatores como solos, vegetação e geologia (SILVA e ZAIDAN, 2004). Por outro, os usos da terra são condicionados às características do terreno, principalmente a declividade. Marchesan et al. (2016) discutem, por exemplo, sobre os empecilhos de desenvolver atividades produtivas em áreas com grandes declives, uma vez que há dificuldades no acesso a esses locais.

A análise morfométrica é essencial para o entendimento básico acerca da dinâmica da AD (KUMAR et al., 2015), pois as características geomorfológicas governam todo o fluxo superficial da água (CURY et al., 2019). Enquanto isso, os levantamentos de uso e cobertura da terra fornecem subsídios para análises e avaliações dos impactos ambientais provenientes das alterações provocadas na paisagem, sobretudo as transformações relacionadas à urbanização e desenvolvimento rural (IBGE, 2013). Assim, parâmetros morfométricos

combinados ao uso e cobertura da terra permitem avaliar vulnerabilidades na AD que podem facilitar, por exemplo, a chegada de contaminantes e sedimento aos cursos d'água.

Quadro 2. Classes para análise de uso e cobertura da terra mapeadas nas AD do estudo.

Classes de uso e cobertura	Definição
Vegetação arbórea nativa	Formações florestais com porte superior a 5m, incluindo as fitofisionomias da Floresta Densa, da Floresta Aberta, da Floresta Estacional, da Floresta Ombrófila Mista e das áreas de mangues.
Agricultura	Cultura temporária, isto é, cultivo de plantas de curta ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a produção deixam o terreno disponível para novo plantio.
Pastagem	É a área destinada ao pastoreio do gado, formada mediante plantio de forragens perenes ou aproveitamento e melhoria de pastagens naturais.
Silvicultura	Atividade ligada a ações de composição, trato e cultivo de povoamentos florestais, assegurando proteção, estruturação e conservação da floresta como fornecedora de matéria-prima para a indústria madeireira, de papel e celulose ou para o consumo familiar.
Solo exposto	Área descoberta, que pode estar sendo preparada para o cultivo agrícola ou, ainda, o local pode estar sem cobertura devido a colheita da cultura anteriormente introduzida.
Lâmina d'água	Corpos d'água continentais naturais e artificiais, tais como rios, canais, lagos e lagoas de água doce, represas, açudes.
Área úmida	Caracterizada por vegetação natural herbácea (cobertura de 10% ou mais), permanentemente ou periodicamente inundada por água doce ou salobra (estuários, pântanos, etc). Inclui os terrenos de charcos, pântanos, campos úmidos.
Rede viária	Caracterizada por uso urbano, estão incluídas nessa categoria as metrópoles, cidades, vilas, áreas de rodovias, serviços e transportes, redes de energia, etc.

Fonte: IBGE (2013), IBGE (2017).

2.2 Metais como contaminantes de ambientes aquáticos

Os ambientes aquáticos representam o destino final de uma variedade de contaminantes antropogênicos (PALA, 2019). Dentre esses contaminantes, destacam-se os metais que, uma vez liberados para os rios, podem ficar dissolvidos na forma de íons ou se estabelecer no sedimento dos cursos d'água (PIASSÃO et al., 2019).

Os metais são classificados em essenciais e não essenciais. Os metais essenciais são aqueles que possuem função biológica conhecida e podem suprir algumas necessidades essenciais dos organismos, como o cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn), magnésio (Mg) e manganês (Mn) (TÜRKMEN e CIMINLI, 2007; SAIDELLES et al., 2010). Os metais não essenciais compreendem aqueles que não possuem funções biológicas conhecidas, como cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) (SARWAR et al., 2017).

Uma das mais importantes fontes difusas de poluição por metais em corpos d'água é a agricultura (MAGALHÃES et al., 2016). Os agroquímicos e fertilizantes, utilizados no cultivo agrícola, possuem metais em sua composição. Embora essas substâncias sejam utilizadas

apenas nas culturas, sua permanência nas superfícies do solo favorecem a captação pelos deflúvios, sendo os corpos d'água o destino final por escoamento superficial ou subsuperficial (RIGHETTO, GOMES e FREITAS, 2017). Os efeitos da agricultura na contaminação das águas podem ser potencializados quando, na AD, existir baixa cobertura de vegetação nativa. Segundo Vanzela, Hernandez e Franco (2010), essas características contribuem para o carreamento de grande quantidade de solo, matéria orgânica e insumos agrícolas para os rios, causando aumento significativo de concentração de sólidos e nutrientes nos ambientes aquáticos.

Quando lançados nos rios, os metais podem se ligar ao material particulado em suspensão ou ser absorvido pelos organismos (TOMITA e BEYRUTH, 2002). Mesmo que os metais permaneçam depositados nos sedimentos fluviais, ficam biodisponíveis para a fauna aquática, podendo gerar graves desequilíbrios ecológicos, dependendo do grau de contaminação e do tempo de exposição (CAMPOS et al., 2015; ARIAS et al., 2007).

Além da bioacumulação no tecido dos seres vivos (PAULO e SERRA, 2015), um dos principais mecanismos associado à toxicidade dos metais é a geração de estresse oxidativo (PIASSÃO et al., 2019). Esse efeito pode se dar diretamente por indução de reações que potencializam a geração de espécies reativas de oxigênio (EROs) ou indiretamente, através da inibição de enzimas ou outras proteínas relacionadas com os processos de defesa antioxidante (HONG et al., 2018; PALA, 2019). No primeiro caso, a ação ocorre por metais como Fe, Cu e Cr, por exemplo, que participam de reações de óxido-redução dentro dos organismos vivos. Já no segundo, a inativação de enzimas e/ou proteínas, em geral, é resultado da ação de metais que não tem atividade redox, tais como Pb, Cd, Hg (BIASUS et al., 2015; RIKANS e YAMANO, 2000; SAMIR e AREF, 2011).

2.3 Biomarcadores de estresse oxidativo

Os efeitos de contaminantes ambientais em níveis inferiores de organização biológica, como o nível bioquímico/fisiológico, ocorrem mais rapidamente do que em comunidades e ecossistemas, além de demonstrarem maior especificidade de respostas (BAPTISTA, BUSS e EGLES, 2003). Sendo assim, a avaliação de biomarcadores bioquímicos permite identificar impactos sofridos pelos indivíduos antes que estes afetem uma população e, posteriormente, comunidades e ecossistemas.

Os biomarcadores podem ser definidos como diferentes alterações (biológicas, fisiológicas, metabólicas) que um determinado organismo ou população pode sofrer em

resposta ao estresse ambiental (RECARREN-VILLALÓN, RONDA e ARIAS, 2019). Alguns poluentes presentes nas águas e no sedimento, por exemplo, podem causar diversas modificações em diferentes níveis biológicos (celular, tecidual e sistêmico) (CASTRO et al., 2019). Tais modificações definem os biomarcadores.

Dalzochio et al. (2016) levantaram o número de publicações referentes ao uso de biomarcadores para avaliação de organismos bioindicadores em corpos hídricos brasileiros, entre os anos de 2000 e 2015. Até 2005, menos de 5 trabalhos foram publicados por ano e, entre 2008 e 2015, de 6 a 11 artigos foram publicados, mostrando que a publicação científica no campo da ecotoxicologia aquática tem se mantido estável e sem tendência de aumento no país (DALZOCHIO et al., 2016). Este resultado aponta para a importância da inclusão da análise de biomarcadores em estudos de monitoramento dos rios realizados no país.

Dentre os vários grupos de biomarcadores disponíveis para avaliação ecotoxicológica, os biomarcadores de estresse oxidativo são importantes indicadores do efeito de xenobióticos sobre os organismos vivos, sendo amplamente utilizados para o monitoramento da qualidade ambiental rigorosa (PIKULA et al., 2019), sobretudo em relação a poluição por metais (GAVRIC et al., 2019). De forma simples, pode-se dizer que os biomarcadores de estresse oxidativo detectam aumento excessivo na produção de EROs e/ou redução significativa na capacidade dos organismos de se proteger dos efeitos negativos destas moléculas.

Radicais livres e EROs são constantemente gerados como consequência do metabolismo celular (HALLIWELL e GUTTERIDGE, 2015; HONG et al., 2018). Em condições normais, o excesso dessas moléculas é neutralizado por um sistema rigoroso de defesa antioxidante (PIKULA et al., 2019). No entanto, pode ocorrer o desequilíbrio entre a produção de radicais livres e EROs e a capacidade de defesa antioxidante, resultando em estresse oxidativo (HALLIWELL e GUTTERIDGE, 2015).

As EROs produzidas durante o estresse oxidativo levam a danos como inativação enzimática, peroxidação lipídica e quebra das fitas de DNA (BARKA et al., 2019; ABDEL-HALIM et al., 2019). As disfunções celulares causadas pela produção excessiva de EROs podem gerar desregulação do metabolismo energético, alterações no ciclo celular, indução de mutações genéticas ou ainda prejudicar mecanismos de transporte celular (BARBOZA et al., 2017). De maneira geral, o estresse oxidativo induz a oxidação de biomoléculas com consequente perda de suas funções biológicas e/ou equilíbrio homeostático, cuja manifestação é o potencial dano oxidativo nas células e tecidos (MORAIS et al., 2016).

Dentre os biomarcadores incluídos na avaliação de estresse oxidativo, estão TBARS (substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico), CAT (enzima Catalase) e GR (enzima Glutathione

Redutase). As EROs são altamente reativas e provocam danos em lipídios, sendo essa reação particular denominada peroxidação lipídica (TSIKAS, 2017). Entre os produtos dessa reação, encontra-se o malondialdeído (MDA) (GHANI et al., 2017), que pode ser quantificado pelo método de TBARS. Sendo assim, níveis altos de MDA indicam a peroxidação lipídica decorrente do estresse oxidativo (BRAHMA e GUPTA, 2019; PALA, 2019).

A CAT e a GR fazem parte da defesa antioxidante enzimática (HALLIWELL e GUTTERIDGE, 2015) e ambas estão relacionadas com a conversão de EROs a produtos inofensivos (NELSON e COX, 2014). A CAT atua diretamente na degradação do H_2O_2 em H_2O e O_2 (NELSON e COX, 2014; HONG et al., 2018). Aumento na atividade da CAT sugere que os organismos estão sofrendo estresse oxidativo, visto que essa resposta indica a tentativa de reduzir os níveis de H_2O_2 (BERTRAND et al., 2018).

A GR, por sua vez, não atua diretamente na eliminação de EROs, mas faz parte do sistema de defesa antioxidante atuando na regeneração de GSH (Glutationa Reduzida). A GSH atua como antioxidante de baixo peso molecular podendo inativar diretamente alguns indutores de estresse oxidativo, como por exemplo, íons de Cd (MIELNICZKI-PEREIRA et al., 2008). Além disso, a GSH também participa de reações de eliminação de H_2O_2 e de peróxidos orgânicos (lipídicos), catalisada pela Glutationa Peroxidase (GPx). Sendo assim, a GR é fundamental para a regeneração e manutenção dos níveis de GSH, a qual atua diretamente na proteção às células por dano oxidativo.

A utilização de biomarcadores moleculares e bioquímicos, como ativação de sistemas antioxidantes, contribui na determinação do nível de dano oxidativo ao organismo em resposta à exposição aos xenobióticos (PIKULA et al., 2019). Embora não sejam conhecidos os níveis nos quais diferentes fatores ambientais podem afetar as enzimas antioxidantes, é importante verificar os efeitos interativos de parâmetros químicos e físicos em biomarcadores de estresse oxidativo para lidar com desafios ambientais (VRANKOVIC et al., 2018).

