

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE
CAMPUS CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

**EFEITO DO USO DO SOLO SOBRE O AGRUPAMENTO TRÓFICO FUNCIONAL DA
COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS NA BACIA DO IGUAÇU**

ANA CAROLYNA APARECIDA SILVA VILLELA

CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL

2020

ANA CAROLYNA APARECIDA SILVA VILLELA

**EFEITO DO USO DO SOLO SOBRE O AGRUPAMENTO TRÓFICO FUNCIONAL DA
COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS NA BACIA DO IGUAÇU**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa: Recursos Hídricos.

Orientador: Dr. Elisandro Pires Frigo
Coorientadora: Dra. Yara Moretto

CASCADEL – PARANÁ – BRASIL

2020

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Villela, Ana Carolyna Aparecida Silva

Efeito do uso do solo sobre o agrupamento trófico funcional da comunidade de macroinvertebrados em riachos na Bacia do Iguaçu / Ana Carolyna Aparecida Silva Villela; orientador(a), Elisandro Pires Frigo; coorientador(a), Yara Moretto, 2020.

50 f.

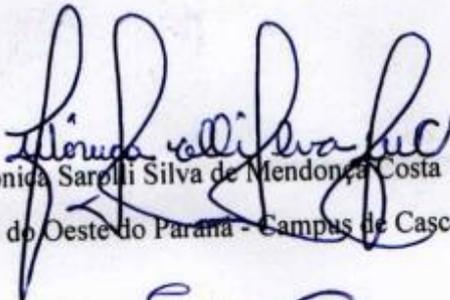
Dissertação (mestrado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2020.

1. Impacto ambiental. 2. FFG. 3. biomonitoramento. 4. hábito alimentar. I. Frigo, Elisandro Pires. II. Moretto, Yara. III. Título.

ANA CAROLYNA APARECIDA SILVA VILLELA

Efeitos do uso do solo sobre o agrupamento trófico funcional da comunidade de macroinvertebrados em riachos na bacia do Iguaçu do Iguaçu

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestra em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Recursos Hídricos, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



Monica Saroli Silva de Mendonça Costa

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Gilza Maria de Souza Franco

Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS)



Ralphe Rinaldo dos Reis

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 28 de fevereiro de 2020.

BIOGRAFIA RESUMIDA

Ana Carolyna Aparecida Silva Villela, nascida em 07 de setembro de 1992, na cidade de Conceição do Araguaia – PA. Gestora Ambiental formada no ano de 2016, pelo Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Pará (IFPA) – Campus Conceição do Araguaia, PA. Com MBA (Master in Business Administration) em Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental, pela Universidade Federal do Tocantins, concluído em 2017. Iniciou em 2018 o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, na linha de pesquisa de Recursos Hídricos, pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) – Campus Cascavel, PR.

EFEITO DO USO DO SOLO SOBRE O AGRUPAMENTO TRÓFICO FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS NA BACIA DO IGUAÇU

RESUMO

Os ecossistemas aquáticos têm sofrido alterações em diversas escalas, devido às atividades antrópicas. Desse modo, este trabalho tem o objetivo de avaliar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, em três diferentes categorias de riachos classificadas como áreas urbanas, rurais e minimamente impactados, localizados no Baixo Iguaçu, e analisar os atributos biológicos desses organismos como uma ferramenta para a avaliação da qualidade da água. Considerando que o uso do solo, na região estudada, é predominantemente associado às atividades agrícolas e industriais, tivemos como premissa que a comunidade bentônica refletiria a qualidade da água nestes ambientes. Foram coletados 28.326 organismos, dos quais Chironomidae e Oligochaeta estiveram presentes em todos os riachos. Os organismos considerados mais abundantes nos riachos possuem hábitos alimentares coletores catadores (Chironomidae, Oligochaeta, Nematoda, Baetidae, Crustacea e Caenidae) e predadores (Gomphidae, Ceratopogonidae), seguido por raspador, coletor filtrador e, por último, fragmentadores com menor representatividade. A RDA realizada com as variáveis ambientais e biológicas explicou 47,67% da variabilidade na composição e distribuição dos macroinvertebrados e das categorias de riachos. Desse modo, pode-se observar que as atividades antrópicas alteraram as funções ecológicas dos riachos localizados em área urbana, pois nestes ambientes observou-se o menor número de macroinvertebrados, diferente dos riachos minimamente impactados. A estrutura e a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos demonstraram estar diretamente relacionadas com as mudanças físicas do meio, mostrando a ocorrência de organismos generalistas, que apresentam características adaptativas a adversidades. Assim, evidenciou-se que os impactos causados em riachos, nas áreas urbanas e rurais, alteraram a composição e a estrutura funcional da assembleia de macroinvertebrados bentônicos.

Palavras-Chave: Impacto ambiental; FFG; biomonitoramento; hábito alimentar.

EFFECT OF LAND USE ON FUNCTIONAL TRAFFIC GROUPING OF THE MACROINVERTEBRATES COMMUNITY IN STREAMS IN THE IGUAÇU BASIN

ABSTRACT

Aquatic ecosystems have changed in several scales due to anthropic activities. Thus, this work aims to evaluate the benthic macroinvertebrate community in three different categories of streams classified as urban, rural, and preserved areas, located in Baixo Iguaçu, and analyze biological attributes of such organisms as a tool for assessing water quality. Considering that land use in the studied region is predominantly associated with agricultural and industrial activities, the premise is that the benthic community should reflect water quality in these environments. A total of 28,326 organisms were collected, of which Chironomidae and Oligochaeta were present in all streams. Organisms considered most abundant in streams have the following eating habits: collecting (Chironomidae, Oligochaeta, Nematoda, Baetidae, Crustacea and Caenidae) and predators (Gomphidae, Ceratopogonidae), followed by scraper, collector filter, and, finally, shredders, with less representativeness. The RDA performed with environmental and biological variables explained 47.67% of the variability in the composition and distribution of macroinvertebrates and stream categories. Thus, it can be observed that anthropic activities altered the ecological functions of streams located in an urban area, because in these environments the smallest number of macroinvertebrates was observed, different from preserved streams. The structure and composition of the benthic macroinvertebrate community, proved to be directly related to the physical changes of the environment, showing the occurrence of generalist organisms, which present characteristics of being adaptive to adversities. Finally, it was evidenced that the impacts caused in streams, in urban and rural areas, altered the composition and the functional structure of the assembly of benthic macroinvertebrates.

Keyword: Environmental impact; FFG; biomonitoring; eating habit.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 Vegetação Ripária	3
2.2 Atributos de comunidade de macroinvertebrados bentônicos	4
2.3 Diversidade funcional e trófica	6
2.4 Biomonitoramento	8
2.5 Gestão de Recursos Hídricos	11
2.6 Uso e Ocupação do Solo	13
3 OBJETIVO	16
3.1 Geral.....	16
3.2 Específicos	16
4 MATERIAL E MÉTODOS	17
4.1 Área de estudo.....	17
4.2 Procedimentos amostrais de coleta	18
4.3 Procedimento em Laboratório	19
4.3.1 Tipo de solo e caracterização do uso do solo.....	19
4.3.2 Granulometria e matéria orgânica no sedimento e componentes do substrato	19
4.3.3 Variáveis físicas e químicas da água	19
4.4 Análises estatísticas	20
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
6 CONCLUSÃO	31
REFERÊNCIAS	32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Categorização funcional de grupos e recursos alimentares (Merritt e Cummins, 1996). CPOM = matéria orgânica particulada grossa; FPOM = matéria orgânica particulada fina.....	8
Tabela 2 Resumo dos principais usos da água da Unidade Hidrográfica dos Afluentes do Baixo Iguaçu.....	15
Tabela 3 Nome dos riachos, categorias, cidades e coordenadas dos pontos de coleta	18
Tabela 4 Presença e ausência de macroinvertebrados, de acordo com a ordem e família, classificação do grupo trófico funcional e pontos de coleta.	21

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Localização da bacia hidrográfica e pontos de coleta	17
Figura 2 Dados de precipitação nas datas das coletas	18
Figura 3 Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Riqueza, Abundância Total da entomofauna aquática bentônica nos riachos urbanos, rurais e minimamente impactados da Bacia do Iguaçu.....	23
Figura 4 Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) considerando os riachos urbanos, rurais e minimamente impactados.....	24
Figura 5 Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da análise de redundância (RDA), de acordo com as variáveis abióticas e comunidade de insetos aquáticos nos riachos urbanos, rurais e minimamente impactados.....	25
Figura 6 Colonizadores de cada categoria de riachos.....	26
Figura 7 Número de indivíduos em cada categoria de riachos	27

LISTA DE SÍMBOLOS

ANA	Agência Nacional de Água
BOD	Demanda bioquímica de Oxigênio
CC	Coletor Catador
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CF	Coletor Filtrador
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPEL	Companhia Paranaense de Energia
DAEE	Departamento de Água e Energia
dbRDA	Distance-Based Redundancy Analysis
FFG	Grupo funcional trófico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MOPF	Matéria Orgânica Particulada Fina
MOPG	Matéria Orgânica Particulada Grossa
PERH/PR	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Paraná
PERMANOVA	Permutational Multivariate Analysis of Variance
PNRH	Plano Nacional de Recursos Hídricos
PR	Predador
PRH	Plano de Recursos Hídricos
RS	Raspador
SEMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNGRH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
FR	Fragmentador
UHE	Usina Hidroelétrica de Energia
USEPA	United States Environmental Protection Agency

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos têm sofrido diversas alterações, devido às atividades antrópicas. Os cursos d'água interagem com todo seu entorno; assim, suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, fornecem informações sobre as consequências dos impactos antrópicos (CALLISTO, 2001). O crescimento das áreas urbanas e a exploração de matas nativas para atividade de agricultura têm sido alguns dos principais responsáveis por essa degradação ambiental.

No Brasil, o uso inadequado das matas ripárias, geralmente em desacordo com as Leis Federais, Estaduais e Municipais, faz com que instalações industriais, residências e atividades agrícolas promovam a erradicação da vegetação ripária. Essas atividades influenciam no uso do solo e, conseqüentemente, prejudicam a qualidade ambiental dos recursos hídricos dentro de uma bacia hidrográfica (MENEZES et al., 2014).

Os riachos possuem importante papel ecológico, pois são responsáveis pelo escoamento superficial e o hábitat para diversos organismos aquáticos. Contudo, a insuficiência de vegetação, no entorno dos ambientes aquáticos, que mantenha o uso do solo antropizado afastado do manancial aquático pela formação de uma zona tampão de tamanho adequado ao do ambientes aquático (DALA-CORTE et al., 2020) faz com que nessas áreas tenha-se a estrutura física, química e biológica desses mananciais comprometida no transporte de energia, materiais e em certas funções dos riachos, dentre elas os serviços ecossistêmicos.

Os macroinvertebrados bentônicos atuam nos processos ecológicos de transferência de energia e ciclagem, essenciais para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Essa biota tem sido bastante usada como bioindicadora da qualidade ecológica, com respostas significativas, especialmente para os impactos de origem antrópica (KUHLMANN et al., 2012). Muitas taxa apresentam grau de especialização, sendo importante avaliar as categorias de substratos (areia, pedras e argila/silte), o tamanho das partículas do substrato mineral, a variedade de tamanhos e a textura superficial.

As folhas agrupadas no fundo dos riachos fornecem abrigo, alimento e substrato nutritivo para os macroinvertebrados bentônicos (AFONSO; HENRY, 2002). Assim, a vegetação ripária tem suma importância para alguns tipos de organismos, visto que a permanência de indivíduos em um determinado ambiente é influenciada por diversas causas, uma delas a disponibilidade de alimentos. Esse fator controla a ocorrência e a abundância de uma determinada espécie (SANTANA et al., 2010)

A região em estudo, a bacia hidrográfica do Baixo Iguaçu, é caracterizada pela presença de atividades agrícolas, principalmente o cultivo de soja e milho. A agricultura pode afetar a qualidade ambiental dos corpos hídricos, presentes nessa bacia hidrográfica, devido à degradação da mata ciliar, alterações na estrutura do solo e utilização de insumos químicos, como agrotóxicos. Diante disso, veem-se necessários estudos que possam avaliar a qualidade dos riachos localizados nesta bacia, através de índices de diversidade, riqueza e grupo trófico funcional da comunidade bentônica.

Nesse sentido, temos como premissa que os variados usos e ocupações do solo, na bacia do baixo Iguaçu, influenciam na distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, sendo que qualquer alteração nas condições físicas, químicas e biológicas gera modificações na estrutura trófica das comunidades. Assim, é possível associar presença e/ou ausência de grupos de macroinvertebrados relacionados a distúrbios ambientais. Neste contexto, o presente trabalho teve o objetivo de avaliar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, em três categorias de riachos (urbanos, rurais e minimamente impactados) e analisar a diversidade biológica e funcional destes organismos, utilizando-a como uma ferramenta para a avaliação da qualidade da água dos riachos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Vegetação Ripária

A vegetação ripária representa importante área de preservação de espécies animais e vegetais e conservação dos recursos naturais, de modo que a formação dessa vegetação desempenha relevante papel na manutenção da integridade dos ecossistemas locais (MONTAG et al., 1997; LIMA; GASCON 1999; LIMA; ZAKIA 2000; DALA-CORTE et al., 2020). A remoção dessa vegetação ocasiona vários problemas, como erosões e perda de nutrientes (COSTA et al., 2018).