2.4 O gênero *Aegla* como modelo para estudos de biomonitoramento e estresse oxidativo

O gênero *Aegla* é representante da família Aeglididae, que compreende os mais abundantes e amplamente distribuídos “caranguejos” da ordem Decapoda de água doce na região sul da América do Sul (BOND-BUCKUP et al., 2008). Esses organismos fazem parte do grupo de crustáceos anomuros que, embora ocorram preferencialmente em águas limpas e bem oxigenadas (OLIVEIRA et al., 2007), ocupam praticamente todos os tipos de habitats de

água doce e mostram adaptação de espécies individuais dentro desses habitats (PÉREZ-LOSADA et al., 2008).

Além da ocupação em ampla diversidade de habitat, o que torna os eglídeos bons indicadores de qualidade ambiental é o fato de serem macroinvertebrados bentônicos. Sendo assim, são organismos que vivem no fundo de corpos d'água continentais e são importantes componentes da dieta de peixes, anfíbios e aves, transferindo a energia obtida da matéria orgânica morta retida no sedimento para os animais que deles se alimentam (CALLISTO; GONÇALVES; MORENO, 2004). Ademais, são organismos sedentários, característica que facilita sua captura (HAHN e FUGI, 2007) e contribui para expressar as condições do ambiente, uma vez que sua área de vida é relativamente pequena.

O gênero *Aegla* vem sendo utilizado em estudos de biomonitoramento ambiental (JUNQUEIRA et al. 2018; KOHLMANN, et al., 2018; RESTELLO et al., 2020). O grupo também é um bom modelo de estudo para o biomonitoramento baseado em biomarcadores bioquímicos pois, além das vantagens supracitadas, sua estrutura corporal fornece biomassa suficiente para tais análises (BORGES et al., 2018).

Alguns estudos ecotoxicológicos utilizando *Aegla* e biomarcadores de estresse oxidativo foram realizados na região do Alto Uruguai Gaúcho. Borges et al. (2018), investigando a atividade de CAT e TBARS em *A. singularis*, demonstraram que o sexo, variações sazonais e variáveis físico-químicas podem influenciar os biomarcadores de estresse oxidativo na espécie. Albani et al. (2020) utilizaram organismos de *A. singularis* para padronização e otimização do método de quantificação da GR. A validação do método ocorreu por meio da análise de organismos coletados em bacias hidrográficas com características distintas em relação ao percentual de naturalidade, onde foi observada maior atividade da GR em locais com maior percentual de vegetação nativa (ALBANI et al., 2020). Borges et al. [2020] observaram que CAT e TBARS também são biomarcadores que podem responder às características distintas de bacias hidrográficas e, além disso, podem ser correlacionados com alguns metais como Cd, Cr, Fe e Mn.

O sistema de defesa antioxidante em *Aegla* também foi utilizado em um estudo de relação filogenética. Faria et al. (2018) demonstram que algumas características ambientais e parâmetros antioxidantes são filogeneticamente correlacionados em *Aegla*, enquanto outras apresentam variabilidade interespecífica plástica. E a partir de seus achados, defendem o uso de acúmulo de metais e a capacidade antioxidante contra radicais peroxil (ACAP) como biomarcadores na identificação de distúrbios ambientais (FARIA et al., 2018).

3. METODOLOGIA

3.1 Área de estudo e análise de usos e cobertura da terra

A área de estudo compreende a região Norte do Rio Grande do Sul localizada entre as coordenadas geográficas 27°12'59" a 28°00'47"S e 51°49'34" a 52°48'12"O (Figura 1). A área total abrange 5916,10 Km², com altitudes que variam entre 400m a 800m (SILVA, 2008). A agricultura (cultivo de soja, milho e trigo), bem como a pecuária (criação de aves, suínos e bovinos) compõem a base econômica da região (DECIAN et al., 2010). O clima da região é caracterizado como subtropical úmido do tipo temperado (tipo Cfa e Cfb de Köppen-Geiger), a temperatura média anual é de 17±1°C e precipitação média anual varia entre 1900 e 2200mm, com regime pluviométrico regular e chuvas bem distribuídas durante o ano (ALVARES et al., 2013).

A formação geológica e edáfica é constituída por basalto, o solo é composto predominantemente pela classe dos latossolos, mais especificamente o Latossolo Vermelho Aluminoférrico típico (LVaf) (STRECK et al., 2008). A vegetação da região é caracterizada por uma área de transição entre Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Sempre Verde com Araucária (OLIVEIRA-FILHO et al., 2012).

Segundo a base de dados cartográficos do Laboratório de Geoprocessamento e Planejamento Ambiental (LaGePlam) da URI- Erechim, a região em estudo possui um total de 177 AD de 3ª ordem. A partir dessa base, foram selecionados os rios de estudo em função das características de AD, não se considerando especificamente a vegetação na área de *buffer*. Isso porque a AD reflete as condições ambientais dos rios de forma mais abrangente, considerando que os usos e cobertura da terra são os fatores que mais influenciam na qualidade da água que chega ao canal principal, bem como as características morfométricas (SLIVA e WILLIAMS, 2001; KUMAR et al., 2015; NAMOUR et al, 2015).

Para a análise da morfometria e coleta de organismos, foram selecionadas 9 AD, com base nos seguintes critérios: (i) a escala da AD, com adoção de rios de pequena ordem (até 3ª ordem); (ii) quantificação dos percentuais de vegetação arbórea nativa da AD (mapeamento do ano de 2018), a fim de produzir um gradiente de paisagem (Figura 1, Tabela 1). A seleção foi realizada por meio do banco de dados cartográficos já existente e processado no LaGePlam.

A quantificação da vegetação arbórea nativa e dos demais parâmetros de usos da terra (agricultura, pastagem, silvicultura, solo exposto, lâmina d'água, área úmida e rede viária) foi

feita por mapeamento de uso e cobertura da terra em imagens de satélite do Sensor Landsat TM8 (2018) com o uso dos aplicativos de geoprocessamento Idrisi Selva e MapInfo 8.5.

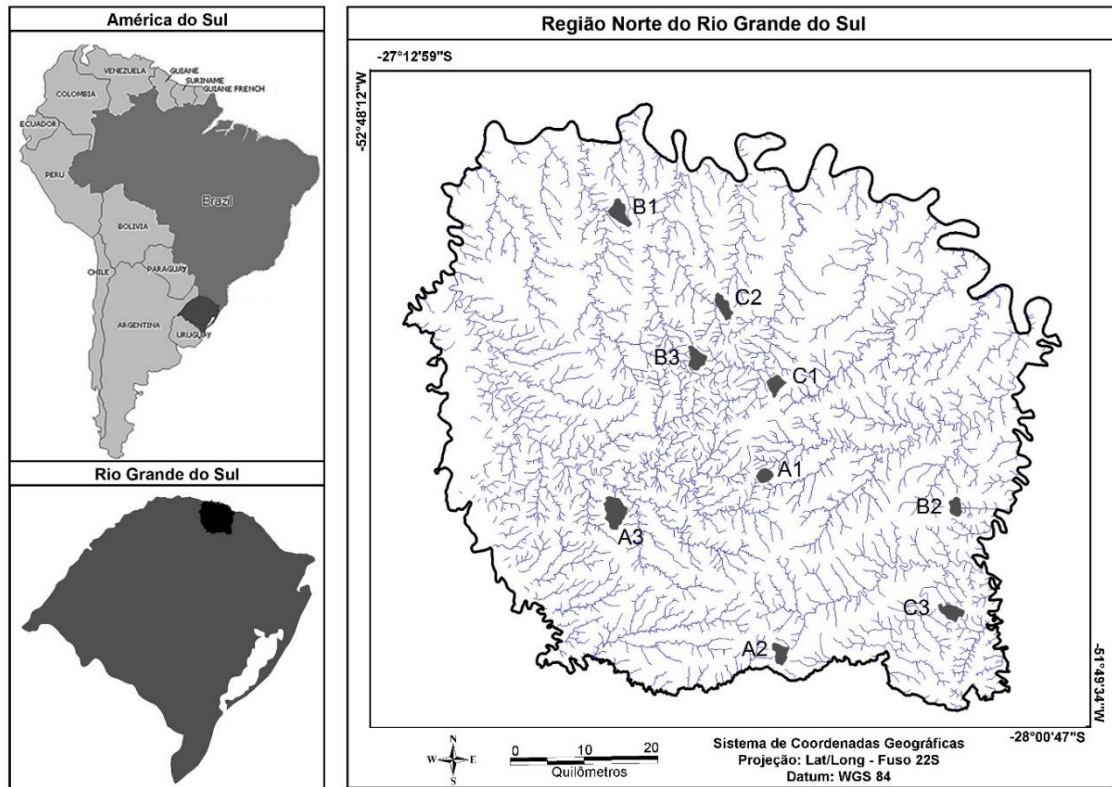


Figura 1. Localização da área de estudo, compreendendo 9 AD da região Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. As letras representam as classes de percentual de vegetação arbórea nativa: A 0-20%, B 21-40% e C > 41%.

Tabela 1. Pontos selecionados para coleta de *Aegla*.

Categoria por AD	Identificação da AD	Gradiente de vegetação na AD (%)	Coordenadas do ponto (UTM, zona 22) – Datum WGS84	
			Long (X)	Lat (Y)
0-20%	A1	12,26	375366	6935742
	A2	13,53	377789	6909662
	A3	17,91	352849	6931698
21-40%	B1	24,75	352137	6973167
	B2	25,67	403607	6930245
	B3	35,98	366090	6951744
>41%	C1	46,25	375573	6948709
	C2	50,08	367847	6959741
	C3	58,11	401403	6916096

3.2 Morfometria e uso e cobertura da terra nas AD

A avaliação de uso e cobertura da terra foi realizada por meio de uma cena de imagem de fevereiro de 2018, satélite Landsat 8 (bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7 e 9), sensor OLI, órbitas 222 e

ponto 79 adquirida junto ao catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Com auxílio do software IDRISI Selva foi realizada a atenuação dos efeitos atmosféricos, composição RGB (bandas 4, 5 e 6) e o tratamento digital das imagens (realce de cor, brilho e contraste).

Com base no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013) e Monitoramento da Cobertura e Uso da Terra do Brasil (IBGE, 2017) foram estabelecidas 8 classes de uso e cobertura da terra: vegetação arbórea nativa, agricultura, pastagem, silvicultura, solo exposto, lâmina d'água, área úmida e rede viária.

Após a coleta dos padrões amostrais, foi preparada a classificação supervisionada da imagem de satélite "pixel a pixel", seguindo o método de Máxima Verossimilhança (MaxVer), proposto por Lee e Grunes (1992). Para avaliar a acurácia das classificações deste estudo foi utilizado o Coeficiente Kappa (COHEN, 1960), obtido por meio da aplicação do módulo Errmat do IDRISI. Ao final, obteve-se os dados quantificados da classe de vegetação arbórea nativa para estratificação nas classes de percentual de cobertura de vegetação propostos para a metodologia do trabalho.

Para a análise morfométrica foram avaliados os dados físicos das AD (topografia e geomorfologia): área e perímetro, hierarquia fluvial, densidade de drenagem, índice de circularidade, declividade média, coeficiente de rugosidade e gradiente do rio principal. A AD corresponde a toda a área drenada pelo conjunto do sistema fluvial, em projeção horizontal, inclusa entre seus divisores topográficos (CHRISTOFOLETTI, 1980), enquanto o perímetro corresponde à extensão da linha que limita a AD, ou seja, é o comprimento dos limites estabelecidos pelos divisores de água (MACHADO et al., 2009).

A hierarquia fluvial foi definida pelo modelo proposto por Arthur Strahler em 1952 (TEODORO et al., 2007). A densidade de drenagem foi calculada pela divisão entre o comprimento total dos canais de escoamento pela AD (CHRISTOFOLETTI, 1980). A divisão da área total da AD pela área do círculo de mesmo perímetro resultou no índice de circularidade (MACHADO et al., 2009). A declividade média foi calculada por meio da soma dos comprimentos e a equidistância das curvas de nível, dividido pela extensão total das AD (CHRISTOFOLETTI, 2007). O coeficiente de rugosidade combina as qualidades de declividade e densidade de drenagem, sendo a multiplicação entre esses dois parâmetros (CHRISTOFOLETTI, 1980). Por fim, o gradiente do rio principal foi calculado pela divisão entre o comprimento do rio principal pela diferença de nível (entre cota mínima e cota máxima) (MACHADO et al., 2009).

3.3 Coleta dos organismos e obtenção dos extratos biológicos

As coletas foram realizadas entre os meses de outubro e dezembro de 2018, concentradas em apenas uma estação do ano, buscando evitar variação sazonal. Os organismos foram obtidos com uma rede do tipo puçá, preferencialmente coletados na foz da AD. A identificação de sexo e gênero foi realizada em campo, de acordo com Melo (2003). Foram coletadas apenas fêmeas não ovígeras, tendo em vista que as fêmeas apresentam menor variação sazonal em biomarcadores de estresse oxidativo do que os machos (BORGES et al., 2018). Para cada ponto dentro das AD, foram amostrados entre 5 e 7 organismos, totalizando no mínimo, 15 exemplares característicos dentro de cada uma das classes do gradiente de vegetação na AD (Tabela 1).

Imediatamente após a coleta, os organismos foram acondicionados em caixas térmicas com gelo por 10 minutos, visando a redução de sua atividade metabólica. Em seguida, foi iniciada a preparação dos extratos biológicos ainda em campo, a partir de protocolo adaptado de Borges et al. (2018). Cada exemplar foi triturado individualmente, por inteiro, sem separação dos órgãos ou tecidos, sendo feita a retirada apenas do exoesqueleto. A trituração foi realizada com grau e pistilo, na presença de tampão fosfato gelado (pH 7,2) contendo inibidor de protease (PMSF 10 μ Mol). Em seguida, os extratos foram acondicionados em tubos falcon e transportados para o laboratório em caixa térmica. No laboratório, o material biológico foi centrifugado (1600 x g, 30 min, 4°C) e o sobrenadante congelado à -20°C. O material congelado foi utilizado para determinação de proteínas totais pelo método de Bradford (1976) (com soro de albumina bovina como padrão), e para a análise dos parâmetros bioquímicos de estresse oxidativo.

3.4 Análise de biomarcadores de estresse oxidativo

O nível de peroxidação lipídica foi medido pela determinação de TBARS, conforme descrito por Esterbauer e Cheeseman (1990). O referido método baseia-se na determinação colorimétrica (532 nm) do MDA – um dos produtos finais da peroxidação de lipídios. Os níveis de TBARS estão expressos em nMol MDA mg proteína⁻¹.

A atividade da CAT (CAT – EC 1.11.1.6) foi avaliada a partir da velocidade de degradação de H₂O₂ medida em 240 nm, conforme método de Bertholdo-Vargas et al. (2009). A atividade enzimática está expressa em unidades internacionais (U), que corresponde à quantidade de enzima que catalisa a degradação de 1 μ Mol de H₂O₂ min mg proteína⁻¹.

A atividade da GR (GR – EC 1.6.4.2) foi medida com base no consumo de NADPH a 340 nm (RAMOS-VASCONCELOS e HERMES-LIMA, 2003). Foram realizadas reações cinéticas de 6 minutos, com aquisição de dados a cada 30 segundos; nos primeiros 3 minutos foi realizada a leitura do branco (tampão, NADPH e amostra biológica), seguida da adição de GSSG para iniciar a reação. A atividade enzimática está expressa em unidades internacionais (U), que corresponde à quantidade de enzima que catalisa o consumo de 1 μ Mol de NADPH min mg proteína⁻¹.

3.5 Análise de metais no sedimento

Foram analisadas as concentrações de Zn, Cu, Cd, Cr, Fe, Mn, Na, K, Ca e Mg no sedimento de cada ponto de coleta. As amostras foram coletadas com amostrador de 70 mm de diâmetro, nos primeiros 10 cm de profundidade. Em laboratório, passaram por processo de secagem a 45°C/48h e foram peneiradas (malha de 63 μ m) para a separação da fração potencialmente biodisponível dos metais. As amostras foram diluídas em 10 mL de HCl 0,1 mol L⁻¹, agitadas em agitador orbital (125 rpm, 20 °C, 15h), filtradas com filtro semiquantitativo (28 μ m de porosidade) e armazenadas a 4°C. A leitura dos metais foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica, nas dependências do Centro Tecnológico da URI – Erechim. As concentrações foram calculadas com base nas curvas padrão geradas em cada experimento para cada metal individual.

3.6 Análise dos dados

A ordenação dos parâmetros morfométricos e da concentração de metais no sedimento em função das AD foi investigada pela aplicação de Análise de Componentes Principais (PCA). Para identificar diferenças nos biomarcadores de estresse oxidativo, de acordo com as 3 faixas de gradiente de vegetação das AD, foi aplicada uma Análise de Variância de um fator (ANOVA), com teste de Tukey a posteriori. Os dados de biomarcadores, quando reagrupados em apenas duas categorias de AD, foram comparados por teste-t não pareado. De acordo com o teste de Shapiro-Wilk estes dados apresentam distribuição normal. Os dados são apresentados como média \pm desvio padrão.

O teste de correlação de Pearson foi aplicado para analisar a correlação entre biomarcadores e parâmetros morfométricos, bem como entre biomarcadores e metais depositados no sedimento. Esta mesma análise foi utilizada para verificar se houve correlação

entre os parâmetros morfométricos e os metais. Para analisar correlação entre percentual de agricultura (dado não paramétrico) e morfometria dos rios, foi utilizado o teste de correlação de Spearman.

Para todas as análises, valores de $p \leq 0,05$ foram considerados significativos estatisticamente.

4. RESULTADOS

4.1 Caracterização das AD

As AD foram caracterizadas em função dos usos e cobertura da terra, dos parâmetros morfométricos e do conteúdo de metais no sedimento. Conforme pode ser observado na Tabela 2, nas categorias de 0-20 e 21-40% de vegetação na AD, os usos predominantes são agricultura e solo exposto (exceto para a primeira AD da faixa 21-40%). Embora estas duas categorias sejam distintas em relação ao percentual de vegetação na AD, elas se assemelham muito na soma dos usos antrópicos – que é superior a 70% para 5 das 6 AD incluídas nestas categorias. Na categoria > 41% de vegetação na AD, o uso agrícola é inferior a 20%, com predomínio de pastagem e solo exposto. Os usos antrópicos nesta categoria foram próximos ou inferiores a 50%.

Tabela 2. Percentual dos usos da terra para cada AD.

% de vegetação na AD	Usos da terra (%)					Soma dos usos antrópicos (1+2+3+4)
	Agricultura (1)	Pastagem (2)	Silvicultura (3)	Solo exposto (4)	Demais usos (5)	
0-20%	60,80	9,78	0,64	15,05	1,47	86,27
	61,37	5,47	2,02	13,26	4,25	82,12
	41,07	22,10	0,11	17,82	1,00	81,10
21-40%	1,37	37,11	1,34	34,61	0,82	74,43
	24,77	14,33	1,36	32,40	1,47	72,86
	19,99	14,85	1,42	26,79	0,97	36,26
>41%	12,40	27,83	1,27	11,00	1,25	52,50
	3,84	16,05	1,74	27,67	0,63	49,30
	17,16	13,29	6,42	4,53	1,01	41,40

* Os demais usos consistem na soma dos percentuais de lâmina d'água, área úmida e rede viária nas AD.

A tabela 3 apresenta a caracterização das AD em função dos parâmetros de morfometria. De maneira geral, observa-se que quanto maior o percentual de vegetação arbórea nativa, maiores os valores de declividade média e coeficiente de rugosidade; enquanto que o gradiente do rio principal apresentou valores superiores nas AD com < 20% de vegetação arbórea nativa (Tabela 3). Estes dados estão de acordo com os resultados de agrupamento da PCA (Figura 2). Os dois primeiros parâmetros de ordenação da PCA explicam 74% da variação (PC1 56% e PC2 18%). O gradiente do rio principal (GD) é o fator de ordenação para as AD com percentual

de vegetação < 20%, enquanto que declividade média (DM) e o coeficiente de rugosidade (CR) agrupam as AD com percentual de vegetação > 21% (Figura 2).

Tabela 3. Parâmetros morfométricos para cada AD.

% de vegetação na AD	Parâmetros morfométricos						
	Área (ha)	Perímetro (km)	IC	DM (%)	DD (km/km ²)	CR (km/km ²)	GR (m/m)
0-20%	370,06	7,15	0,91	16,30	1,57	25,57	18,28
	492,07	9,39	0,70	16,27	1,73	28,15	20,95
	1113,94	13,88	0,73	21,02	1,26	26,43	31,24
21-40%	700,42	11,59	0,65	36,05	1,30	26,69	9,50
	389,14	7,91	0,78	27,31	1,34	36,66	12,75
	614,41	10,49	0,70	27,49	1,54	42,35	14,15
>41%	484,96	9,32	0,70	31,84	1,41	44,99	10,15
	539,29	9,96	0,68	18,78	1,81	34,01	18,93
	582,57	11,09	0,60	36,36	1,28	46,54	14,32

* IC – índice de circularidade; DM – declividade média; DD: densidade de drenagem; CR – coeficiente de rugosidade; GR – gradiente do rio principal.

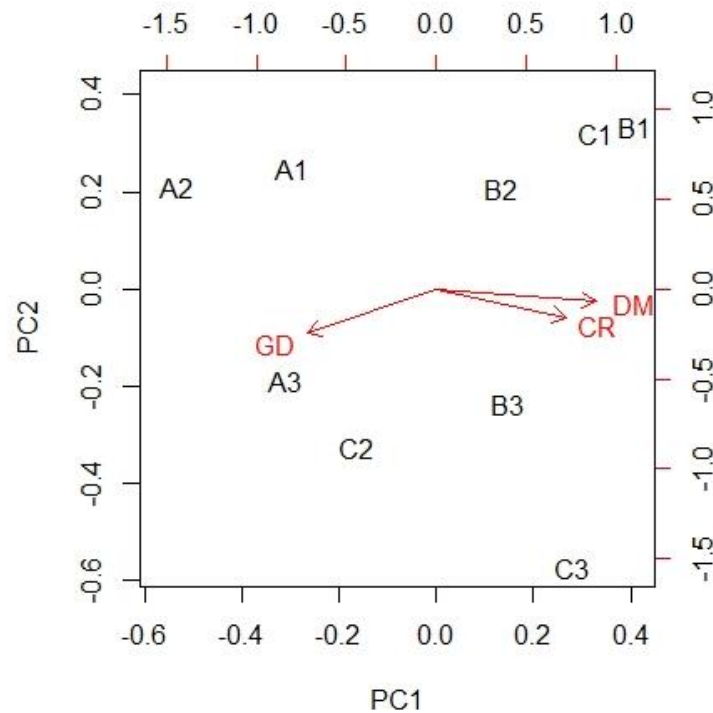


Figura 2. Biplot da PCA dos parâmetros morfométricos (gradiente do rio principal – GD; coeficiente de rugosidade – CR; declividade média – DM) das AD. As classes de vegetação estão representadas por A (0-20%), B (21-40%) e C (> 41%).

A caracterização das AD em relação aos metais no sedimento está expressa na Tabela 4. O agrupamento das AD se deu em função da presença de Fe, Mn, Na e K. O primeiro parâmetro de ordenação da PCA explica 41% da variação, enquanto PC2 explica 35%,

totalizando 76%. A concentração de Fe e Mn agrupa as AD com > 41% de vegetação, enquanto que K e Na agrupam as AD das duas outras categorias (Figura 3).

Tabela 4. Concentração de metais para cada AD.