A vegetação na margem dos cursos d'água cai no leito dos rios, abastecendo com material orgânico, e esse material cumpre função nutricional para a biota aquática. Uma vez que a serrapilheira (galhos, folhas e troncos) cai no leito do rio, entra em decomposição e, no processo de deposição de partículas e sedimentos, criam microhabitats, que favorecem moradia e alimentação para alguns organismos aquáticos. Esse material apresenta relação direta com o fluxo de matéria e energia. Diante disso, há grande necessidade de conservar essas matas, visto que influenciam a estruturação, a abundância e a diversidade dos macroinvertebrados (ROBAYO; SMITH, 2015; BUENO et al., 2003).

A conservação das áreas ripárias protege os cursos d'água contra assoreamentos, contaminação por defensivos agrícolas, além da preservação da fauna local, contribuindo, assim, com o equilíbrio ambiental (SANTOS et al., 2017). A erradicação dessas áreas aumenta a temperatura da água, devido à falta de sombreamento, e essas mudanças alteram a estabilidade do habitat e influenciam diretamente na condição trófica. Os serviços ecológicos das matas ciliares são essenciais para manter habitats de alta qualidade e processamento de nutrientes nos ecossistemas dos riachos (TULLOS; NEUMANN, 2006).

A vegetação ripária visa proteger as funções hidrológicas, ecológicas e geomorfológicas proporcionadas para as microbacias hidrográficas (ATTANASIO et al., 2006). Em vista da crescente degradação e do comprometimento da qualidade ambiental das bacias hidrográficas, se faz necessário o desenvolvimento de planos de manejo integrados nas microbacias, de modo a prevenir impactos ambientais causados por atividades antrópicas, a preservação dos serviços ecossistêmicos e a proteção de zonas sensíveis (AIDAR, 2003).

De acordo com o Código Florestal (Lei 12.651/2012), a vegetação ao longo dos cursos d'água são chamadas de Área de Preservação Permanente (APP), áreas protegidas por lei, que são fundamentais para a preservação dos recursos hídricos, da

paisagem, da estabilidade geológica e da biodiversidade. São corredores ecológicos extremamente importantes para a fauna e a dispersão vegetal; diante disso, essas áreas têm extrema necessidade de serem preservadas.

A zona ripária interfere na manutenção da integridade das bacias hidrográficas, sendo que a degradação dessas áreas prejudica a estabilidade da microbacia, a manutenção da qualidade e a quantidade de água, assim como a manutenção do próprio ecossistema aquático (ATTANASIO et al., 2006). Essa vegetação é encontrada ao longo das margens e cabeceiras dos rios, e atua como tampão para entrada de efluentes provenientes do escoamento superficial (LINDNER; SILVEIRA, 2003). Além disso, tem grande importância no meio inserido, visto que possui grande sensibilidade ecológica, principalmente do ponto de vista dos recursos hídricos.

O Código Florestal tem como objetivo a proteção e o uso sustentável das matas, de forma harmônica entre o uso produtivo da terra e a preservação da água, do solo e da vegetação. Porém, mesmo com legislações ambientais, como a lei nº 12.651/2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e estabelece os limites de uso das propriedades com matas nativas, ocorrem interferências irregulares por atividades humanas. A lei ainda delimita as faixas marginais, que vão de acordo com a largura dos rios.

Guerra e Cunha (2006) afirmaram que as atividades agrícolas, desmatamento, mineração, super pastoreio e urbanização são as atividades que mais causam degradação, havendo ocupação desordenada do solo em bacias hidrográficas, o que agrava o seu desequilíbrio.

A retirada da vegetação ripária afeta a estrutura e composição das comunidades aquáticas e altera as relações tróficas entre os organismos (CASATTI et al., 2009). O critério de dimensionamento da faixa ripária tem como função a retenção de nutrientes e sedimentos como garantia de proteção da qualidade da água e da biodiversidade (LIMA; ZAKIA, 2000).

A retirada das matas ciliares para uso urbano ou agrícola altera o suprimento de serapilheira para ecossistemas aquáticos. O resultado disso tem um forte efeito na redução de recursos detritivos propagada por detritívoros a predadores, evidenciando a importância dos ecótonos terrestre-aquáticos para a diversidade e a produtividade aquáticas (WALLACE et al., 1997).

2.2 Atributos de comunidade de macroinvertebrados bentônicos

A riqueza de espécies ou riqueza taxonômica é a maneira mais comum de se medir diversidade e consiste em avaliar o número de espécies de uma determinada

comunidade ou área de interesse (WILSEY et al., 2005). Para Bonfim et al. (2015), riqueza taxonômica consiste no agrupamento de espécies presente em um determinado local onde retrata a comunidade nos mais variáveis ambientes. Apesar de popular e de fácil interpretação, na maioria dos estudos, é muito difícil ou mesmo impossível contar todas as espécies de um determinado ambiente. Para se ter certeza da riqueza de espécies numa área, deveríamos identificar todos os indivíduos, o que se torna impossível em comunidades preservadas com grande quantidade de microrganismos (MELO, 2008).

Identificar a diversidade de espécies numa área é essencial, uma vez que, conhecendo a natureza, pode-se otimizar o gerenciamento da área em relação a atividades de exploração de baixo impacto, conservação de recursos naturais ou recuperação de ecossistemas degradados (WILSEY, 2005).

A utilização do método de monitoramento depende da espécie em estudo, visto que, para cada grupo taxonômico têm sido desenvolvidos métodos específicos para estimar a abundância e a composição da comunidade. São usadas formas para facilitar os estudos que têm sido realizados por usuários com pouco domínio na área da taxonomia. Existem ferramentas que auxiliam no processo de classificação e identificação, tais como chaves taxonômicas.

Equitabilidade é a medida da uniformidade em que se mede a uniformidade da distribuição de abundância entre as espécies de uma comunidade (MARTINS; SANTOS, 1999): refere-se ao quão similar as espécies estão representadas na comunidade (MELO, 2008; MARTINS; SANTOS, 1999). Segundo Botini et al. (2015), a equitabilidade alta é quando os indivíduos se encontram bem distribuídos de forma uniforme entre as espécies no mesmo ambiente, apesar da complexidade da comunidade. A probabilidade de vários indivíduos tomados da comunidade, de forma independente e aleatória, serem de uma mesma espécie significa uma baixa equitabilidade (MARTINS; SANTOS, 1999).

Um ambiente heterogêneo permite um maior número de habitats, sugerindo uma maior diversidade de espécies. De acordo com Townsend et al. (2006), essa relação está ligada aos recursos alimentares e abrigo, permitindo uma maior coexistência com outras espécies. Os macroinvertebrados possuem tolerâncias diferentes a impactos nos ecossistemas (LADRERA et al., 2013); de acordo com isso, é possível identificar a presença ou ausência de macroinvertebrados diante de impactos.

2.3 Diversidade funcional e trófica

Devido ao objetivo focar na diversidade funcional e trófica das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, estes serão tratadas em itens separados dos atributos de comunidade.

De acordo com Diaz e Cabido (2001), a diversidade é um termo amplo que inclui tanto o número quanto a composição dos genótipos, espécies, tipos funcionais e unidades de paisagem em um dado sistema. No entanto, a diversidade é frequentemente comparada à riqueza de espécies, e outros componentes da diversidade.

A diversidade funcional (um dos componentes da diversidade) está emergindo como um aspecto de importância crucial na determinação de processos ecossistêmicos, uma vez que quantifica o valor e o alcance das características orgânicas que influenciam seu desempenho e, portanto, o funcionamento do ecossistema (DIAZ; CABIDO, 2001).

De acordo com Villeger et al. (2008), os índices riqueza, equitabilidade, divergência e dispersão são utilizados como auxílio para avaliar a funcionalidade ecológica. O índice riqueza funcional é o volume que a comunidade de interesse ocupa; o índice equitabilidade funcional é com que regularidade as espécies preenchem tal espaço; já o índice divergência funcional é como a abundância é distribuída dentro do volume dos traços das espécies; ao passo que o índice dispersão funcional é a distância média de cada táxon para o centroide de todos os táxons na comunidade. A utilização dessas medidas funcionais resulta em uma melhor avaliação das alterações nos ecossistemas do que só a classificação taxonômica (HOEINGHAUS et al., 2007).

Diversidade funcional é uma forma de classificação da diversidade biológica através de funções que cada espécie desempenha dentro da comunidade. Tilman (2001) complementa que o funcionamento das comunidades é influenciado pela variação das espécies e de suas características. Desse modo, Cianciaruso et al. (2009) asseguram que mensurar a diversidade funcional significa medir a diversidade de características funcionais, que são componentes dos fenótipos dos organismos, que influenciam os processos na comunidade.

Norman et al. (2005) estruturaram a diversidade funcional em três componentes independentes: riqueza funcional, uniformidade funcional e divergência funcional, as quais precisam ser quantificados separadamente. A riqueza funcional é a distribuição das espécies e a abundância de uma comunidade no espaço de nicho, que pode ser usada como uma medida de riqueza. A uniformidade funcional é a uniformidade da distribuição da abundância no espaço de nicho que pode ser usada como uma uniformidade de medida, já que é ortogonal à riqueza funcional. A riqueza

funcional e a uniformidade funcional relacionam-se com as mesmas entidades, espaço de nicho ou seções de espaço de nicho. Finalmente, a divergência funcional é o grau em que a distribuição de abundância no espaço de nicho maximiza a divergência em caracteres funcionais dentro da comunidade. Villéger et al. (2008) acrescentam que o interesse de dividir a diversidade funcional em três componentes independentes é fornecer mais detalhes no exame dos mecanismos que ligam a biodiversidade ao funcionamento do ecossistema.

Grupo trófico funcional é classificado conforme o hábito alimentar dos invertebrados, permitindo uma análise de como o detrito é processado e utilizado. Essa classificação faz correlação direta com a forma de adquirir seu alimento e é baseada em características comportamentais e morfológicas dos indivíduos (CUMMINS et al., 2005; LIGEIRO et al., 2010). Os invertebrados podem ser classificados em grupos tróficos funcionais, como: predadores; raspadores; fragmentadores e coletores, que, por sua vez, podem ser divididos em coletores-filtradores e coletores-catadores.

Root (1967) menciona que um grupo alimentar é um conjunto de espécies que exploram a mesma classe de recursos ambientais de forma semelhante, independentemente de sua classificação taxonômica. Segundo o autor, sendo que relações ecológicas entre os membros do grupo são modeladas pela competição, onde quaisquer alterações nas condições físicas, químicas e biológicas podem resultar em modificações na estrutura trófica e em seus comportamentos alimentares (KASHIAN; BURTON, 2000). Estudar os grupos funcionais tróficos (FFG) de macroinvertebrados aquáticos permite conhecer os processos de degradação causados pelas atividades antrópicas.

Merrit e Cummins (1996) classificam o FFG de cada animal e observaram comportamento, conteúdos digestivos e morfologias do aparelho bucal de cada espécie. O agrupamento do grupo trófico funcional, de acordo com Cummins (1973), pode ser categorizado considerando três aspectos: i) morfologia e funcionamento das peças bucais; ii) conteúdo digestivo; e, iii) comportamento. A alimentação, o tipo e o tamanho do alimento consumido pelos macroinvertebrados bentônicos são os fatores mais importantes na descrição do grupo trófico funcional.

Hogsden e Vinebrooke (2006) mostraram em seu estudo que, em ambientes degradados, o comportamento alimentar dos macroinvertebrados visa buscar a compensação funcional, demonstrando relação entre o tipo de alimento disponível e a composição da comunidade. Um dos fatores que podem colaborar é o aumento da turbidez, que está ligada ao aumento da carga suspensa, em geral composta de material inorgânico, e reduz o recurso alimentar para os organismos que se alimentam de FPOM (CUMMINS et al., 2005).

A Tabela 1 descreve como os invertebrados adquirem seus recursos alimentares com enfoque nos mecanismos morfológicos e comportamentais. Os que se alimentam de matéria orgânica particulada fina (FPOM) são classificados como coletores. Os raspadores se alimentam das algas das superfícies e raspam perífiton aderido do material mineral ou orgânico. Os fragmentadores são os invertebrados que mastigam o tecido vegetal vascular vivo CPOM (matéria orgânica particulada grossa). Os coletores-filtradores utilizam redes de sedas para capturar as finas partículas de matéria orgânica da coluna de água e se alimentam de células de algas e matéria orgânica em decomposição. Os invertebrados que se alimentam de presas vivas são classificados como predadores; e os coletores-catadores se alimentam de matéria orgânica fina adquirida de interstícios nos sedimentos do fundo (CUMMINS, 1973, MERRITT; CUMMINS, 1996, CUMMINS et al., 2005).