% de vegetação na AD	Metais mg/L									
	Zn	Cu	Cd	Cr	Fe	Mn	Na	K	Ca	Mg
0-20%	0,37	0,47	0,025	0,02	38,93	18,51	5,27	5,40	39,70	13,75
	0,28	0,34	0,012	0,03	17,20	11,85	2,13	4,33	35,98	13,73
	0,18	0,44	0,026	0,03	21,27	9,33	1,73	4,45	36,67	11,06
21-40%	0,21	0,39	0,021	0,02	25,47	18,72	2,53	5,17	42,74	14,89
	0,16	0,29	0,016	0,03	18,96	12,43	2,43	8,73	47,44	15,80
	0,23	0,35	0,034	0,02	16,58	14,43	1,63	5,93	36,96	12,52
>41%	0,22	0,50	0,027	0,00	16,99	14,26	1,07	4,05	35,56	13,65
	0,34	0,41	0,019	0,01	28,84	23,00	0,87	3,80	35,91	13,81
	0,31	0,37	0,017	0,01	29,12	21,58	1,43	6,27	39,96	13,86

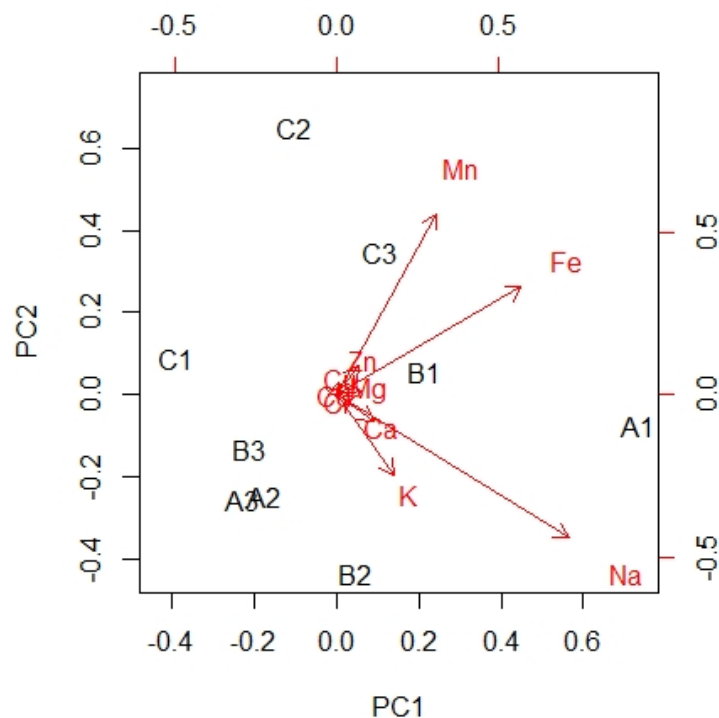


Figura 3. Biplot da PCA para concentração de metais no sedimento das AD. As classes de vegetação estão representadas por A (0-20%), B (21-40%) e C (> 41%).

4.2 Biomarcadores de estresse oxidativo em função das AD

Os biomarcadores de estresse oxidativo avaliados nos exemplares de *Aegla* não apresentaram diferenças significativas entre as classes de percentual de vegetação arbórea nativa na AD (Figura 4-A). Por outro lado, quando os dados foram agrupados em duas categorias (0-20% e > 21% de percentual de vegetação na AD), foram observadas diferenças

significativas nos valores de CAT e TBARS (Figura 4-B). A atividade da CAT foi aproximadamente 50% menor nas AD com < 20% vegetação em relação aquelas com > 20% de vegetação arbórea nativa ($2,37 \text{ U} \pm 1,04$ contra $3,49 \text{ U} \pm 1,60$, respectivamente). Já os níveis de TBARS foram cerca de 3 vezes maiores na faixa com < 20% de vegetação ($2,92 \text{ nmol MDA mg.proteína}^{-1} \pm 4,44$ e $0,98 \text{ nmol MDA mg.proteína}^{-1} \pm 0,71$, respectivamente nas classes com <20% e >20% de vegetação arbórea nativa). Para a atividade da GR, os dados continuaram sem apresentar diferenças.

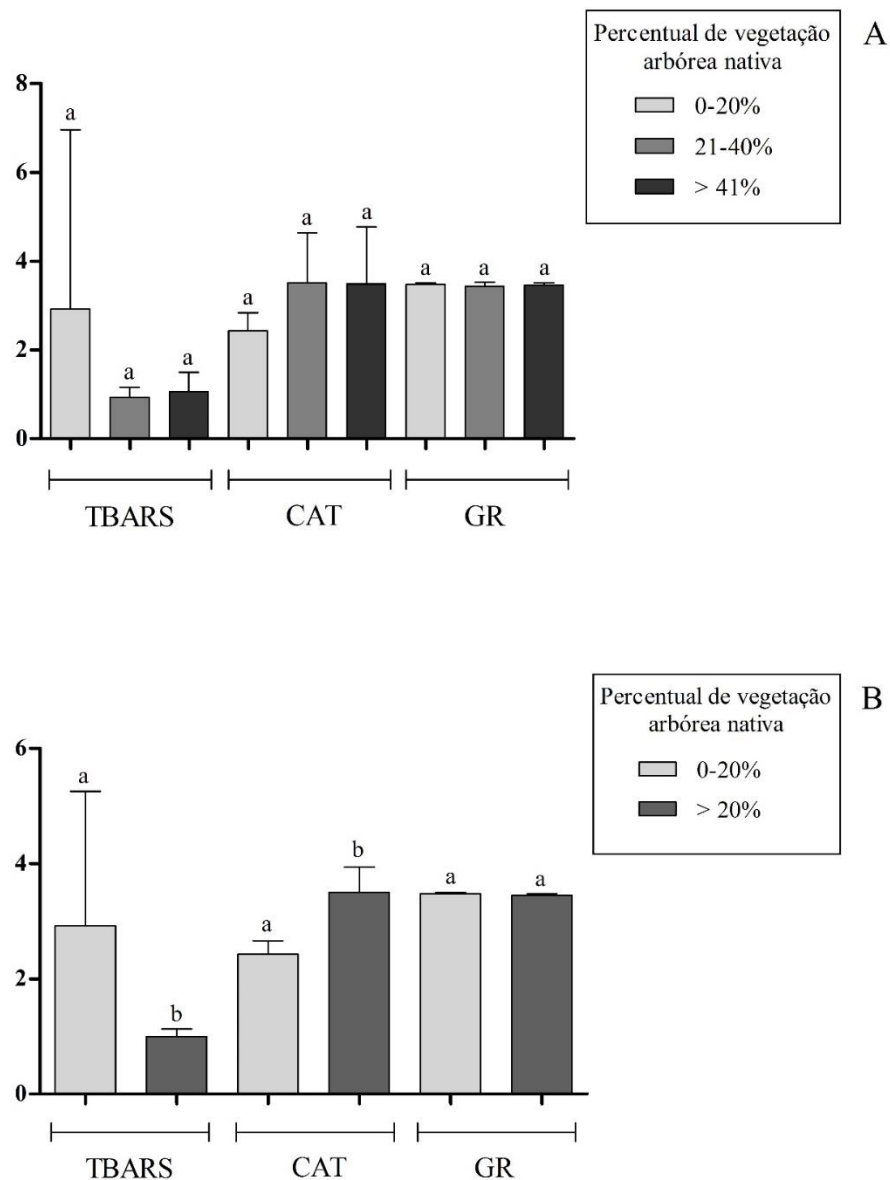


Figura 4. Níveis dos biomarcadores de estresse oxidativo em *Aegla* coletadas ao longo de um gradiente de vegetação arbórea nativa na AD separado em três (A) ou duas faixas percentuais de vegetação (B). Os dados são apresentados como média \pm desvio padrão; valores de GR foram convertidos em log. Em (A) os dados foram comparados por ANOVA de uma via seguida de teste de Tukey. Em (B) os dados foram comparados por teste t não pareado. As letras indicam comparação das faixas de percentual de vegetação em relação ao mesmo biomarcador, valores de $p < 0,05$ foram considerados estatisticamente significativos.

4.3 Correlação entre biomarcadores, morfometria da AD e metais no sedimento

Embora os biomarcadores não tenham se diferenciado entre as 3 classes de vegetação arbórea nativa, TBARS e CAT apresentaram correlação com alguns dos parâmetros morfométricos das AD (Tabela 5). Os níveis de TBARS apresentaram correlação positiva com o índice de circularidade, enquanto que CAT correlacionou positivamente com declividade média e negativamente com densidade de drenagem.

Tabela 5. Correlação entre os parâmetros morfométricos das AD e os biomarcadores de estresse oxidativo (TBARS, CAT e GR).

Parâmetros morfométricos	Biomarcadores					
	TBARS		CAT		GR	
	r	p	r	p	r	p
Área	-0,39	0,30	-0,21	0,57	0,50	0,17
Perímetro	-0,54	0,13	-0,10	0,78	0,52	0,15
Índice de circularidade	0,77	0,01*	-0,20	0,59	-0,24	0,53
Declividade média	-0,32	0,39	0,73	0,03*	-0,38	0,31
Densidade de drenagem	0,11	0,78	-0,69	0,04*	0,46	0,21
Coefficiente de rugosidade	-0,37	0,32	0,57	0,11	-0,25	0,52
Gradiente do rio principal	-0,008	0,98	-0,52	0,15	0,54	0,14

Os biomarcadores também apresentaram correlação com alguns dos metais analisados no sedimento dos rios (Tabela 6). TBARS apresentou correlação positiva com Fe e Na; CAT correlação positiva com K e Ca; e a GR teve correlação negativa com K, Ca e Mg. É interessante notar que 3 dos metais que se correlacionaram com os biomarcadores (Fe, Na e K) também foram fatores que ordenaram as AD (Figura 3).

Com relação às análises comparativas entre a morfometria das AD e os metais presentes no sedimento, foi observada correlação apenas entre Na e índice de circularidade (Figura 5). Os demais parâmetros de morfometria não se correlacionaram com metais no sedimento.

Tabela 6. Correlação entre a concentração de metais no sedimento e biomarcadores de estresse oxidativo (TBARS, CAT e GR).

Metal	Biomarcadores					
	TBARS		CAT		GR	
	r	p	r	p	r	p
Zn	0,58	0,10	-0,25	0,52	0,32	0,40
Cu	0,45	0,22	-0,26	0,49	0,23	0,55
Cd	0,19	0,61	-0,28	0,47	0,36	0,34
Cr	-0,05	0,90	-0,18	0,64	-0,05	0,90
Fe	0,76	0,02*	0,10	0,79	0,009	0,98
Mn	0,25	0,52	0,22	0,57	0,10	0,79
Na	0,89	0,001*	-0,02	0,97	-0,30	0,43
K	0,02	0,95	0,70	0,03*	-0,70	0,03*
Ca	0,09	0,82	0,73	0,03*	-0,79	0,01*
Mg	0,06	0,88	0,57	0,11	-0,76	0,02*

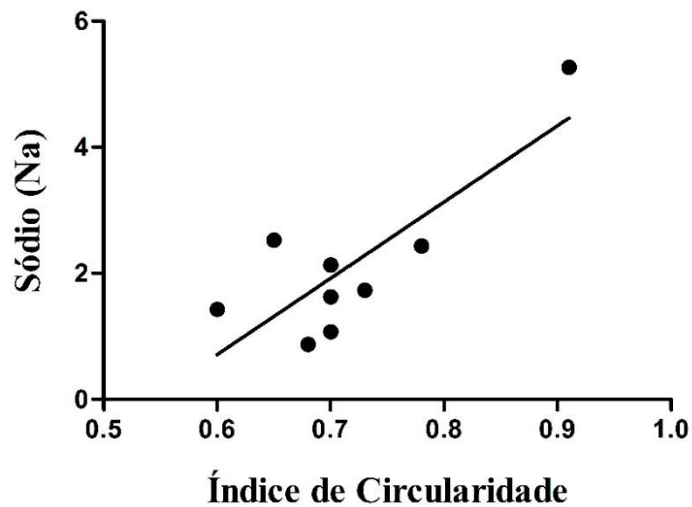


Figura 5. Correlação de Na depositado no sedimento das AD com o índice de circularidade ($p = 0,007$, $r = 0,81$).