Tabela 1 Categorização funcional de grupos e recursos alimentares (MERRITT; CUMMINS, 1996). CPOM = matéria orgânica particulada grossa; FPOM = matéria orgânica particulada fina

Grupos funcionais	Mecanismos de alimentação do tamanho de partícula	Recursos alimentares dominantes	Partículas dos alimentos (mm)
Fragmentadores	Mastigam lixo condicionado; tecido vegetal vivo; madeira	Plantas vasculares em decomposição (ou hidrófitas vivas) de CPOM	> 1,0
Coletores - filtradores	Alimentadores de suspensão - filtram partículas da coluna de água	Partículas detriticas em decomposição de FPOM; algas, bactérias e fezes	0,01 – 1,0
Coletores-catadores	Alimentadores de depósito - ingerem sedimentos ou coletam partículas soltas em áreas deposicionais	Partículas detriticas em decomposição de FPOM; algas, bactérias e fezes	0,05 – 1,0
Raspadores	Pastar superfícies de pedra e madeira ou caules de plantas aquáticas enraizadas	Algas não filamentosas anexadas ao perífiton e detritos, microflora e fauna associados e fezes	0,01 – 1,0
Predadores	Capturar e engolir presas ou tecidos, ingerir fluidos corporais	Animal vivo	> 0,5

Fonte: Cummins et al. (2005).

2.4 Biomonitoramento

Os ecossistemas aquáticos têm sofrido alterações em diferentes escalas como consequências das ações humanas. Essas atividades podem gerar impactos

ambientais nas características dos meios abióticos e biológicos, interferindo na redução acentuada da biodiversidade aquática, o que ocasiona danos irreversíveis ao ambiente (MOURA; SILVA et al., 2016). De acordo com a resolução do CONAMA 01/86, art. 1º, impacto ambiental é qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas no meio ambiente, causada por qualquer atividade humana que, direta ou indiretamente, interfira no meio ambiente (BRASIL, 1986, p. 2548-2549). Essas ações afetam a comunidade de organismos aquáticos e esses organismos fornecem informações sobre essas consequências (CALLISTO, 2001).

A USEPA (United States Environmental Protection Agency), em 1984, estabeleceu o monitoramento ecológico ou biomonitoramento, como o uso de organismos para fins de monitoramento da qualidade da água. Para Buss et al. (2003), os organismos contribuem com respostas no meio onde vivem, de tal forma que são empregados como parâmetros biológicos para medir a qualidade da água. A biota aquática reage aos estímulos provocados pelas perturbações antropogênicas, fornecendo respostas eficientes em relação à qualidade local. O biomonitoramento apresenta resultados sobre as características e as relações existentes entre os diversos componentes dos sistemas biológicos, mostrando as diferenças de sensibilidade dos organismos, e demonstrando as diferenças relacionadas à tolerância das comunidades biológicas a poluentes específicos e outros estressores (SILVA et al., 2008). De acordo com Silva et al. (2008), devem ser verificadas as mudanças na biota aquática e a estruturas das comunidades, avaliando as medidas bioindicadoras sensíveis o suficiente para detectar mudanças e impactos sutis nas bacias hidrográficas.

A má gestão dos recursos hídricos gera a necessidade de desenvolver metodologias com diagnósticos eficazes, sendo um dos primeiros passos para a resolução dos problemas socioambientais. Buss et al. (2003) afirmam que compreender a estrutura da comunidade e o uso de organismos indicadores têm sido duas abordagens bastante usadas para os estudos de impactos ambientais provocados por ações humanas. Esses fatores têm sido frequentemente empregados ao longo dos anos. Compreender os organismos e como eles interagem no seu habitat foi uma questão sempre estudada pelos ecólogos.

Uma das comunidades biológicas bastante aceitas na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos e biomonitoramento são os macroinvertebrados bentônicos (GOULART; CALLISTO, 2003). O uso desses organismos no biomonitoramento de riachos é cada vez mais empregado devido a sua sensibilidade às mudanças ambientais, além de que auxiliam na mitigação de impactos como o enriquecimento orgânico e o desequilíbrio da cadeia alimentar (MOURA; SILVA et al., 2016). Para Goulart e Callisto (2003), esses organismos frente às adversidades

ambientais podem ser classificados em três grupos, como: organismos sensíveis ou intolerantes, tolerantes e resistentes. Eles habitam em diversos tipos de substratos orgânicos, como folhiços e macrófitas aquáticas e inorgânicos como cascalho, areia, rochas, entre outros, vivendo, assim, parte do seu ciclo de vida no fundo de ecossistemas aquáticos (ROSENBERG; RESH, 1993).

De acordo com Biasi et al. (2010), esses organismos são usados como um indicador dos processos ecológicos ocorrentes nos ambientes aquáticos, apontando as diversas pressões ambientais, em uma escala local. Esses organismos são amplamente utilizados na avaliação da qualidade e da saúde de riachos, pois apresentam as seguintes características: ciclos de vida longo; fácil visualização, podendo ser vistos a olho nu; fácil amostragem, com custos relativamente baixos; elevada diversidade taxonômica e de identificação relativamente fácil; organismos sensíveis a diferentes concentrações de poluentes no meio, fornecendo ampla faixa de respostas frente a diferentes níveis de contaminação ambiental (KOBAYASHI; KAGAYA 2002).

Anderson e Wallace (1996) afirmaram que a diversidade e a abundância de insetos em água doce demonstram como esses indivíduos são bem-sucedidos nesse ambiente, com ampla distribuição e capacidade de explorar a maioria dos tipos de habitats aquáticos. Os autores classificaram em quatro categorias os fatores que influenciam a utilização de um habitat particular: restrições fisiológicas, como aquisição de oxigênio e temperatura; considerações tróficas; demanda de alimentos; restrições físicas; e interações bióticas, suscetíveis a predação e/ou competição. Esses fatores podem demonstrar o papel das espécies nos ecossistemas e influenciam o ciclo de vida dos organismos.

Inicialmente, são coletadas várias informações para depois avaliar as consequências da poluição sobre os ecossistemas aquáticos. O biomonitoramento é um dos métodos mais utilizados para diagnosticar o nível de impacto na vida aquática. Uma vez detectados os níveis de degradação, esses dados podem ser usados como implementação de medidas mitigadoras (CALLISTO et al., 2001). O uso de indicadores é um componente importante para o gerenciamento ambiental, uma vez que podem ser rastreados os aspectos da condição ambiental local, além de fornecerem informações científicas e úteis para o monitoramento de áreas degradadas. Os indicadores podem ser usados para definir o status de um recurso e medir o progresso em direção a metas (LADSON et al., 1999). Silva et al. (2011) asseguram que o biomonitoramento é uma técnica extremamente importante para manter a integridade dos ecossistemas hídricos. Este método visa verificar os problemas de impactos ambientais, com o intuito de melhorar a qualidade, reabilitar e preservar os ecossistemas aquáticos.

2.5 Gestão de Recursos Hídricos

O uso excessivo dos recursos hídricos tem ameaçado o ciclo hidrológico, a quantidade e qualidade da água, essencial para a vida humana e a economia mundial (TUNDISI, 2006). Para Yassuda (1993), o avanço desordenado das áreas urbanas e rurais tem gerado um cenário de degradação dos recursos naturais, a começar pela destruição de valores fundamentais das águas, em benefício da otimização de determinados usos.

O conhecimento científico e o gerenciamento adequado dos recursos hídricos são essenciais para a eficiência e a otimização dos usos múltiplos da água e sua conservação (TUNDISI, 2006). A preservação, o uso, a recuperação e a conservação são os objetivos integrados à gestão dos recursos hídricos, de forma satisfatória, equilibrada e sustentável para seus múltiplos usuários (YASSUDA, 1993).

A apropriação dos recursos hídricos de forma gratuita e descontrolada tem sido uma prática corrente. O uso mais recorrente desse recurso é para suprimento urbano, industrial e agrícola, comumente em condições ineficientes. Muitas dessas atividades humanas consomem e/ou inutilizam as disponibilidades hídricas da bacia (YASSUDA, 1993).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), também conhecida como Lei das Águas (Lei nº 9.433/97), tem o objetivo de gerenciar os recursos hídricos e de fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, um dos instrumentos mais poderosos da Política Nacional dos Recursos Hídricos. De acordo com Souza (2014), esse instrumento tem como objetivo gerenciar os recursos hídricos no que diz respeito ao uso, recuperação, proteção e conservação.

Outro instrumento instituído pela Lei das Águas é o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), que tem como papel principal gerenciar o uso da água de forma democrática e participativa, com objetivos principais: coordenar a gestão integrada das águas; arbitrar administrativamente os conflitos relacionados aos recursos hídricos; planejar, regular e controlar o uso, bem como a recuperação dos corpos d'água; e promover a cobrança pelo uso da água (ANA, 2013).

A poluição é um dos grandes vilões. Diante disso, na década de 1960, iniciou-se mundialmente a promoção da consciência ambiental. Com a progressiva assimilação das funções do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) pela COPEL, em fevereiro de 1973, foi criada, no Paraná, a Administração de Recursos Hídricos – ARH, em substituição ao DAEE. Pesquisar disponibilidades e estabelecer políticas de recursos hídricos são as principais competências da ARH. Diante disso, dá-se início à gestão ambiental no Estado (MACHADO, 1998).

De acordo com o Decreto nº 1651/03, o responsável pela coordenação, elaboração e implementação do Plano Estadual de Recursos Hídricos, dos Planos de Bacias Hidrográficas e pela cobrança da água é o Instituto das Águas Paraná, que tem como objetivo uma gestão de controle e proteção, a fim de garantir o uso múltiplo das águas e a implementação de planos de prevenção e recuperação ambiental (AGUASPARANA, 2010). A Lei 9.433/97 Instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, tendo como um dos instrumentos a outorga de uso da água, com intuito de propiciar uma gestão correta e eficaz de um bem preciosíssimo e de extremo valor econômico, social e cultural para toda a vida no planeta. A emissão da outorga é de responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA), emitindo para uso da água de rios, reservatórios, lagos e lagoas sob o domínio da União (ANA, 2013).

Devido à determinação Constitucional, os municípios têm dificuldade de atuação na gestão da água. Os municípios só podem gerenciar com o repasse de algumas atribuições, através de convênios de cooperação com estados ou a União. Por conta disso, os governos locais têm grande importância no planejamento e no ordenamento do território, considerando as consequências dessa gestão na conservação dos recursos hídricos. Os municípios têm responsabilidade de elaborar, aprovar e fiscalizar os instrumentos relacionados com o ordenamento territorial, tais como: os planos diretores; o zoneamento; o parcelamento do solo e o desenvolvimento de programas habitacionais; a delimitação de zonas industriais, urbanas e de preservação ambiental; os planos e sistemas de transporte urbanos; dentre outras atividades com impacto nos recursos hídricos, principalmente em bacias hidrográficas predominantemente urbanas (CARNEIRO et al., 2010).

Muitas atividades no solo das bacias podem agravar impactos ambientais negativos. Carneiro et al. (2010) citam que essas ações por muitas vezes não cumprem as legislações existentes ou existe uma legislação inadequada de uso do solo. Os mesmos autores citam algumas atividades que são agravantes: a falta de infraestrutura urbana, a deficiência dos serviços de esgotamento sanitário e de coleta de resíduos sólidos, a exploração descontrolada de jazidas minerais, a ocupação desordenada e ilegal de margens dos rios ou de planícies inundáveis, a falta de tratamento nos leitos das vias públicas, a obstrução ou estrangulamento do escoamento em decorrência de estruturas de travessias implantadas sem a preocupação de não interferir no escoamento (pontes, tanto rodoviárias quanto ferroviárias, e tubulações de água), bem como de muros e edificações que obstruem as calhas dos rios (CARNEIRO et al., 2010).

A técnicas tradicionais de engenharias sanitária e ambiental, juntamente com o planejamento de uso do solo e a gestão de recursos hídricos poderão ter grandes avanços na conservação e na proteção dos biomas (CARNEIRO et al., 2008). O

planejamento dos recursos hídricos para fins econômicos em geral e para abastecimento urbano, coleta e tratamentos das águas servidas, o lazer e a preservação ambiental são os principais objetivos da gestão dos recursos hídricos em bacias urbanas (CARNEIRO et al., 2008).

2.6 Uso e Ocupação do Solo

A bacia do rio Paraná é de grande importância para o país, devido ao seu potencial econômico, atingindo 32% da população brasileira. A bacia se subdivide em seis grandes rios, sendo um deles o Iguaçu, localizado no oeste do estado do Paraná (IPARDES, 2010). O rio Iguaçu forma inúmeras corredeiras e atravessa os três planaltos paranaenses. Essa região é ocupada por amplas lavouras de monocultura, como milho e soja, favorecidas pelo relevo plano dessas áreas.