4.5 Correlação entre percentual de agricultura na AD e parâmetros morfométricos

Considerando que alguns dos parâmetros morfométricos das AD podem influenciar no uso e cobertura da terra, também foi realizada uma análise de correlação entre estes fatores. Os resultados mostram que o índice de circularidade se correlaciona positivamente com a agricultura, enquanto que declividade média e coeficiente de rugosidade apresentaram correlação negativa com esse uso (Tabela 6). Além disso, a agricultura apresentou correlação negativa com o percentual de vegetação arbórea nativa na AD ($p = 0,05$, $r = -0,68$).

Tabela 7. Correlação entre os parâmetros morfométricos da AD com o percentual de agricultura.

Parâmetros morfométricos	Agricultura	
	r	p
Área	-0,33	0,38
Perímetro	-0,35	0,35
Índice de circularidade	0,69	0,04*
Declividade média	-0,68	0,05*
Densidade de drenagem	0,13	0,74
Coefficiente de rugosidade	-0,77	0,02*
Gradiente do rio principal	0,62	0,08

5. DISCUSSÃO

5.1 Os biomarcadores de estresse oxidativo em *Aegla* são afetados por diferenças acentuadas no percentual de vegetação arbórea das AD

A resposta dos biomarcadores às condições mais extremas das AD vão de encontro com a avaliação dos usos e cobertura da terra. As AD com o menor percentual de vegetação arbórea nativa são as que possuem maior percentual de agricultura (> 40%) que, por sua vez, parece estar exercendo mais efeito nos organismos quanto ao estresse oxidativo. Além disso, os parâmetros morfométricos ordenaram as AD separando-as em duas classes, estando o gradiente do rio principal relacionado com a ordenação das AD com < 20% de vegetação arbórea nativa, enquanto que a declividade média e o coeficiente de rugosidade ordenaram as demais AD (> 20%).

A agricultura implantada nas AD com menor percentual de vegetação arbórea nativa pode estar contribuindo para a chegada de compostos tóxicos nos corpos d'água, sendo estes capazes de elevar os níveis de estresse oxidativo. Para o desenvolvimento da agricultura, grandes alterações são realizadas no ambiente, dentre elas a retirada da vegetação ripária, o uso de agroquímicos e de fertilizantes (NÚÑEZ et al., 1999; CALLISTO, GONÇALVES e MORENO, 2004; CAMPOS, 2008; PAULO e SERRA, 2015). A utilização de compostos químicos representa um risco ambiental, principalmente quando as lavouras são implantadas próximas a corpos d'água. Isso se deve ao fato do movimento desses contaminantes, ou seja, são compostos que não ficam restritos somente na área de cultivo agrícola, mas que são transportados para os ambientes aquáticos (DELLAMATRICE e MONTEIRO, 2014; MAGALHÃES et al., 2016).

De modo geral, os resultados referentes aos biomarcadores de estresse oxidativo demonstram que TBARS e CAT respondem melhor às condições ambientais do que a GR – que não apresentou diferenças significativas nas duas divisões de classes. O aumento de TBARS nas AD com menor percentual de vegetação arbórea nativa permite inferir que o ambiente está sobre algum tipo de perturbação. Esse resultado corrobora com o de Borges (2015), que encontrou correlação positiva do nível de TBARS com o percentual de agricultura na AD. A atividade da CAT foi inferior nas AD com < 20% de vegetação arbórea nativa quando comparada com a outra classe. Utilizando organismos de *Lanistes carinatus*, Abdel-Halim et al. (2019) atribuíram os menores valores de CAT aos ambientes de área rural. Apesar disso, a elevação da atividade da CAT nas AD com vegetação arbórea nativa acima de 20% mostra que

os organismos desses rios podem estar respondendo ao estresse oxidativo, uma vez que a atividade de enzimas do sistema de defesa antioxidante são estimuladas quando há aumento de EROs (HALLIWELL e GUTTERIDGE, 2015).

Em termos bioquímicos, os dados obtidos indicam que nas AD com maior percentual de vegetação, a atividade da CAT é mais alta e possivelmente previne a ocorrência de danos oxidativos em *Aegla*, indicados neste estudo pelo menor nível de TBARS. Por outro lado, quando o percentual de vegetação na AD atinge valores baixos ao extremo (< 20%) é provável que os organismos estejam mais expostos a xenobióticos (possivelmente de origem agrícola) com potencial para inibir a CAT e/ou outras moléculas de defesa antioxidante, o que pode favorecer o aumento de danos oxidativos conforme indicado pelo aumento de TBARS. Segundo Brahma e Gupta (2019), o excesso de produção de EROs pode inibir a atividade da CAT devido à sobrecarga da primeira linha de defesa antioxidante enzimática. Este resultado está de acordo com os dados de Borges et al. [2020] que demonstraram a existência de correlação negativa entre CAT e TBARS em exemplares de *Aegla*, coletados em bacias hidrográficas distintas em relação a microambiente de metais contaminantes.

5.2 Os biomarcadores de estresse oxidativo em *Aegla* se correlacionam com parâmetros morfométricos relacionados à escoamento, inundação e processos erosivos

O índice de circularidade apresentou correlação positiva com os níveis de TBARS e também com a atividade agrícola. Esse parâmetro se refere ao tempo de concentração da água da chuva na AD. Os níveis de TBARS apresentaram-se elevados nas AD com alto índice de circularidade, que são aquelas de formato arredondado que favorecem os processos de inundação por serem mais planas e possuírem rios de escoamento lento (CURY et al., 2019). Isso significa que os compostos que são transportados (sedimentos e poluentes) para o ambiente aquático permanecem por mais tempo naquela AD, ou seja, o tempo de exposição dos organismos a contaminantes é maior e, portanto, os efeitos desses contaminantes pode ser também mais expressivo. É possível inferir que em rios com maior índice de circularidade, os exemplares de *Aegla* tenham sido expostos por tempo mais prolongado a poluentes de origem antrópica. O resultado desta exposição é o aumento de danos oxidativos conforme indica a correlação com o TBARS.

A densidade de drenagem e a declividade média foram parâmetros morfométricos correlacionados com a atividade da CAT. A densidade de drenagem mede a capacidade da AD de descarregar sua água e tem implicações no gerenciamento de inundações (TONELLO et al.,

2006; IFABIYI e ENIOLORUNDA, 2012). Valores baixos de densidade de drenagem geralmente estão associados a regiões de rochas permeáveis e regime pluviométrico caracterizado por chuvas de baixa intensidade ou pouca concentração da precipitação (SIQUEIRA et al., 2012). O solo de AD com baixa densidade de drenagem é caracterizado por maior porosidade e permeabilidade (MANOEL, 2016), tornando-o vulnerável à erosão e permitindo o carreamento de grande aporte de sedimento para os canais fluviais (NASCIMENTO, PETTA e GARCIA, 2008).

A atividade da CAT apresentou correlação negativa com a densidade de drenagem, ou seja, a enzima teve aumento em sua atividade nas AD cuja densidade de drenagem foi baixa. Esse resultado pode estar associado com a maior facilidade de erosão em áreas com baixa densidade de drenagem, conforme explicado anteriormente. O aumento de processos erosivos facilita a entrada de contaminantes no ambiente aquático e o contato destes com os organismos que habitam os rios. Muitos contaminantes de origem agrícola, como fertilizantes e agrotóxicos, podem atingir os corpos d'água por meio do carreamento de sedimento dos campos de cultivo ou devido a percolação do solo (BAPTISTA, BUSS e EGLER, 2003). Para Vrankovic et al. (2019), o sedimento representa sumidouro final de muitos poluentes, o que influencia diretamente na qualidade das águas superficiais. Desse modo, baixa densidade de drenagem favorece a chegada nos corpos d'água de compostos químicos depositados em regiões altas da AD; muitos dos quais podem desencadear estresse oxidativo nos organismos aquáticos. Assim como a diminuição da atividade da CAT associada ao dano lipídico pode indicar algum tipo de perturbação, o aumento da atividade da CAT, segundo Bertrand et al. (2018), pode ser uma evidência de que os organismos estão sob estresse oxidativo, pois representa a tentativa de reduzir os níveis de H_2O_2 .

A declividade média apresentou correlação positiva com a atividade da CAT e correlação negativa com o percentual de agricultura. Além disso, a declividade média foi um fator de ordenação para as AD com valores de vegetação arbórea nativa superiores a 20%. Áreas com maior declividade dificultam a ação antrópica, uma vez que impedem o acesso e, conseqüentemente, o desenvolvimento de atividades produtivas (MARCHELAN et al., 2016). Isso explica os valores mais altos de declividade média estarem nas AD com maior percentual de vegetação arbórea nativa e apresentarem correlação negativa com a agricultura. Assim, a maior declividade nas AD implica, simultaneamente, em menor atividade agrícola e maior presença de vegetação. Embora esses dois fatores possam diminuir a entrada de poluentes difusos nos rios, parecem não ter sido suficientes para drenar tais compostos, uma vez que a atividade da CAT apresentou-se elevada em áreas de maior declive. Ferraz (2001) aponta que

a eficiência das florestas na apreensão de sedimentos varia de acordo com o uso do solo na parte mais elevada do relevo, ou seja, quanto maior a quantidade de sedimentos, pior a eficiência.

Sendo assim, os resultados desse trabalho acerca da densidade de drenagem e declividade média, permitem a identificação de vulnerabilidades em algumas AD, principalmente quanto ao escoamento superficial, risco de erosão e carreamento de sedimento para os corpos hídricos. Essas características contribuem para a chegada de contaminantes nos ecossistemas aquáticos o que, por sua vez, pode induzir os organismos ao estresse oxidativo.

5.3 A distribuição das AD e os parâmetros de estresse oxidativo em *Aegla* apresentam relação com os metais presentes no sedimento dos rios

Um grupo comum de metais (Fe, Na e K) ordenou a distribuição das AD e também apresentou correlação com os biomarcadores de estresse oxidativo. A inter-relação entre estes dois conjuntos de dados pode estar associada à morfometria das AD. A topografia da área tem efeito marcante na acumulação de metais no solo, principalmente se seu uso for agrícola (RAMALHO, SOBRINHO e VELLOSO, 2000). Um fator importante para o acúmulo de metais é a declividade. Em áreas com menor declividade, o solo concentra teores mais elevados de metais pesados quando comparados com áreas de maior declividade, devido à maior erodibilidade das áreas mais declivosas (NÚÑEZ et al., 1999). Isso significa que em áreas onde a declividade favorece a erosão do solo, os metais pesados e quaisquer outros contaminantes são carreados e atingem os ecossistemas aquáticos.

Além da declividade, o desmatamento das AD para implantação da agricultura atua como um facilitador de entrada sedimentos nos ambientes aquáticos (RICKLEFS, 2012), que podem estar carregando metais. Quando a vegetação da AD é alterada, dando lugar à agricultura, há maior escoamento de substâncias vindo das fazendas (TOWNSEND, BEGON e HARPER, 2010).

O Fe, que apresentou correlação positiva com os níveis de TBARS, é um metal capaz de promover estresse oxidativo por meio de reações de óxido-redução (HALLIWELL e GUTERRIDGE, 2015). Concentrações altas desse metal em ambientes aquáticos estão relacionadas com áreas onde predominam atividades agropecuárias e de mineração de diamante (MAGALHÃES et al., 2016). Ademais, o Fe é um dos principais constituintes do solo e, portanto, em áreas propícias à erosão, há maior deposição desse metal na água e no sedimento (MAGALHÃES et al., 2016). Apesar de o Fe ser uma molécula indispensável para a vida (PAPANIKOLAOU e PANTOPOULOS, 2005), é também potencialmente tóxica, pois pode

doar e aceitar elétrons (IMAM et al., 2017). Embora esse potencial redox seja fundamental para muitas reações bioquímicas, transformando o Fe em um mineral essencial, também o transforma em risco biológico, pois em condições aeróbicas o Fe pode catalisar a geração de radicais nocivos (PAPANIKOLAOU e PANTOPOULOS, 2005).

Os minerais K, Na, Ca e Mg são importantes para o desenvolvimento vegetal e, portanto, comumente utilizados no cultivo agrícola (RAIJ, 1981; CALDEIRA, RONDON-NETO e SCHUMACHER, 2004; SOUZA et al., 2015). O K no solo provém naturalmente do intemperismo de minerais primários (RAIJ, 1981). No entanto, Souza et al. (2015) verificaram que valores de K no solo podem aumentar com altas doses de fertilizantes. Aoki et al. (2020), administrando bromato de potássio ($KBrO_3$) em camundongos, verificaram mutações induzidas pelo estresse oxidativo. Feng et al. (2019), estudando linhagens de milho, constataram aumento da atividade da CAT nas plantas em resposta à inoculação de bactérias solubilizadoras de K. Essas bactérias fazem a solubilização do K e fornecem suprimento mais rápido e contínuo desse mineral (ABOU-EL-SEOUD e ABDEL-MEGEED, 2012). Esse aumento da atividade da CAT em decorrência da disponibilidade de K corrobora com a correlação positiva entre os níveis de K no sedimento e atividade da enzima em *Aegla*, observada em nosso estudo.

O Na, por sua vez, apresentou correlação positiva com o índice de circularidade e com os níveis de TBARS. As AD com maior índice de circularidade são aquelas que apresentaram menor percentual de vegetação arbórea nativa combinado ao maior percentual de agricultura. O Na tem eficiência baixa em relação aos demais micronutrientes de plantas, o que favorece sua incorporação no ciclo biogeoquímico por meio do decaimento das folhas (CALDEIRA, RONDON-NETO e SCHUMACHER, 2004). A partir disso, é possível inferir que o mineral integra o solo e pode ser carregado para os rios por meio da percolação. A permanência desse metal nas águas é favorecida pelo alto índice de circularidade da AD, que implica em processos de inundação e, conseqüentemente, maior tempo de concentração de quaisquer contaminantes na AD. Utilizando NaCl, Wang et al. (2016) verificaram aumento de MDA e produção de EROs como resultado do estresse salino. Além disso, NaCl apresentou efeito inibitório sobre algumas enzimas antioxidantes avaliadas, como a isocitrato desidrogenase (WANG et al., 2016).

O Ca e Mg correlacionaram com a atividade da GR. A concentração desses metais em ambientes agrícolas é relacionada ao processo de calagem, que neutraliza os efeitos negativos de solos ácidos, sendo assim uma prática necessária e recomendável para garantir a boa produtividade das culturas (MALVEZI et al., 2015).

O excesso de Ca nas células pode resultar no aumento de estresse oxidativo (OTEIZA, 2012). O Mg desempenha um papel como antioxidante, participando como cofator de várias

enzimas na estabilização da membrana celular e mitigando os efeitos do estresse oxidativo (MORAIS et al., 2016). No entanto, em baixas concentrações, parece estar associado a um maior grau de estresse oxidativo (MORAIS et al., 2016). Esse fato pode estar relacionado à maior atividade da GR, apresentada em AD com menor concentração de Mg. Além disso, o desequilíbrio entre as concentrações de Mg e Ca pode promover a produção de EROs (SOUSA et al., 2019).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados desse estudo apontam que as características da paisagem de uma AD podem influenciar em uma resposta fisiológica de crustáceos do gênero *Aegla*, nesse caso avaliada por meio de biomarcadores de estresse oxidativo. As características morfométricas e do relevo aliadas ao uso e cobertura da terra permitem identificar vulnerabilidades na AD que são importantes para definir quais rios estão mais susceptíveis a receber compostos químicos e sedimento, o que resulta em degradação ambiental.

Sendo assim, a AD como um todo parece ser importante na avaliação da qualidade da água, uma vez que os rios captam todas as alterações no seu entorno. Algumas dessas alterações podem afetar a dinâmica das populações e comunidades aquáticas por possibilitarem a entrada e permanência de elementos tóxicos nos rios. Dentre esses compostos, que podem entrar e permanecer nos rios em função de diferentes características da paisagem, sobretudo declividade, densidade de drenagem e índice de circularidade, estão os metais. Embora o aporte de metais na água possa ser resultado do intemperismo, altas concentrações desses compostos podem evidenciar origem antrópica. Dos metais avaliados, Fe, Na, K, Ca e Mg apresentaram correlação com os biomarcadores, estando relacionados à geração de estresse oxidativo. Essa resposta do organismo frente a um estressor externo é útil no monitoramento das águas, pois permite verificar os impactos antes que alcancem outros níveis de organização biológica.

Dos usos da terra avaliados, a agricultura apresentou-se como importante fator de impacto aos ecossistemas aquáticos. De modo geral, é possível inferir que o predomínio da agricultura em algumas AD, associado aos parâmetros morfométricos intrinsecamente ligados aos processos erosivos e de assoreamento dos rios, contribuiu para a chegada de alguns metais capazes de provocar estresse oxidativo nos organismos avaliados.

7. PERSPECTIVAS

Os resultados obtidos possibilitam a exploração de novos dados, como a avaliação dos metais bioacumulados nos organismos utilizando o mesmo extrato biológico com o qual foram realizadas as análises dos biomarcadores. E, a partir disso, criar um comparativo da concentração de metais depositados no sedimento com a acumulada nos organismos. Qual a capacidade dos organismos de metabolizar esses metais?

Além disso, os metais essenciais apresentaram correlação com os biomarcadores de estresse oxidativo e com os parâmetros morfométricos. Sendo assim, torna-se interessante um trabalho mais aprofundado sobre a relação desses metais com a fisiologia dos organismos.

A atividade da GR apresentou-se, de certa forma, uniforme nas AD com diferentes percentuais de vegetação arbórea nativa. Por outro lado, a enzima correlacionou com alguns metais relacionados ao estresse oxidativo, tornando importante uma nova investigação de sua atividade.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-HALIM, K. Y.; MONA, M. H.; GIESY, J. P.; SHOUKER, F. A.; OSMAN, S. R. Cytotoxic effects of persistent organic pollutants on the freshwater snail (*Lanistes carinatus*) in Kafr El-Zayat, Egypt. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 699, 2019.
- ABOU-EL-SEOUD, I. I.; ABDEL-MEGEED, A. Impact of rock materials and biofertilizations on p and k availability for maize (zea maize) under calcareous soil conditions. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 19, p. 55-63, 2012.
- ALBANIN, S. M.; BORGES, A. P.; MARTINS, M. C.; RESTELLO, R. M.; CAMERA, F. D.; PAROUL, N.; CANSIAN, R. L.; MIELNICZKI-PEREIRA, A. A. Padronização da quantificação de glutatona redutase em *Aegla singularis* (Anomura, Crustacea) utilizando planejamento experimental DCCR. **Química Nova**, 2020. No prelo.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p.711-728, 2013.
- AOKI, Y.; TANIGUCHI, Y.; MATSUMOTO, M.; MATSUMOTO, M.; OHNO, M.; MASUMURA, K.; SASAKI, S.; TSUZUKI, K.; YAMAMOTO, Y.; NOHMI, T. Oxidative-stress-driven in vivo mutagenesis induced by oral administration of potassium bromate in the small intestines of gpt delta mice. **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental**, 2020. No prelo.
- ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBUQUERQUE, C.; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 61-72, 2007.
- ATLI, G.; CANLI, M. Enzymatic responses to metal exposures in a freshwater fish *Oreochromis niloticus*. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 145, p. 282–287, 2007.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M. Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos. In: PERES, F.; MOREIRA, J. C. **É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2003. p. 157-175.
- BARBOZA, G. D.; GUIZZARDI, S. MOINE, L.; TALAMONI, N. T. Oxidative stress, antioxidants and intestinal calcium absorption. **World Journal of Gastroenterology**, v. 23, n. 16, p. 2841-2853, 2017.
- BARKA, S. B.; GDARA, I.; OTHMEN, Z. O-B.; MOUELHI, S.; EL BOUR, M.; HAMZA-CHAFFAI, A. Seasonal ecotoxicological monitoring of freshwater zooplankton in Bir Mcherga dam (Tunisia). **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-11, 2019.
- BERTHOLDO-VARGAS, L. R.; MARTINS, J. N.; BORDIN, D.; SALVADOR, M.; SCHAFER, A. E.; BARROS, N. M.; BARBIERI, L.; STIRPE, F.; CARLINI, C. R. Type 1

ribosome-inactivating proteins—Entomotoxic, oxidative and genotoxic action on *Anticarsia gemmatalis* (Hübner) and *Spodoptera frugiperda* (J.E. Smith) (Lepidoptera: Noctuidae). **Journal of Insect Physiology**, v. 55, p. 51–58, 2009.

BERTRAND, L.; MONFERRÁN, M. V.; MOUNEYRAC, C.; AMÉ, M. V. Native crustacean species as a bioindicator of freshwater ecosystem pollution: A multivariate and integrative study of multi-biomarker response in active river monitoring. **Chemosphere**, v. 206, p. 265-277, 2018.

BIASUS, C.; HEPP, L. U.; CANSIAN, R. L.; RESTELLO, R. M.; PEREIRA, A. A. M. Catalase activity in *Scrimidea* McLachlan, 1871 (Insecta, Trichoptera) collected from natural and altered/impacted streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 2, p. 160-164, 2015.

BISWAS, A.; MAJUMDAR, D. D.; BANERJEE, S. Morphometry governs the dynamics of a drainage basin: analysis and implications. **Geography Journal**, v. 2014, 14 p., 2014.

BOND-BUCKUP, G. JARA, C. G.; PÉREZ-LOSADA, M.; BUCKUP, L.; CRANDALL, K. A. Global diversity of crabs (Aeglidae: Anomura: Decapoda) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 267-273, 2008.

BORGES, A. C. P. **Análise de biomarcadores de estresse oxidativo em *Aegla* spp. (Crustacea, Anomura) no monitoramento de ambientes aquáticos.** 2015. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia)- Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, 2015.

BORGES, A. C. P.; PIASSÃO, J. F. G.; PAULA, M. O.; SEPP, S.; BEZ, C. F. S.; HEPP, L. U.; VALDUGA, A. T.; MIELNICKZI PEREIRA, A. A.; CANSIAN, R. L. Characterization of oxidative stress biomarkers in a freshwater anomuran crab. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 1, p. 61-67, 2018.

BORGES, A. C. P., PIASSÃO, J. F. G., ALBANI, S. M., ALBERTONI, E. F., MARTINS, M. C., CANSIAN, R. L., VALDUGA, A. T., HEPP, L. U., MIELNICZKI-PEREIRA, A. A. Multiple metals microenvironments affects oxidative stress biomarkers in freshwater *Aegla* crabs. **Brazilian Journal of Biology**. No prelo [2020]

BORTOLUZZI, L. R.; CARVALHO, A. V.; CASTILLO, A. R.; QUEROL, E.; QUEROL, M. V. M. Anomuros do gênero *Aegla* Leach, 1820 (Crustacea, Decapoda, Aeglidae) como bioindicador no Arroio Imbaá, Uruguaiana, Rio Grande do Sul. **Biodiversidade Pampeana**, v. 5, n. 2, p. 9-13, 2007.

BRADFORD, M. M. A Rapid and Sensitive Method for the Quantitation of Microgram Quantities of Protein Utilizing the Principle of Protein-Dye Binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, p. 48-254, 1976.