A bacia do Rio Iguaçu possui diversidade na fauna e na flora e um alto potencial para geração de energia hidroelétrica e atividade de agricultura (BAUMGARTNER et al., 2012). Abrange uma população estimada de 4,5 milhões de habitantes e percorre 101 municípios. Essa bacia é considerada a maior bacia hidrográfica do estado, que encontra-se 79% no estado do Paraná, 19% pertence ao estado de Santa Catarina e 2% à Argentina (ELETROSUL, 1978).

A formação da bacia hidrográfica dá origem aos três planaltos paranaenses: 1º região de Curitiba; 2º região de Ponta Grossa e 3º região de Guarapuava (MAACK, 2001). A partir das características geomorfológicas, o rio Iguaçu foi também subdividido em três regiões: o Alto Iguaçu, no 1º planalto, o médio Iguaçu, região do 2º planalto, e o baixo Iguaçu, região do 3º planalto paranaense (BAUMGARTNER et al., 2012). De acordo com o IBGE (2010), o rio também é a segunda hidrografia mais poluída do Brasil, devido à grande quantidade de resíduos urbanos e industriais não tratados, continuamente descarregada na origem do sistema.

O rio Iguaçu tem um curso com extensão total de 1.060 km, desde suas nascentes na vertente ocidental da Serra do Mar, até a foz, no Rio Paraná, e percorre todo o estado no sentido Leste-Oeste (IPARDES, 2004). As cabeceiras da bacia, no Alto Iguaçu, localizam-se na área metropolitana de Curitiba, por ser uma região nas proximidades da capital do Estado, onde existe uma grande concentração populacional, com atividades industriais, comerciais e de serviços, enquanto nos médio e baixo Iguaçu predominam a agropecuária, com maior destaque para as culturas de soja e trigo (ANA, 2013).

O baixo Iguaçu, localizado no terceiro planalto, apresenta paisagens e formas de uso e ocupação dos solos bastante diversificadas. Nessa localidade, o rio Iguaçu se

configura como ente físico central e comanda a formação de vales encaixados com encostas muito íngremes, onde predominam relevos ondulados e montanhosos e, mais especificamente, relevos suavemente ondulados nas regiões de maiores altitudes. A vegetação que ocupa esses ambientes pertence, principalmente, à Floresta Ombrófila Mista, representada por importantes remanescentes florestais (STCP, 2006). De acordo com a classificação de Köppen, o clima é dos tipos Cfa e Cfb, o que indica climas subtropical e temperado, respectivamente. A temperatura média no mês mais frio foi inferior a 18 °C, enquanto no mês mais quente foi acima de 22 °C (IAPAR, 1994).

Em 2007, o Estudo de Impacto Ambiental, da UHE Baixo Iguaçu, demonstrou que a região ocupava 82,47% de área agropecuária e somente 17,53% de mata. Becegato et al. (2007), em seu estudo, demonstraram que as partes ocupadas por matas sofreram um decréscimo de 73% entre o período de 1980 e 2001, as quais foram ocupadas por áreas agrícolas, cujas principais culturas eram o feijão e o milho. Outra consequência ambiental importante é que tais culturas utilizam produtos fitossanitários que são carreados para os rios e nascentes e comprometem a qualidade das águas superficiais e subterrâneas (BECEGATO et al., 2007).

De acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Paraná (PLERH/PR 2010), a Unidade Hidrográfica dos Afluentes do Baixo Iguaçu concentra numerosos rebanhos de gado leiteiro, suínos, frangos e bovinos de corte. A atividade de pecuária utiliza 1129 l/s dos recursos hídricos, enquanto o abastecimento ao público tem uma demanda de 1579 l/s. A bacia também abastece o setor industrial, com aproximadamente 674 l/s. A AGUASPARANÁ tem em seu cadastro 103 indústrias que utilizam os recursos hídricos dessa bacia Hidrográfica (Tabela 2). De acordo com o PLERH/PR, devido ao favorecimento do relevo dos cursos d'água, a região também possui várias usinas de geração elétrica.

Tabela 2 Resumo dos principais usos da água da Unidade Hidrográfica dos Afluentes do Baixo Iguaçu

Usos da água	Demandas por uso (l/s)
Abastecimento Público	1579
Setor Industrial	674
Setor Agrícola	135
Setor Pecuário	1129
Total	3516

Fonte: PLERH/PR (2011).

Nas áreas urbanas, a qualidade da água diminui, devido ao déficit na infraestrutura de esgotos e drenagem, ao passo que nas áreas rurais existe um potencial de contaminação, devido à poluição difusa e ao alto volume de agrotóxicos. A ocupação irregular na bacia encadeia problemas ambientais e sociais, bem como a falta de coleta e tratamento de efluentes adequados, problemas no sistema de abastecimento de água e de drenagem urbana, os quais comprometem a preservação ambiental da bacia, o que afeta negativamente o meio ambiente e a qualidade de vida das pessoas (FERNANDES, 2013).

3 OBJETIVO

3.1 Geral

Avaliar os atributos da comunidade (composição, riqueza e diversidade trófica) de macroinvertebrados bentônicos e utilizar como ferramenta para avaliação da qualidade da água, em três categorias de riachos (urbanos, rurais e minimamente impactados), localizados na bacia hidrográfica do Baixo rio Iguaçu no estado do Paraná.

3.2 Específicos

- Analisar os atributos da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos nos riachos;
- Comparar os atributos dos organismos bentônicos nas três categorias dos riachos;
- Avaliar a influência dos diferentes tipos de uso do solo na composição funcional trófica dos macroinvertebrados.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Iguaçu é o maior complexo hídrico do estado do Paraná, ocupa cerca de 28% da área total do estado e abrange uma área de 54.820,40 km². De acordo com a Resolução Nº 49/2006/CERH/PR, essa bacia está dividida nas seguintes Unidades Hidrográficas de Gestão de Recursos Hídricos, Baixo Iguaçu, Médio Iguaçu e Alto Iguaçu (SEMA, 2010)

O estudo concentra-se no baixo Iguaçu, onde predomina o cultivo de soja e trigo, além de pastagens. Essa região concentra um grande potencial de contaminação, com o alto volume de agrotóxicos comercializados, além de que a maioria das indústrias situadas na bacia estão relacionadas com a agropecuária (SEMA, 2010). Os cursos d'água sofrem interferência dessas atividades, sendo essenciais os estudos que possam avaliar a qualidade dos riachos presentes nessa região.

Os riachos em estudo foram divididos em três categorias: áreas urbanas, rurais e minimamente impactadas, localizados no município de Cascavel, com o solo do tipo latossolo presente na bacia (Figura 1, Tabela 3).

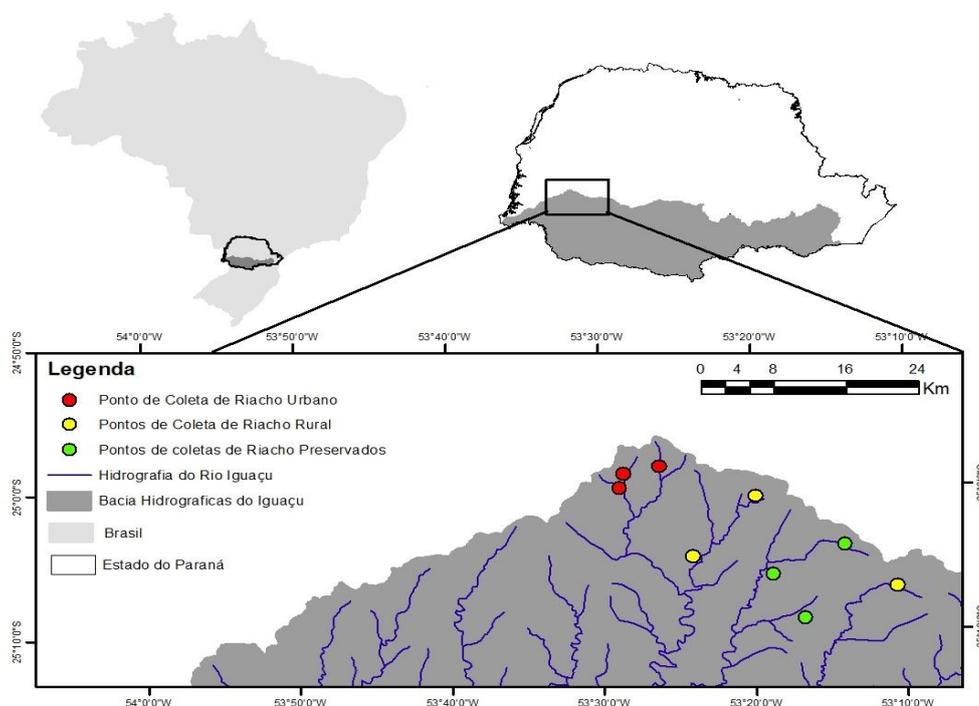


Figura 1 Localização da bacia hidrográfica e pontos de coleta.

Fonte: do autor

Tabela 1 Nome dos riachos, categorias, cidades e coordenadas dos pontos de coleta

RIACHO	CATEGORIA	MUNICÍPIO	COORDENADAS	
Arquimedes	Min. impact.	Cascavel	25°09'10,25" S	53°16'41,86" W
Pedregulho	Min. impact.	Cascavel	25°06'07,17" S	53°18'42,25" W
Rio do Salto	Min. impact.	Cascavel	25°04'06,94" S	53°13'59,64" W
São José	Rural	Cascavel	25°00'43,32" S	53°19'50,53" W
Bom retiro	Rural	Cascavel	25°04'48,38" S	53°24'02,86" W
Carolina	Rural	Cascavel	25°07'01,29" S	53°10'34,81" W
Cascavel	Urbano	Cascavel	24°58'35,77" S	53°26'07,13" W
Quati	Urbano	Cascavel	24°59'03,28" S	53°28'30,18" W
Afluente do Quati	Urbano	Cascavel	25°00'01,33" S	53°28'45,86" W

4.2 Procedimentos amostrais de coleta

As coletas foram realizadas em duas etapas, no mês de julho de 2017 e agosto de 2018, que são períodos quando, em geral, ocorrem as menores precipitações durante o ano (Figura 2), o que favorece a maior estabilidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Foi utilizado o coletor tipo Surber (0,04 m²) e, em cada ponto, foram coletadas réplicas de substratos e uma amostra de sedimentos para a granulometria. As amostras foram depositadas em frascos, contendo álcool 70%, onde foram devidamente etiquetados, contendo a estação de coleta, local e data.

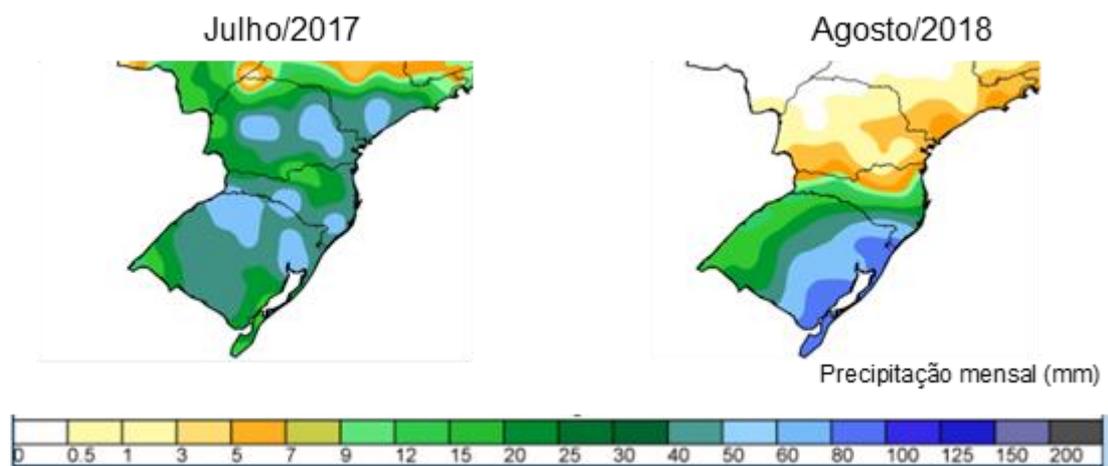


Figura 2 Dados de precipitação nas datas das coletas.
Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia.

Após a coleta, o sedimento para análise biológica foi lavado com água corrente em um conjunto de peneiras, com diferentes aberturas de malhas (1,0 e 0,2 mm). O material retido na última malha foi acondicionado em potes de polietileno com álcool

70% para posterior triagem sob microscópio estereoscópico e identificados até o nível de família.

Os macroinvertebrados foram distribuídos em grupos tróficos funcionais (FFGs), ou seja, foi realizada a atribuição de espécies em diferentes grupos com base em seus meios de aquisição de alimentos. Os FFG incluem coletor-coletor, coletor-filtrador, predador, raspador e fragmentador, baseados na literatura brasileira e neotropical (FERNÁNDEZ; DOMÍNGUEZ, 2001; CUMMINS et al., 2005; COSTA et al., 2006).