BRAHMA, N.; GUPTA, A. Acute toxicity of lead in fresh water bivalves *Lamellidens jenkinsianus obesa* and *Parreysia (Parreysia) corrugata* with evaluation of sublethal effects on acetylcholinesterase and catalase activity, lipid peroxidation, and behavior. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 189, p. 1-10, 2019.

CALDEIRA, M. V. W.; RONDON NETO, R. M.; SCHUMACHER, M. V. Eficiência do uso de micronutrientes e sódio em três procedências de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.). **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 39-47, 2004.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, Jr., J. F.; MORENO, P. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In: **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**. Belo Horizonte: UFMG, v. 1, p. 1-12, 2004.

CAMPOS, V. D. **Dinâmica de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Arroio dos Pereiras em Irati – PR e sua influência na qualidade das águas superficiais**. 2008. 112 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território)- Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

CASTRO, J. S.; SODRÉ, C. F. L.; SOUZA, C. B.; SOUSA, D. B. P.; CARVALHO NETA, R. N. F. Histopathological and hematological biomarkers in tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816) from an environmental protection area of Maranhão, Brazil. **Ambiente & Água**, v. 14, n. 1, 2019.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2ª ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 2007.

COGO, A. J. D.; SIQUEIRA, A. F.; RAMOS, A. C.; CRUZ, Z. M. A.; SILVA, A. G. Utilização de enzimas do estresse oxidativo como biomarcadoras de impactos ambientais. **Natureza on line**, v. 7, n. 1, p. 37-42, 2009.

COHEN, J. A. Coefficient of Agreement for Nominal Scales. **Journal of Educational Measurement**, v. 20, p. 37-46, 1960.

CONGALTON, R. G., GREEN, K., 2012. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. Second edition. CRC press, pp 174.

CURY, L. D.; LIMA, A. A.; BARROS, A. C.; SOUZA, T. L.; CAMPOS, S. Caracterização morfométrica da microbacia hidrográfica Córrego Água do Brejão – Anhembi, SP. **Revista Energia na Agricultura**, v. 34, n. 1, p. 113-123, 2019.

DALZOCHIO, T.; RODRIGUES, G. Z. P.; PETRI, I. E.; GEHLEN, G.; SILVA, L. B. The use of biomarkers to assess the health of aquatic ecosystems in Brazil: a review, **International Aquatic Research**, v. 8, n. 4, p. 283-298, 2016.

DAMÁSIO, J.; TAULER, R.; TEIXIDÓ, E.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N.; RIVA, M. C.; SOARES, A. M. V. M.; BARATA, C. Combined use of *Daphnia magna* in situ bioassays, biomarkers and biological indices to diagnose and identify environmental pressures on invertebrate communities in two Mediterranean urbanized and industrialized rivers (NE Spain). **Aquatic Toxicology**, v. 87, n. 4, p. 310-320, 2008.

DECIAN, V. S.; ZANIN, E. M.; OLIVEIRA, C. H.; ROSSET, F. Diagnóstico Ambiental do COREDE Norte, RS: Mapeamento do uso da terra na região Alto Uruguai e obtenção de

banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. **Revista Ciência e Natura**, v. 32, n. 1, p. 119-134, 2010.

DELLAMATRICE, P. M.; MONTEIRO, R. T. R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 12, p. 1296-1301, 2014.

ESTERBAUER, H.; CHEESEMAN, K. H. Determination of aldehydic lipid peroxidation products: malonaldehyde and 4-hydroxynonenal. **Methods Enzymology**, v. 186, p. 407-421, 1990.

ESTÊVEZ, L. F.; CUNICO, C.; MEZZOMO, M. M.; BIESEK, A. S.; MAGANHOTTO, R. Análise da paisagem da bacia hidrográfica do Rio Marumbi, Morretes-PR: unidades de paisagem, fragilidade potencial e hemerobia. **RAÍÇA**, v. 23, p. 428-447, 2011.

FARIA, M.; HUERTAS, D.; SOTO, D. X.; GRIMALT, J. O.; CATALAN, J.; RIVA, M. C.; BARATA, C. Contaminant accumulation and multi-biomarker responses in field collected zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and crayfish (*Procambarus clarkii*), to evaluate toxicological effects of industrial hazardous dumps in the Ebro river (NE Spain). **Chemosphere**, v. 78, n. 3, p. 232-240, 2010.

FARIA, M.; NAVAS, J. M.; SOARES, A. M. V. M.; BARATA, C. Oxidative stress effects of titanium dioxide nanoparticle aggregates in zebrafish embryos. **Science of the Total Environment**, v. 470, p. 379-389, 2014.

FARIA, S. C.; KLEIN, R. D.; COSTA, P. G.; CRIVELLARO, M. S.; SANTOS, S.; BUENO, S. L. S.; BIANCHINI, A. Phylogenetic and environmental components of inter-specific variability in the antioxidant defense system in freshwater anomurans *Aegla* (Crustacea, Decapoda). **Scientific Reports**, v. 8, n. 2850, 2018.

FENG, K.; CAI, Z.; DING, T.; YAN, H.; LIU, X.; ZHANG, Z. Effects of potassium-solubilizing and photosynthetic bacteria on tolerance to salt stress in maize. **Journal of Applied Microbiology**, v. 126, p. 1530-1540, 2019.

FERRAZ, D. K. O papel da vegetação na margem de ecossistemas aquáticos. In: **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta, p. 108-109, 2001.

FRANCO, R. M.; RAIMUNDI, E. A.; RAMOS, F. C.; ANTONELLO, L.; BOCCHESI, M. G.; HAMMERSCHMITT, V. L.; SOUZA-FRANCO, G. M. Análise da qualidade da água através do uso de macroinvertebrados bentônicos em riacho na Fazenda Tamanduá, Vargem Bonita (SC), Brasil. In: XIII SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA e VI SEMINÁRIO DE PESQUISA, IV SEMINÁRIO DE EXTENSÃO e II SEMINÁRIO DE ENSINO, 2009, Chapecó. **Anais...** Chapecó, 2009.

GAVRIC, J.; DESPOTOVIC, S.; PROKIC, M.; GAVRILOVIC, B.; RADOVANOVIC, T.; ANDELKOVIC, M.; TOMOVIC, L.; BORKOVIC-MITIC, S.; PAVLOVIC, S.; SAICIC, Z. Do different diets affect oxidative stress biomarkers and metal bioaccumulation in two snake species? **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v. 223, p. 26-34, 2019.

GHANI, M. A.; BARRIL, C.; BEDGOOD JR, D. R.; PRENZLER, P. D. Measurement of antioxidant activity with the thiobarbituric acid reactive substances assay. **Food Chemistry**, v. 230, p. 195-207, 2017.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, 2003.

HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 469-480, 2007.

HALLIWELL, B.; GUTTERIDGE, J. M. C. **Free Radicals in Biology and Medicine**. 5ª ed, Oxford: Oxford University Press, 2015.

HONG, Y.; YANG, X.; HUANG, Y.; YAN, G.; CHENG, Y. Oxidative stress and genotoxic effect of deltamethrin exposure on the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*. **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v. 212, p. 2533, 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3ª ed. Rio de Janeiro, 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Monitoramento da cobertura e uso da terra do Brasil 2000-2010-2012-2014**. Rio de Janeiro, 2017.

IFABIYI, I. P.; ENIOLORUNDA, N. Watershed characteristics and their implication for hydrologic response in the Upper Sokoto Basin, Nigeria. **Journal of Geography and Geology**, v. 4, n. 2, p. 147-155, 2012.

JUNQUEIRA, M. V.; ALVES, K. C.; PAPROCKI, H.; CAMPOS, M. S.; CARVALHO, M. D.; MOTA, H. R.; ROLLA, M. E. Índices bióticos para avaliação de qualidade de água de rios tropicais – síntese do conhecimento e estudo de caso: Bacia do Alto Rio Doce. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 49, p. 15-33, 2018.

IMAM, M. U.; ZHANG, S.; MA, J.; WANG, H.; WANG, F. Antioxidants mediate both iron homeostasis and oxidative stress. **Nutrients**, v. 9, n. 671, 2017.

KOHLMANN, B.; ARROYO, A.; MACCHI, P. A.; PALMA, R. Biodiversity and Biomonitoring Indexes In: **Integrated Analytical Approaches for Pesticide Management**. Elsevier Inc, p. 83-106, 2018.

KUMAR, M.; KUMAR, R.; SINGH, P. K.; SINGH, M.; YADAV, K. K.; MITTAL, H. K. Catchment delineation and morphometric analysis using geographical information system. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 7, p. 1168-1169, 2015.

LEE, J. S.; GRUNES, M. R. Classification of multi-look polarimetric SAR data based on complex Wishart distribution. **[Proceedings] NTC-92: National Telesystems Conference**, p. 21-24, 1992.

MACHADO, P. J. O.; BERNARDINO, J. L.; TEOFILLO, S. V.; CASTRO, T. G. S. Utilização da Análise Morfométrica como Instrumento para Avaliar a Vulnerabilidade Ambiental em

Sub-bacias Hidrográficas no Município de Rio Pomba/MG. In: 12º ENCUENTRO DE GEÓGRAFOS DE AMÉRICA LATINA, 2009, Montevideo. **Anais...** Montevideo, 2009. p. 1-13.

MAGALHÃES, G. C.; FANTIN-CRUZ, I.; ZEILHOFER, P.; DORES, E. F. G. C. Metais potencialmente tóxicos em rios a montante do Pantanal Norte. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 4, p. 833-850, 2016.

MALVEZI, K. E. D.; ZANÃO JÚNIOR, L. A.; MÜLLER, L.; ROSA, F. R. T.; OLIVEIRA, J. C. S.; TULLIO, G. F. Dinâmica de nutrientes do solo em sistema de plantio direto. **Acta Iguazu**, v. 4, n. 3, p. 10-30, 2015.

MANOEL, J. L. Levantamento de análise das densidades de drenagem das bacias hidrográficas dos Rios Aguapeí e Peixe. In: XVIII Encontro Nacional de Geógrafos, 2016, São Luis. **Anais...** São Luis, 2016.

MARCHESAN, J.; PEDRALI, L. D.; TRAMONTINA, J.; ALBA, E.; MELLO, E. P.; PEREIRA, R. S. Análise da relação entre a evolução florestal e a declividade utilizando imagens Landsat. **Revista Nativa**, v. 4, n. 1, p. 53-57, 2016.

MELO, G. A. S. **Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil**. São Paulo: Edições Loyola, 2003.

MESQUITA, C.; ASSIS, A. Q. S.; SOUZA, R. M. Vulnerabilidade natural à perda de solos da bacia hidrográfica do Rio Sagrado – Morretes/PR. **Revista de Geografia**. v. especial VIII SINAGEO, n. 2, p. 249, 264, 2010.

MESQUITA, S. R.; VAN DROOGE, B. L.; OLIVEIRA, E.; GRIMALT, J. O.; BARATA, C.; VIEIRA, N.; GUIMARÃES, L.; PIÑA, B. Differential embryotoxicity of the organic pollutants in rural and urban air particles. **Environmental Pollution**, v. 206, p. 535-542, 2015.

MIELNICZKI-PEREIRA, A. A.; SCHUCH, A.; BONATTO, D.; CAVALCANTE, C.; VAITSMAN, D.; RIGER, C.; ELEUTHERIO, E.; HENRIQUES, J. A. P. The role of the yeast ATP-binding cassette Ycf1p in glutathione and cadmium ion homeostasis during respiratory metabolism. **Toxicology Letters**, v. 180, p. 21-27, 2008.

MONTEBELO, L. A.; CASAGRANDE, C. A.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; CUTOLO, A. P. A. Relação entre uso e cobertura do solo e risco de erosão nas áreas de preservação permanente na bacia do ribeirão dos Marins, Piracicaba-SP. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. p. 3829-3836.