4.3 Procedimento em Laboratório

4.3.1 Tipo de solo e caracterização do uso do solo

O tipo de solo foi descrito de acordo com os mapas geológicos que caracterizam o solo paranaense (PAROLIN et al., 2010). Para a caracterização do uso e da ocupação do solo do entorno dos riachos estudados foi utilizado o programa QGis, um sistema de sensoriamento remoto que permite identificar, com ajuda de imagens extraídas do Bing, os diferentes tipos de uso do solo de uma área determinada. Foram calculadas as porcentagens de: área urbana – área asfaltada, áreas residencial e industrial; área rural: pastagem, plantio e construções da propriedade; e área verde, na qual incluiu-se mata ciliar e remanescentes de floresta. Esse processo foi repetido para cada riacho que foi classificado, anteriormente às coletas, de acordo com a porcentagem de cada categoria de uso do solo, em: minimamente impactado (mais que 50% de cobertura vegetal), rural (mais de 50% de uso agrícola e pecuário) e urbano (acima de 50% de urbanização).

4.3.2 Granulometria e matéria orgânica no sedimento e componentes do substrato

Foram coletadas amostras de sedimento, armazenadas em sacos plásticos e levadas para análise em laboratório. As amostras de sedimento, para granulometria, foram secas em estufa a 80 °C, sendo a textura granulométrica determinada de acordo com a escala de Wentworth (1922). A porcentagem de matéria orgânica do sedimento foi determinada pela calcinação da amostra durante aproximadamente quatro horas em mufla a 540 °C, para determinação dos percentuais de matéria orgânica particulada grossa (MOPG – partículas >10³) e matéria orgânica particulada fina (MOPF – partículas <10³).

4.3.3 Variáveis físicas e químicas da água

Foram medidas as seguintes variáveis da água, realizadas in loco: temperatura (°C), concentração de oxigênio dissolvido (mg/l), pH, condutividade elétrica

($\mu\text{S s}^{-1}$), essas variáveis foram mensuradas através de uma sonda multiparâmetro (Horiba), capaz de gerar as medidas instantaneamente. Para determinação da concentração total de nitrogênio, concentração total de fósforo e demanda bioquímica de oxigênio (BOD), amostras de água foram coletadas e analisadas em laboratório, seguindo os parâmetros descritos por APHA (2000).

4.4 Análises estatísticas

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados foi analisada quanto à categorização funcional trófica, riqueza e abundâncias por meio do software R Core Team (2019), utilizando os pacotes vegan (OKSANEN et al., 2019), permute (SIMPSON, 2019) e lattice (DEEPAYAN, 2008).

As diferenças encontradas destas variáveis entre os diferentes tipos de riachos e períodos foram analisadas através do programa estatístico PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance) (ANDERSON et al., 2008) com 999 de permutação e $p=0,05$.

Os dados abióticos foram previamente transformados em $\log x+1$ e os dados de abundância transformados em raiz quadrada. Como medida de similaridade foi utilizado Bray Curtis, para os dados biológicos, e, para os dados abióticos, a distância Euclidiana. Para avaliar e selecionar as variáveis preditoras que atuaram na distribuição das comunidades entre os riachos foi realizada a Distance-based redundancy analysis (dbRDA), (LEGENDRE; ANDERSON, 1999). Nesta análise de ordenação, foram considerados apenas os valores significativos, que estão representados por vetores, em que o comprimento e a direção de cada vetor indica a força e a relação entre cada variável e os eixos da dbRDA. As análises foram realizadas no Software R 3.4.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados 22.489 insetos aquáticos, distribuídos em 8 ordens e 43 famílias. Desse total, estavam presentes 6.350 indivíduos nas amostras de julho de 2017 e 16.139 indivíduos nas de agosto de 2018. Na tabela 4 observa-se a presença e a ausência dos invertebrados, de acordo com ordem e família, assim como a classificação de acordo com o grupo funcional trófico, nos riachos urbanos, rurais e minimamente impactados. Os Chironomidae destacam-se por estarem presentes em todos os riachos, com significativa representatividade na composição da comunidade bentônica amostrada.

Tabela 2 Presença e ausência de macroinvertebrados, de acordo com a ordem e família, classificação do grupo trófico funcional e pontos de coleta

ORDEM	FAMÍLIA	FFG	URB		RUR		MIN	
			jul/17	ago/18	jul/17	ago/18	jul/17	ago/18
EPHEMEROPTERA	Baetidae	CC	-	+	+	+	+	+
	Caenidae	CC	-	-	+	+	+	+
	Leptohyphidae	CC	-	-	+	+	+	+
	Leptophlebiidae	RS	-	+	+	+	+	+
PLECOPTERA	Perlidae	PR	-	+	-	+	-	-
	Gripopterygidae	CC	-	-	+	-	+	-
TRICHOPTERA	Helicopsychidae	RS	-	-	-	-	+	-
	Anomalopsychidae	RS	-	-	-	+	-	-
	Xiphocentronidae	CC	-	-	-	-	-	+
	Calamoceratidae	FR	-	+	-	-	-	-
	Hydrobiosidae	PR	-	-	-	-	+	-
	Hydropsychidae	CF	-	+	+	+	+	+
	Hydroptilidae	RS	-	-	+	-	-	+
	Ecnomidae	CF	-	-	-	-	+	-
	Leptoceridae	PR	-	-	+	+	-	-
	Sericostomatidae	FR	-	-	-	+	-	+
	Polycentropodidae	PR	-	-	+	+	-	-
	COLEOPTERA	Psephenidae	CC	-	+	-	-	+
Lutrochidae		FR	-	-	-	-	-	+
Dryopidae		FR	-	-	-	-	-	+
Hydrophilidae		CC	-	-	-	-	-	-
Staphilinidae		PR	-	-	-	-	+	-
Elmidae		RS	-	+	+	+	+	+

continua

		continuação						
ODONATA	Gyrinidae	PR	-	-	+	-	-	-
	Aeshnidae	PR	-	-	-	-	+	-
	Gomphidae	PR	-	+	+	+	+	+
	Megapodagrionidae	PR	-	-	-	-	+	-
	Cordulidae	PR	-	+	-	+	-	+
	Coenagrionidae	PR				+	+	+
	Libellulidae	PR	+	+	-	-	+	+
DIPTERA	Ceratopogonidae	PR	+	+	-	+	+	+
	Culicidae	CC	-	-	+	-	+	-
	Phoridae	CC	-	-	-	-	+	-
	Tabanidae	PR	-	-	-	-	+	-
	Simuliidae	CF	-	+	+	-	+	-
	Stratiomyidae	CC	-	+	-	-	-	+
	Psychodidae	CC	-	+	-	+	-	+
	Muscidae	PR	-	-	-	+	-	-
	Empididae	PR	-	-	-	+	-	+
	Tabanidae	PR	-	-	-	-	-	+
	Thaumaleidae	FR	-	-	-	-	-	+
	Tipulidae	FR	-	-	-	+	-	+
	Chironomidae	CC	+	+	+	+	+	+
HEMIPTERA	Veliidae	PR	-	-	-	-	+	+
MEGALOPTERA	Corydalidae	PR	-	+	-	-	-	-

Nota: URB-riachos urbanos; RUR-riachos rurais; MIN-riachos minimamente impactados; FFG-grupo trófico funcional; PR-predador; CF-coletor filtrador; CC-coletor catador; FR-fragmentador; RS-raspador.

Fonte: Do autor.

De acordo com os resultados da ANOVA, houve diferença significativa em relação aos riachos para a abundância, riqueza total e diversidade de Shannon H' de insetos aquáticos bentônicos. A abundância de insetos aquáticos foi significativamente menor nos riachos urbanos quando comparada aos riachos minimamente impactados (Tukey, $p < 0.05$). A riqueza total de insetos aquáticos bentônicos foi superior em riachos minimamente impactados, seguidos de rurais, e foram diferentes em relação aos riachos urbanos, como pode ser observado na Figura 3 (Tukey, $p < 0.05$).

Quanto à diversidade de Shannon H', os riachos urbanos foram significativamente de menor diversidade quando comparados aos riachos minimamente impactados (Tukey, $p < 0.05$). Considerando os períodos de maior e menor pluviosidades, houve diferença significativa apenas para a riqueza total da entomofauna aquática bentônica.

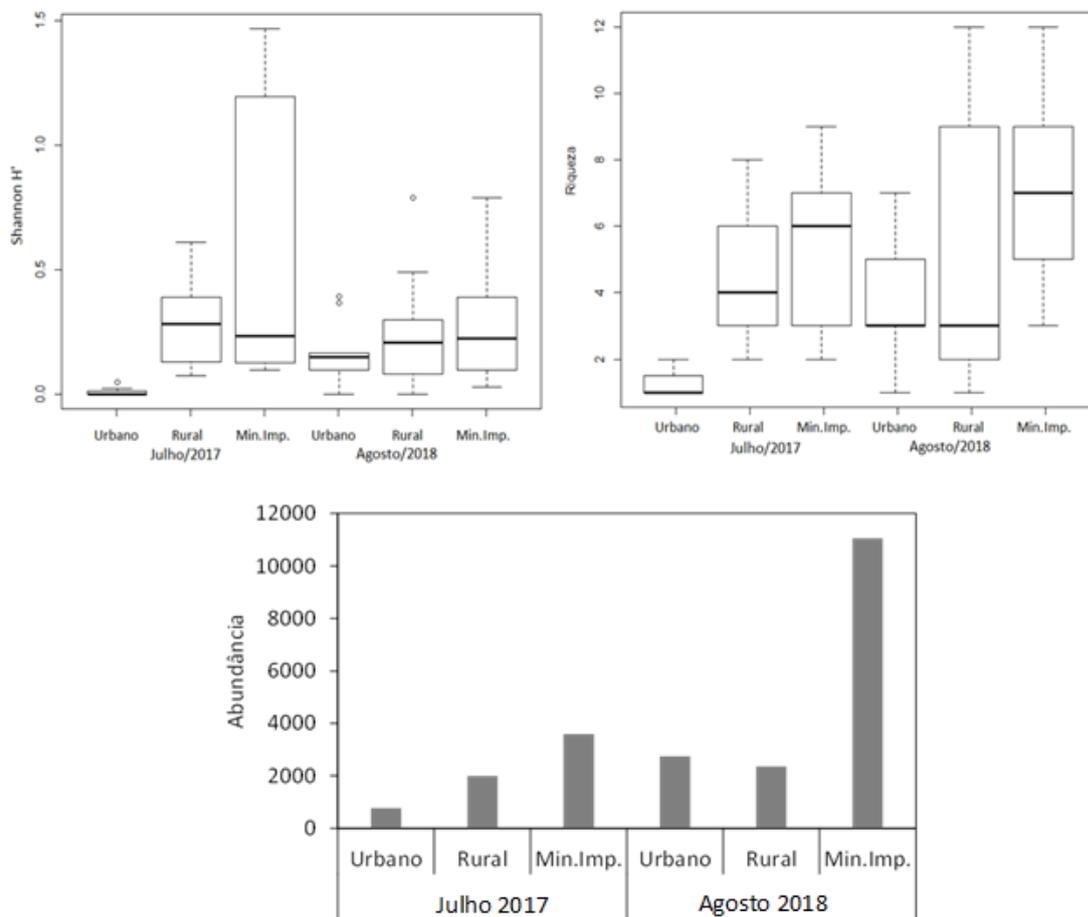


Figura 3 Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Riqueza, Abundância Total da entomofauna aquática bentônica nos riachos urbanos, rurais e minimamente impactados da Bacia do Iguaçu.

Os resultados da PERMANOVA evidenciaram que existe interação significativa entre a composição de insetos aquáticos e os riachos ($F= 3.68$ e $p= 0.003$) e estações ($F= 4.20$ e $p = 0.009$). Corroborando os resultados da PERMANOVA, a NMDS apontou e diferenciou o agrupamento dos riachos minimamente impactados e rurais daqueles de categoria urbana (stress = 0.20; Figura 4).

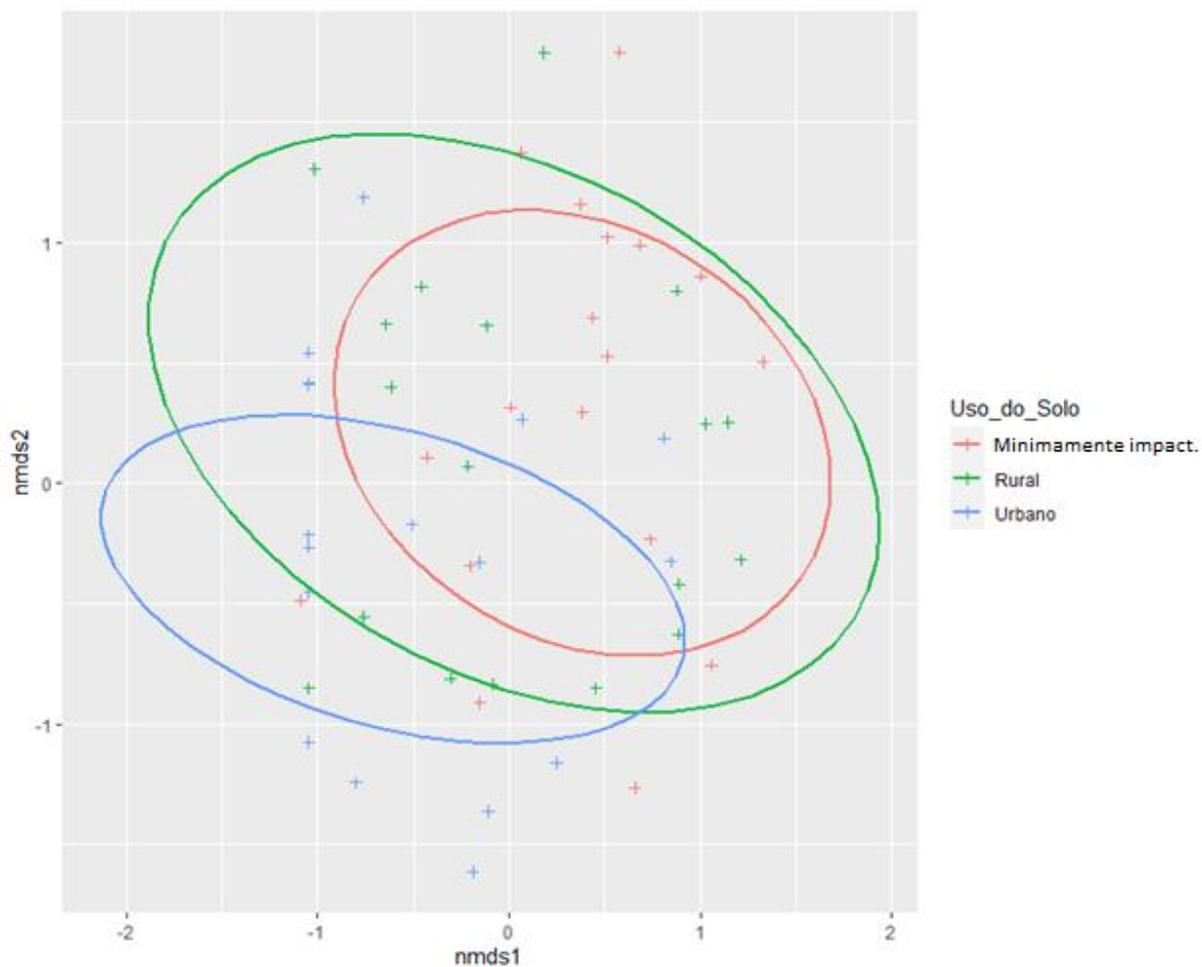


Figura 4 Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) considerando os riachos urbanos, rurais e minimamente impactados.

Os resultados da Análise de Redundância (RDA) explicaram 64,16%, sendo os eixos 1 ($p=0.0003$) e 2 ($p= 0.044$) significativos (Figura 5). Além disso, a porcentagem de explicação fornecida pela análise também foi significativa ($p <0,05$).

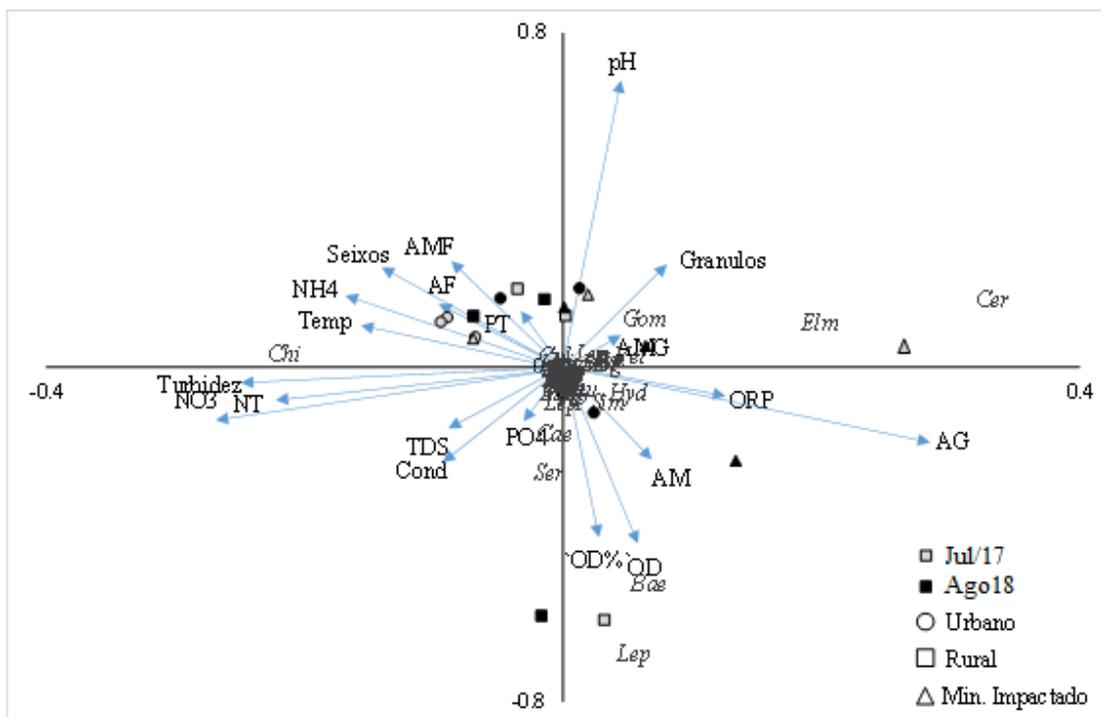


Figura 5 Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da análise de redundância (RDA), de acordo com as variáveis abióticas e comunidade de insetos aquáticos nos riachos urbanos, rurais e minimamente impactados.

Nota: PT – fósforo total; PO₄ – Ortofosfato; NT – Nitrogênio total; NH₄ – Amônia; NO₃ – Nitrato; AMG – areia muito grossa; AG – areia grossa; AM – areia média; AF – areia fina; AMF – areia muito fina; Temp – temperatura; ORP potencial de oxidação; Cond – condutividade; OD – oxigênio dissolvido; TDS – sólidos totais dissolvidos.

A RDA demonstrou que as variáveis amônia, fósforo total e temperatura, e os sedimentos areia muito fina, areia fina e seixos foram relacionados positivamente com a família que Chironomidae. O pH, grânulos e areia muito grossa tiveram correlacionadas positivamente com as famílias Elmidae e Ceratopogonidae, que foram relacionadas com ambientes minimamente impactados. Já o oxigênio dissolvido influenciou as famílias Baetidae e Leptoceridae – essas famílias estão relacionadas em ambientes rurais – e o ortofosfato influenciou as famílias Caenidae e Sericostomatidae.

Quando avaliado de forma integrada observa-se (Figura 6) que o riacho urbano teve presentes somente coletor catador e predador. As famílias consideradas mais abundantes, nos riachos estudados, possuem hábitos alimentares como predador, coletores catadores, seguido por raspador, coletor filtrador e por último fragmentador, com menos representatividade.

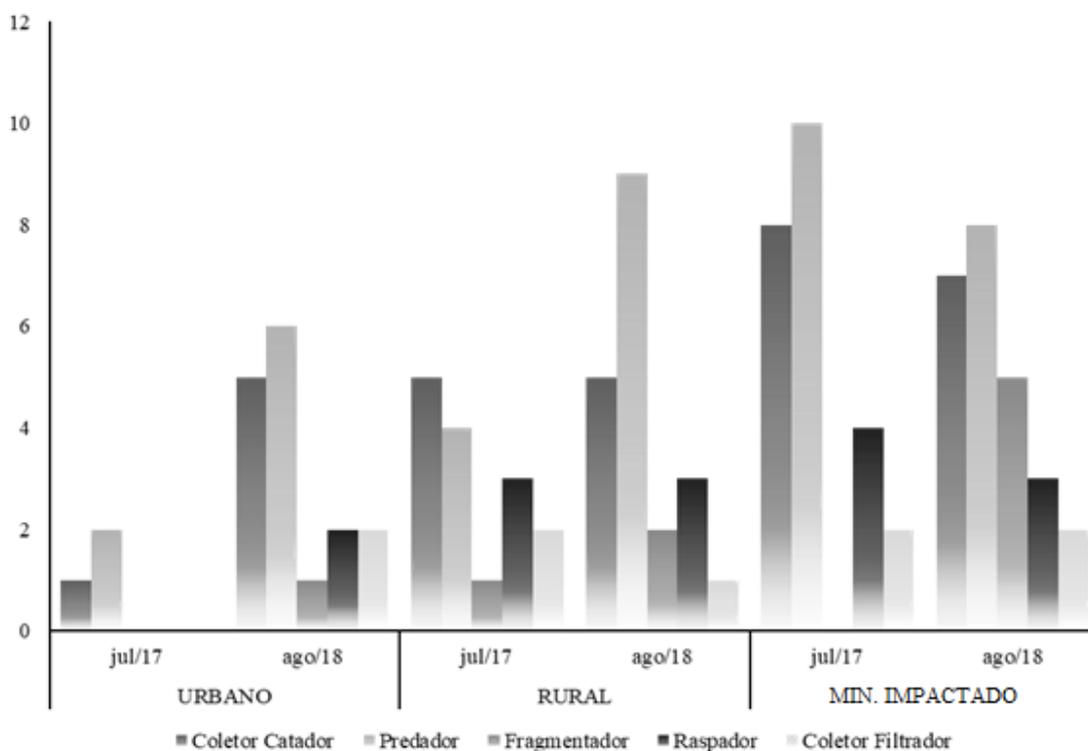


Figura 6 Colonizadores de cada categoria de riachos.

As famílias Chironomidae, Baetidae, Elmidae, Hydropsychidae e Gomphidae foram observadas com maior frequência, pois são consideradas como organismos generalistas e com relevante flexibilidade adaptativa ao meio (MERRIT; CUMMINS, 2006), classificados no grupo trófico funcional como coletor catador, raspador, coletor filtrador e predador, respectivamente.

Em julho de 2017, nos riachos urbanos, houve o predomínio do grupo trófico funcional coletor catador e predador, com abundância de 769 indivíduos identificados, sendo a categoria de riachos com o menor número de indivíduos. Nos mesmos riachos, amostrados em agosto de 2018, estiveram presentes os cinco FFG (coletores catadores e filtradores, rapadores, predadores, fragmentadores), sendo identificados 2.745 de indivíduos. Já em agosto de 2018, foram registrados 11.045 indivíduos nos riachos minimamente impactados, sendo com maior número de indivíduos coletados, seguido de coleta realizada em julho de 2017, com 3.586 indivíduos, nos mesmos riachos (Figura 7).

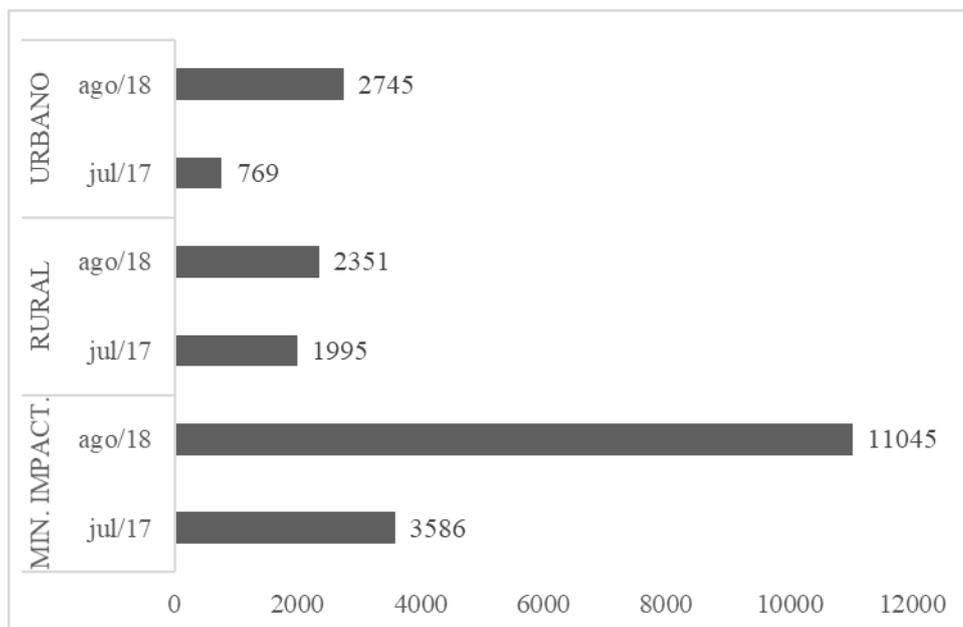


Figura 7 Número de indivíduos em cada categoria de riachos

Pode ser observado que os usos e a ocupação do solo afetaram os ecossistemas aquáticos dos ambientes, corroborando com a hipótese de que as atividades antrópicas influenciam na distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, e modificam a estrutura trófica das comunidades. Observou-se que os riachos localizados em ambientes urbanos tiveram menor número de indivíduos identificados. A análise de riqueza, abundância e diversidade em relação aos grupos tróficos funcionais e família, nos ambientes urbanos, tiveram os menores valores, devido à existência de interferências antrópicas.