MORAIS, J. B. S.; SEVERO, J. S.; SANTOS, L. R.; MELO, S. R. S.; SANTOS, R. O.; OLIVEIRA, A. R. S.; CRUZ, K. J. C.; MARREIRO, D. N. Role of magnesium in oxidative stress in individuals with obesity. **Biological Trace Element Research**. 2016.

MORENO, P.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas. In: FERRACINI, V. L.; QUEIROZ, S. C. N.; SILVEIRA, M. P. (Org.). **Bioindicadores de Qualidade da Água**. Jaguariúna: EMBRAPA, 2004. p. 95-116.

NAMOUR, P.; SCHMITT, L.; ESCHBACH, D.; MOULIN, B.; FANTINO, G.; BORDES, C.; BREIL, P. Stream pollution concentration in riffle geomorphic units (Yzeron basin, France). **Science of the Total Environment**, v. 532, p. 80-90, 2015.

NASCIMENTO, P. S. R.; PETTA, R. A.; GARCIA, G. J. Confeção do mapa de densidade de drenagem através de geotecnologias visando definir a vulnerabilidade aos processos erosivos na sub-bacia do Baixo Piracicaba (SP). **Estudos Geográficos**, v. 6, n. 1, p. 19-35, 2008.

NELSON, D. L.; COX, M. M. **Princípios de Bioquímica de Lehninger**. 6ª ed. Porto Alegre: Artmed, 2014. 1220 p.

NETTO, A. L. C. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. In: **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 93-148, 1995.

NÚÑEZ, J. E. V.; SOBRINHO, N. M. B. A.; PALMIERI, F. MESQUITA, A. A. Consequências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre a contaminação do solo, sedimentos e água por metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 4, p. 981-990, 1999.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUDKE, J. C.; JARENKOV, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, n. 3, p. 242-260, 2015.

OLIVEIRA, G. T.; FERNANES, F. A.; BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G. Seasonal variations in the intermediate metabolism of *Aegla platensis* (Crustacea, Aeglidae). **Comparative Biochemistry and Physiology, Part A**, v. 147, p. 600-606, 2007.

OLIVEIRA, M. R.; HORN, A. H. Comparação da concentração de metais pesados nas águas do Rio São Francisco em Três Marias, desde 1991 até hoje, relacionando a atuação da CMM-Três Marias. **Revista Geonomos**, v. 14, n. 2, p. 55-63, 2006.

OTEIZA, P. I. Zinc and the modulation of redox homeostasis. **Free Radical Biology and Medicine**, v. 53, n. 9, p. 1748-1759, 2012.

PALA, A. The effect of a glyphosate-based herbicide on acetylcholinesterase (AChE) activity, oxidative stress, and antioxidant status in freshwater amphipod: *Gammarus pulex* (Crustacean). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 36869-36877, 2019.

PAPANIKOLAOU, G.; PANTOPOULOS, K. Review – Iron metabolism and toxicity. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 202, p. 199-211, 2005.

PAULO, R. L.; SERRA, J. C. V. Estudo de caso envolvendo uma indústria de fertilizantes na cidade de Porto Nacional/TO. **Sistemas & Gestão**, v. 10, n. 2, p. 316-323, 2015.

PÉREZ-LOSADA, M.; BOND-BUCKUP, G.; JARA, C. G.; CRANDALL, K. A. Conservation Assessment of Southern South American Freshwater Ecoregions on the Basis of

the Distribution and Genetic Diversity of Crabs from the Genus *Aegla*. **Conservation Biology**, v. 23, n. 3, p. 692-702, 2008.

PIASSÃO, J. F. G.; GASPARIN, B. R.; MARTINS, M. C.; DECIAN, V. S.; CANSIAN, R. L.; RESTELLO, R. M.; MIELNICZKI-PEREIRA, A. A. Análise da bioacumulação de metais e biomarcadores de estresse oxidativo em crustáceos do gênero *Aegla* (Crustacea, Anomura). **Perspectiva**, v. 43, n. 161, p. 111-122, 2019.

PIKULA, K. S.; ZAKHARENKO, A. M.; ARUOJA, V.; GOLOKHAVAST, K. S.; TSATSAKIS, A. M. Oxidative stress and its biomarkes in microalgal ecotoxicology. **Current Opinion in Toxicology**, v. 13, p. 8-15, 2019.

PINTO, L. V. A.; FERREIRA, E.; BOTELLO, S. A.; DAVIDE, A. C. Caracterização física da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG e uso conflitante da terra em suas áreas de preservação permanente. **CERNE**, v. 11, n. 1, p. 49-60, 2005.

RAIJ, B. V. **Avaliação da fertilidade do solo**. 2ª ed. Piracicaba: Instituto Internacional da Potassa, 1981. 142p.

RAMALHO, J. F. G. P.; SOBRINHO, N. M. B. A.; VELLOSO, A. C. X. Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 7, p. 1289-1303, 2000.

RAMOS-VASCONCELOS, G. R.; HERMES-LIMA, M. Hypometabolism, antioxidant defenses and free radical metabolism in the pulmonate land snail *Helix aspersa*. **The Journal of Experimental Biology**, v. 206, p. 675-685, 2003.

RECABARREN-VILLALÓN, T.; RONDA, A. C.; ARIAS, A. H. Uso de biomarcadores en la evaluación ambiental de ecosistemas marinos en América. **JAINA Costas y Mares ante el Cambio Climático**, v. 1, n. 2, p. 1-18, 2019.

REGOLI, F.; NIGRO, M.; ORLANDO, E. Lysosomal and antioxidant responses to metals in the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*. **Aquatic Toxicology**, v. 40, p. 375-392, 1998.

REMOR, M. B.; HERMOSO, M.; SGARBI, L. F.; VICENTINI, T. M. Qualidade da água do Rio das Pedras utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. **Cultivando o Saber**, v. 6, n. 2, p. 97-111, 2013.

RESTELLO, R. M.; BATTISTONI, D.; SOBCZAK, J. R.; VALDUGA, A. T.; ZACKRZEWSKI, S. B. B.; ZANIN, E. M.; DECIAN, V. S.; HEPP, L. U. Effectiveness of protected areas for the conservation of aquatic invertebrates: a study-case in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, 2020.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012. 546 p.

RIGHETTO, A. M.; GOMES, K. M.; FREITAS, F. R. S. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1109-1120, 2017.

RIKANS, L. E.; YAMANO, T. Mechanisms of cadmium-mediated acute hepatotoxicity. **Journal of Biochemical and Molecular Toxicology**, v. 14, n. 2, p. 110-117, 2000.

ROCHA, C. H. B.; AZEVEDO, L. P. Avaliação da presença de metais pesados nas águas superficiais da Bacia do Córrego São Mateus, Juiz de Fora (MG), Brasil. **Revista Espinhaço**, v. 4, n. 2, p. 33-44, 2015.

RODRIGUES, A. C. M.; GRAVATO, C.; QUINTANEIRO, C.; BARATA, C.; SOARES, A. M. V. M.; PESTANA, J. L. T. Sub-lethal toxicity of environmentally relevant concentrations of esfenvalerate to *Chironomus riparius*. **Environmental Pollution**, v. 207, p. 273-279, 2015.

SAIDELLES, A. P. F.; KIRCHNER, R. M.; SANTOS, N. R. Z.; FLORES, E. M. M.; BARTZ, F. R. Análise de metais em amostras comerciais de erva-mate do sul do Brasil. **Alimentos e Nutrição**, v. 21, n. 2, p. 259-265, 2010.

SAMIR, A. M.; AREF, W. M. Impact of occupational exposure to elemental mercury on some antioxidative enzymes among dental staff. **Toxicology and Industrial Health**, v. 27, n. 9, p. 779-786, 2011.

SARWAR, N.; IMRAN, M.; SHAHEEN, M.R.; ISHAQUE, W.; KAMRAN, M.A.; MATLOOB, A.; REHIM, A.; HUSSAIN, S. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives, **Chemosphere**, v. 171, p. 710-721, 2017.

SEABRA, V. S.; XAVIER, R. A.; DAMASCENO, J.; DORNELLAS, P. C. Mapeamento Do Uso E Cobertura Do Solo Da Bacia Do Rio Taperoá: Região Semiárida Do Estado Da Paraíba. **Caminhos de Geografia**, v. 15, n. 50, p. 127-137, 2014.

SILVA, C. A. Caracterização dos solos da microrregião geográfica de Erechim. **Revista Perspectiva**, v. 32, p. 127-140, 2008.

SILVA, J. X.; ZAIDAN, R. T. **Geoprocessamento e análise ambiental: aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. 368p.

SILVINO, R. F.; BARBOSA, F. A. R. Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 607-615, 2015.

SIQUEIRA, H. E.; GUIDOLINI, J. F.; ANTUNES, D. H.; OLIVEIRA, F. P.; VALLE JUNIOR, L. F. Diagnóstico da qualidade da água em área de conflito de uso do solo na microbacia Mangabeira, Uberaba-MG. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 14, p. 1164-1178, 2012.

SLIVA, L.; WILLIAMS, D. D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. **Water Research**, v. 35, n. 14, p. 3462-3472, 2001.

SOUSA, M. P.; CRUZ, K. J. C.; MELO, S. R. S.; ARAÚJO, D. S. C.; SOARES, T. C.; MARREIRO, D. N. Influência do magnésio e cálcio sobre o estresse oxidativo na obesidade. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 1, 2019.

SOUZA, T. R.; BARDIVIESSO, D. M.; ANDRADE, T. F.; BÔAS, R. L. V. Nutrientes do nolo e na solução do solo na citricultura fertirrigada por gotejamento. *Revista Engenharia Agrícola*, v. 35, n. 3, p. 484-493, 2015.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2ª ed., Porto Alegre: Emater/RS, 2008.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Revista Uniara*, n. 20, p. 137-156, 2007.

TOMITA, R. Y.; BEYRUTH, Z. Toxicologia de agrotóxicos em ambiente aquático. **O Biológico**, v. 64, n. 2, p. 135-142, 2002.

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; LEITE, F. P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhões – MG. *Revista Árvore*, v. 30, n. 5, p. 849-857, 2006.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 3ª ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 566p.

TSIKAS, D. Assessment of lipid peroxidation by measuring malondialdehyde (MDA) and relatives in biological samples: Analytical and biological challenges. **Analytical Biochemistry**, v. 524, p. 13-30, 2017.

TÜRKMEN, M.; CIMINLI, C. Determination of metals in fish and mussel species by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. **Food Chemistry**, v. 103, p. 670-675, 2007.

UECHI, D. A.; GABAS, S. G.; LASTORIA, G. Análise de metais pesados no Sistema Aquífero Bauru em Mato Grosso do Sul. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 1-13, 2017.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 55-64, 2010.

VENTURA, E. C.; GAELZER, L. R.; ZANETTE, J.; MARQUES, M. R. F.; BAINY, A. C. D. Biochemical indicators of contaminant exposure in spotted pigfish (*Orthopristis ruber*) caught at three bays of Rio de Janeiro coast. **Marine Environmental Research**, v. 54, p. 775-779, 2002.

VRANKOVIC, J.; ZIVIC, M.; RADOJEVIC, A.; PERIC-MATARUGA, V.; TODOROVIC, D.; MARKOVIC, Z.; ZIVIC, I. Evaluation of oxidative stress biomarkers in the freshwater gammarid *Gammarus dulensis* exposed to trout farm outputs. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 163, p. 84-95, 2018.

WANG, T.; GE, H.; LIU, T.; TIAN, X.; WANG, Z.; GUO, M.; CHU, J.; ZHUANG, Y. Salt stress induced lipid accumulation in heterotrophic culture cells of *Chlorella protot hecoides*: Mechanisms based on the multi-level analysis of oxidative response, key enzyme activity and biochemical alteration. **Journal of biotechnology**, v. 228, p.18-27, 2016.