Connell (1978) propõe a Hipótese do Distúrbio Intermediário, que explica como os distúrbios alteram a diversidade biológica. Essas alterações afetam as espécies no espaço e no tempo, influenciando a composição, a abundância e o número de espécies na comunidade (ARAÚJO et al., 2016). A precipitação pluvial influenciou na identificação de organismos nos dois anos de coleta. As coletas realizadas em 2017 apresentaram um número muito menor de organismo com relação à coleta do ano seguinte (agosto/2018), sendo que na primeira coleta o acúmulo de precipitação no mês de julho de 2017 foi maior que na segunda coleta. Durante períodos chuvosos, grande quantidade de partículas são erodidas do solo e carregadas pelas águas, interferindo nos habitats dos macroinvertebrados. Guerreschi (2004) afirma que a precipitação é um fator que influencia na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e é responsável pelas alterações na densidade de indivíduos e na riqueza taxonômica.

Dentre os ambientes amostrados, foi possível determinar que os ambientes minimamente impactados apresentaram maior abundância e riqueza em relação aos ambientes rurais e urbanos, o que pode ser explicado pelas melhores condições ambientais nos riachos minimamente impactados. Este resultado indica que a abundância de cada categoria funcional está diretamente ligada ao grau de resistência e tolerância dos organismos. De acordo com Moura e Silva et al. (2016), a biodiversidade bentônica diminui quando a poluição orgânica é alta e, diante disso, permanecem apenas organismos tolerantes. Segundo Merrit e Cummins (1996), cada organismo possui adaptações comportamentais, fisiológicas e morfológicas que comprometem o desempenho e sua compatibilidade com o ambiente. Isto explica o porquê de os ambientes minimamente impactados apresentarem maior riqueza no presente estudo.

Nos riachos minimamente impactados, foram identificados indivíduos da família Hydroptilidae da ordem Trichoptera. Geralmente Trichoptera ocorrem em remansos e na presença de folhiços, e a presença da família Hydroptilidae em ambientes aquáticos indica locais conservados (BISPO et al., 2001). No trabalho realizado por Tullos (2005), na Carolina do Norte (EUA), o autor observou que 91% das bacias rurais foram dominadas por táxons intolerantes, atribuídos às ordens Plecoptera, Trichoptera e Ephemeroptera. Mostrou também que os organismos dominantes e intolerantes foram substituídos por organismos tolerantes, como Chironomidae, os quais têm mais plasticidade a condições degradadas.

No trabalho de Trivinho-Strixino et al. (2008), os índices baseados na comunidade bentônica mostraram que, nos centros urbanos, a jusante foi onde foram observados os piores resultados, com maior dominância, e menores diversidade, riqueza e equitabilidade. Isto corrobora com o presente trabalho, onde nos ambientes com mais impactos, riachos urbanos, obteve-se a presença de organismos mais tolerantes. O trabalho realizado por Barnum et al. (2017) mostrou que os impactos antropogênicos homogeneizaram as comunidades de macroinvertebrados por meio dos gradientes ambientais e climáticos, levando em consideração também a relação entre superfícies impermeáveis e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados, e verificaram que a divergência funcional diminuiu enquanto a equitabilidade funcional aumentou.

A família Chironomidae esteve presente em todos os riachos em estudo. Essa família é uma das mais importantes dentro da comunidade bentônica, tanto em densidade quanto em diversidade, com alta capacidade na ciclagem de nutrientes e uma ampla distribuição geográfica pela capacidade de colonizar diferentes habitats, o que pode ter explicado a sua presença. Sua dominância está ligada à presença de

elevada quantidade de matéria orgânica em decomposição, a qual mostrou maior abundância em áreas minimamente impactados.

Os riachos minimamente impactados apresentaram maior número de táxons, o que é explicado devido aos recursos disponíveis nesses ambientes. De acordo com Crisci-Bispo et al. (2007), o recurso alimentar é uma das fontes de heterogeneidade ambiental, considerado um dos fatores determinantes da diversidade de organismos aquáticos; sendo assim, ambientes heterogêneos permitem que um número maior de táxons consiga coexistir em um determinado local.

Com relação à classificação dos grupos tróficos funcional, os coletores filtradores são alimentadores de suspensão, filtram partículas da coluna de água, se alimentam de detritos orgânicos em decomposição de FPOM, algas e bactérias. Isso pode explicar o motivo de ter pouca representatividade nas três categorias de riachos, uma vez que o aumento da turbidez está ligado ao aumento da carga suspensa, o que pode ser amplamente composta de material inorgânico, causando baixo recurso alimentar para os organismos que se alimentam de FPOM (CUMMINS et al., 2005).

Os fragmentadores tiveram menor representatividade, em todas os riachos, principalmente nos ambientes rurais e urbanos. Isto está ligado à ausência de vegetação marginal, uma vez que esses organismos necessitam de matéria orgânica. Os fragmentadores possuem aparelho bucal que permite mastigar as folhas, sendo de grande importância seu papel nos ecossistemas (FENCHEL, 1970), pois transformam o material em matéria orgânica particulada fina (FPOM) (SCHWOERBEL, 1993), contribuindo para a decomposição das macrófitas. Como pode ser observado na Figura 6, os fragmentadores apresentaram predominância nos ambientes minimamente impactados e que não sofrem distúrbios, como na amostra de agosto de 2018.

As famílias Chironomidae, Baetidae, Elmidae, Hydropsychidae e Gomphidae, foram encontradas em ambientes urbanos e rurais. São adaptativas às condições de impactos no meio em que vivem, o que permite a estes organismos resistência à presença de impactos ambientais, o que os leva a serem considerados como tolerantes a ambientes degradados (MORENO; CALLISTO, 2006)

Tullos e Neumann (2006), em seu trabalho, comprovaram que o desmatamento da vegetação ripária interfere na sobrevivência de organismos intolerantes, sendo mais favorável nesses ambientes a presença de indivíduos mais tolerantes, que sobrevivem a crescentes níveis de sedimentos finos, águas com elevada temperatura, redução no material detrítico e detritos lenhosos e condições autotróficas associadas a cargas de nutrientes mais altas. Tais dados comprovam os dados expostos no presente trabalho, em que os ambientes urbanos, com pouca vegetação influenciaram na comunidade de

macroinvertebrados, sendo identificados organismos com maior plasticidade e resistentes aos impactos.

Os resultados apresentados demonstram que é de extrema importância a vegetação marginal e a integridade estrutural para a conservação da fauna de macroinvertebrados aquáticos, uma vez que os riachos de baixa ordem têm uma alta dependência da vegetação em suas margens, pois a serrapilheira cai no leito dos rios, disponibilizando alimentos e moradia, tendo assim um papel fundamental na estruturação das comunidades de macroinvertebrados aquáticos (KOBAYASHI; KAGAYA, 2002; CRISCI-BISPO et al., 2007, DALA-CORTE et al., 2020).

A classificação dos grupos tróficos funcionais (FFG) dos macroinvertebrados bentônicos ajudam a identificar as condições ambientais dos cursos d'água. O FFG é uma ótima forma de avaliação dos ecossistemas, uma vez que qualquer impacto que ocorra no ecossistema afeta os recursos nutricionais dos grupos de alimentação funcional, e será capturado por medições das proporções relativas desses grupos. Esses dados podem ser usados como base para políticas e propostas de conservação e manutenção dos recursos naturais da Bacia do Baixo Iguaçu.

6 CONCLUSÃO

Dentre os locais, os riachos minimamente impactados apresentaram maior número de riqueza, abundância e diversidade, o que está ligado a ambientes conservados. Já os riachos urbanos e rurais mostraram valores parecidos, por serem ambientes localizados em áreas com urbanização e atividades agrícolas e pecuária, respectivamente.

A avaliação da diversidade trófica, riqueza e abundância mostraram-se efetivas e apresentaram resultados significativos entre as categorias de riachos. A estrutura e a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos demonstraram estar diretamente relacionadas com as mudanças físicas do meio de cada riacho. O estudo demonstrou a ocorrência de organismos generalistas, que apresentam características adaptativas a adversidades, mostrando assim que os impactos causados nas áreas urbanas e rurais alteraram a composição e a estrutura funcional da assembleia de insetos aquáticos bentônicos, levando à estruturação e à composição de uma assembleia adaptada às condições do ambiente.

REFERÊNCIAS

AFONSO, A. A.; HENRY, R. Retention of particulate organic matter in a tropical headstream. **Hydrobiologia**, v. 482, p. 161-166, 2002.

AIDAR, M. P. M.; JOLLY, C. A. Dinâmica da produção e decomposição da serapilheira do araribá (*Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. - Fabaceae) em uma mata ciliar, Rio Jacaré-Pepira, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 2, p. 193-202. 2003.

ALMEIDA, R. S. R. **Avaliação da estrutura trófica de macroinvertebrados bentônico em lagos artificiais**. 2014. 40f. Monografia (Licenciatura em Ciências Biológicas) - UEPB, Campina Grande, 2014.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/BACIAS/iguacu.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2019.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/gestao-da-agua/sistema-de-gerenciamento-de-recursos-hidricos/o-que-e-o-singreh>. Acesso em: 06 jun. 2019.

ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. **PERMANOVA + for PRIMER: Guide Software and Statistical Methods**. Plymouth: PRIMER-E, 2008.

ANDERSON, N.H.; WALLACE, J.B. Habitat, life, history, and behavioral adaptations of aquatic insects. In: MERRITT, R.W.; CUMMINS, K. W. (Orgs.). **An introduction to the Aquatic Insects of North America**. 3a. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishers, 1996. Cap. 5, p. 38 - 58.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th Edition. Washington, USA: APHA, 2000.

ARAÚJO, F. de C.; SANTOS, R. M. dos; COELHO, P. A. O papel do distúrbio na regeneração natural dos ecossistemas florestais. **Revista de Ciências Agroambientais**, v. 14, p. 131-142, 2016.

ATTANASIO, C.M.; LIMA, W.P.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; VERIZIANI JR., C.T. Método para a identificação da zona ripária: microbacia hidrográfica do Ribeirão São João (Mineiros do Tietê, SP). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 71, p. 131-140, 2006.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. 2. ed. Washington: Environmental Protection Agency; Office of Water, 1999.

BARNUM, T. R.; WELLER, D. E.; WILLIAMS, M. Urbanization reduces and homogenizes trait diversity in stream macroinvertebrate communities. **Ecological Applications**, v. 27, n. 8, p. 2428-2442, 2017.

BAUMGARTNER, G.; PAVANELLI, C.S.; BAUMGARTNER, D.; BIFI, A. G.; DEBONA, T.; FRANA, V.A. **Peixes do Baixo Rio Iguaçu**. Maringá: Eduem, 2012. 203p.

BECEGATO, V. A.; FERREIRA, F. J. F.; CABRAL, J. B. P.; FIGUEIREDO, O. A. R.; RAFAELI NETO, S. L. Monitoramento do Uso e Ocupação do Solo em Área de Influência

do Município de Fazenda Rio Grande – Região Metropolitana de Curitiba. **Revista Ra 'E Ga**, n. 14, p. 217–227, 2001.

BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R. S.; CARDOSO, R.; MILESI, S. V.; RESTELLO, R. M; HEPP, L. U. Biomonitoramento de águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do Alto Uruguai (RS). **Perspectiva**, v. 34, n. 125, p. 67-77, 2010.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; CRISCI, V. L.; SILVA, M. M. A Pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. **Acta Limnologia**, v. 13, n. 2, 2001.

BOMFIM, F. D. F.; SCHWIND, L. T. F.; BONECKER, C.C.; LANSAC-TÔHA, F. A. Variação espacial de rotíferos planctônicos: diversidade e riqueza de espécies. **Arquivos do Mudi**, 2015, v. 19, n. 1, p. 45-56, 2015.

BOTINI, A. F.; BARROS, C. A.; SOUZA, T. H.; BOTINI, N.; MOURA, N. A. Diversidade de peixes no Rio Mutum e baía marginal no Pantanal – Matogrossense através da coleta ativa. **Enciclopédia Biosfera**, v.11, n. 21. p. 2183-2197, 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 1**, de 23 de janeiro de 1986. Publicada no DOU de 17 de fevereiro de 1986, Seção 1, páginas 2548-2549.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 645-473, 2003.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p.71-82, 2001.

CARNEIRO, P. R. F.; CARDOSO, A. L.; AZEVEDO, J. P. S. O planejamento do uso do solo urbano e a gestão de bacias hidrográficas: o caso da bacia dos rios Iguaçu/Sarapuí na Baixada Fluminense. **Cadernos Metrópole**, v. 19, São Paulo: EDUC. p.165-190, 2008.

CARNEIRO, P. R. F.; CARDOSO, A. L.; ZAMPRONIO, G. B.; MARTINGIL, M. de C. A gestão integrada de recursos hídricos e do uso do solo em bacias urbano-metropolitanas: o controle de inundações na bacia dos rios Iguaçu/Sarapuí, na Baixada Fluminense. **Ambiente e Sociedade**, v. 13, n. 1, p. 29-49, 2010.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in Southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, n. 1, p. 173-189, 2009.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3. p. 93-103. 2009. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?article+bn01309032009>. Acesso em: 28 mar. 2019.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, Washington, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. **Insetos imaturos**. Metamorfose e identificação. Ribeirão Preto: Holos, 2006.

COSTA, I. A.; LEMES, J. A.; BARBOSA, F. G.; PEIXOTO, J. de C. Vegetação Ripária e os Cursos D'água: abordagem conceitual. 3º Congresso Internacional de Pesquisa, Ensino e Extensão. **Anais...** Vol. 2, p. 343-353, 2018.

CRISCI-BISPO, V. L.; PITÁGORAS C. BISPO, P. C.; FROELICH, C. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 312-318, 2007.

CUMMINS, K.W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, v. 18, p. 183-206, 1973.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P.C. The use of invertebrate functional groups characterize ecosystem attributes in selected stream sandrivers in South Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

DALA-CORTE, R. B.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; MARTINS, R. T.; CUNICO, A. M.; MONTEIRO-JÚNIOR, C. S. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 7, p. 1189-1191, 2020.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646-655. 2001.

ELETROSUL. **O impacto ambiental da ação do homem sobre a natureza - rio Iguaçu, Paraná, Brasil**: reconhecimento da ictiofauna, modificações ambientais e usos múltiplos dos reservatórios. Florianópolis, 1978, 33p.

FENCHEL, T. Studies on the de composition of organic detritus derived from the turtle grass *Thalassia testudinum*. **Limnology and Oceanography**, n.15, p. 14-20, 1970.

FERNANDES, C. V. S. **INTEGRA 2**: bases técnicas para a integração de instrumentos de gestão de recursos hídricos: estudo de caso da Bacia do Alto Iguaçu e Bacia do Alto Tietê. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2013.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. **Guia para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. San Miguel de Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán, 2001.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1. p. 156-164, 2003.

GUERESCHI, R. M. **Macroinvertebrados bentônicos em córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP**: subsídios para monitoramento ambiental. 2004. 82f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos. São Paulo, 2004.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. da. **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1996.

HEINO, J. T.; MUOTKA, T.; PAAVOLA, R. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, n. 3, 2003.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; BIRNBAUM, J. S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, n. 34, p. 324-338, 2007.

HOGSDEN, K. L.; VINEBROOKE, R.D. Environmental predictors of benthic consumer sand autotrophic communities along a recovery gradient. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, p. 2226-2239, 2005.

IAPAR – INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Cartas Climáticas do Paraná**. Série Histórica. Londrina, PR: IAPAR, 1994.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2010**. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/popul/d> Acesso em: 02 fev. 2019.

IPARDES – INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. **Mesorregião Geográfica Metropolitana de Curitiba**. Curitiba: IPARDES, 2004.

KASHIAN, D. R.; BURTON, T. M. A comparison of macroinvertebrates in two Great Lakes coastal wetlands: testing potential metrics for an index of ecological integrity. **Journal of Great Lakes Research**, v. 26, p. 460-481, 2000.

KERANS, B. L.; KARR, J. R. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of Tennessee Valley. **Ecological Applications**, v. 5, n. 3, p 768-785, 1994.

KOBAYASHI, S.; KAGAYA, T. Differences in litter characteristics and macroinvertebrate assemblages between litter patches and riffles in a headwater stream. **Limnology**, v. 3, p. 37-42, 2002.

KUHLMANN, M. L.; FORNASARO, G. J.; OGURA, L. L.; IMBIMBO, H. R. V. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do Estado de São Paulo**. CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2012. 113p

LADRERA, R.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. **Ikastorratza, e-Revista de didáctica**, v. 11, p. 1-18, 2013.

LADSON, A. R.; WHITE, L. J.; DOOLAN, J. A.; TILLEARD, J. L. 1999. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. **Fresh water Biology**, v. 41, n. 2, p. 453 – 468.

Legendre, P.; Anderson, M.J., 1999. Distance base redundancy analysis: testing multi species responses in multi factorial ecological experiments. *Ecological Monographs*. v. 69, 1-24.

LIGEIRO, R.; MORETTI, M. S.; GONÇALVES, J. F.; CALLISTO, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species?. **Hydrobiologia**, n. 654, p. 125-136, 2010.

LIMA, M. G.; GASCON, C. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, v. 91, p. 241-247, 1999.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ Fapesp, 2000. p. 33-44.

LINDNER, E. A., SILVEIRA, N. F. Q. A Legislação Ambiental e as Áreas Ripárias. In: Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias, I, 2003, Alfredo Wagner. **Anais... Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA-UFSC**, Florianópolis, 2003.

Maack, R. Breves notícias sobre a geologia dos estados do Paraná e Santa Catarina. **Brazilian Archives of Biology and Technology: an International Journal**, v. 2, p. 63-154. 2001.

MACHADO, E. S. Introdução à História de Gestão de Recursos Hídricos no Estado do Paraná. In: Simpósio Internacional de Gestão de Recursos Hídricos, 1998, Gramado. **Anais...** Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Gramado, 1998.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Revista Holos**, Ed. Esp., p. 236-267, 1999.

MELO, A. S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?point-of-view+bn00108032008>. Acesso em: 25 abr. 2019.

MENEZES, J. P. C.; BERTOSSI, A. P. A.; SANTOS, A. R.; NEVES, M. A. Correlação entre uso da terra e qualidade da água subterrânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 173-186, 2014.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Eds). **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd edition. Iowa: Kendall Hunt Publishing, 2006.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. Trophic relations of macroinvertebrates. In: HAUER, F. R., LAMBERTI, G. A. (Eds). **Methods in Stream Ecology**. New York: Academic Press, 1996. p. 453-492.

MONTAG, L. F. A.; SMITH, W. S.; BARRELLA, W.; PETRERE JR., M. As influências e as relações das matas ciliares nas comunidades de peixes do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ecologia**, v. 1, p. 76-80, 1997.

MORENO, P.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in Southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 560, n. 1, p. 311-321, 2006.

MOURA E SILVA, M. S.; GRACIANO T. S.; LOSEKANN M. E.; LUIZ A. J. Assessment of benthic macroinvertebrate sat Niletilapia production using artificial substrate samplers, **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 3., 2016.

NORMAN, W. H.; MASON; I. P.; LANOISELÉE, C.; MOUILLOT, D.; ARGILLIER, C. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Journal of Animal Ecology**, v. 111, p. 112-118, 2005.

OKSANEN, F. J.; BLANCHET, G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, R. P.; O'HARA, B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECs, E.; WAGNER, H. **Vegan: Community Ecology Package**.

R package version 2.5-6, 2019. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 20 set. 2019.

PARANÁ. PRDE – Planos Regionais de Desenvolvimento Estratégico do Estado do Paraná. **Cenário Atual** – Volume I de IV, 2006.

PARANÁ. SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. AGUAS PARANÁ – Instituto das Águas do Paraná. **Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Diagnóstico das Demandas e Disponibilidades Hídricas Superficiais – Produto 1.1, Anexo I, Revisão Final. Curitiba, 2010.

PARANÁ. SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. AGUAS PARANÁ – Instituto das Águas do Paraná. Plano Estadual de Recursos Hídricos – PLERH/PR. **Resumo Executivo**. Curitiba, 2011.

PARANÁ. SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Bacias Hidrográficas do Paraná**. Série Histórica. Curitiba: SEMA, 2010.

PAROLIN, M.; GUERREIRO, R. L.; KUERTEN, S.; MENEZES, H. R.; Bacias hidrográficas paranaenses. In: PAROLIN, M.; VOLKMER-RIBEIRO, C.; LEANDRINI, J. A. (Org). **Abordagem ambiental interdisciplinar em bacias hidrográficas no Estado do Paraná**. Campo Mourão: Editora da Fecilcam, 2010. p. 61-103.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <https://www.R-project.org>. Acesso em: 20 set. 2019.

ROBAYO, H. M. S.; SMITH W. S. Macroinvertebrados aquáticos e sua relação com a mata ciliar na conservação de um rio na floresta nacional de Ipanema, SP, Brasil. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...** Brasília, 2015.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993.

SANTANA, M. E. V.; SOUTO, L. S.; DANTAS, M. A. T. Diversidade de invertebrados cavernícolas na Toca da Raposa (Simão Dias – Sergipe): o papel do recurso alimentar e métodos de amostragem. **Scientia Plena**, v. 6, n. 12, p. 1-8, 2010.

SANTOS, C. R.; ROCHA, P. C.; SANTOS, A. A. dos. A paisagem e a conservação da vegetação ripária. In: XXXIII Semana de Geografia da Universidade Estadual de Londrina – A Geografia da Diversidade: a produção do conhecimento e suas pluralidades. **Anais...** Londrina, PR, 2017.

SARKAR, D. **Lattice: Multivariate Data Visualization with R**. New York: Springer, 2008.

Schwoerbel, J. (Ed.) 1993, Einführung in die Limnologie, 7 Aufl. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena/New York, p. 387.

SILVA, M. C.; MIRANDA, J. P.; BRÍGIDA, R. S.; MONTEIRO, V. G.; LIMA, L. O. Avaliação e caracterização do estado de conservação ambiental do córrego São Luiz em Conceição do Araguaia – Pará através do protocolo de avaliação rápida. In: II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. **Anais...** Londrina, PR, 2011.

SILVA, M. S. G. M.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; BUSS, D. F.; EGLER, M.. **Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água**. Jaguariúna, SP:

Embrapa Meio Ambiente. 2008. 92p. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/download/LivroBentonicos.pdf>. Acesso em: 20 set. 2019.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos. **Comunicado Técnico nº 19**. São Paulo: EMBRAPA, 2004.

SIMPSON G. L. **Permute**: Functions for Generating Restricted Permutations of Data. R package version 0.9-5, 2019. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=permute>. Acesso em: 20 set. 2019.

SOUZA, A. S. **Abordagem multimétrica utilizando macroinvertebrados em uma bacia hidrográfica no sudeste brasileiro**. 2014. 110f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

STCP – ENGENHARIA DE PROJETOS LTDA. **Avaliação Ecológica Rápida no Corredor Araucária**. Relatório final. Curitiba: STCP, 2006.

TILMAN, D. Functional Diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 3, p. 109-120, 2001.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006.

TRIVINHO-STRIXINO, S. Estudo de caso: a comunidade macrobentônica como instrumento de avaliação da qualidade do submédio São Francisco (PE e BA) e seu potencial para o biomonitoramento ambiental. In: QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. (Eds). **Organismos bentônicos: Biomonitoramento da qualidade da água**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2008. p. 35-66.

TULLOS, D. **An Investigation of the environmental conditions and processes associated with benthic community composition in restored and upstream reaches of the North Carolina Piedmont**. 2005. 285f. PhD Dissertation. North Carolina State University, p. 285, 2005.

TULLOS, D. D.; NEUMANN M. A Qualitative Model for Analyzing the Effects of Anthropogenic Activities in the Water shedon Benthic Macroinvertebrate Communities. **Ecological Modeling**, v. 196, n. 1-2, p. 209-220, 2006.

TUNDISI, J. G. Novas Perspectivas para a Gestão de Recursos Hídricos. **Revista USP**, n. 70, p. 24-35, 2006.

USEPA – US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Proposed guidelines for ecological risk assessment**: Notice. FRL-5605-9. Federal Register, 61, p. 47552-47631, 1996.

VILLEGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008.

WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; MEYER, J. L. WEBTER, J. R. Multiple Trophic Levels of a Forest Stream Linked to Terrestrial Litter Inputs. **Science**, v. 277, p 102-104, 1997.

WENTWORTH, C. K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **The Journal of Geology**, v. 30, n. 5, p. 377-392, 1922.

WIEDERHOLM, T. Use of benthos in the lake monitoring. **Journal Water Pollution Control Federation**. v. 52, n. 3, 1980.

WILSEY, B. J.; CHALCRAFT, D. R.; BOWLES, C. M.; WILLIG, M. R. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. **Ecology**, v. 86, n. 5, p. 1178-1184, 2005.

YASSUDA, E. R. Gestão de recursos hídricos: fundamentos e aspectos institucionais. **Revista Administração Pública**, v. 27, n. 2, p. 5-18, 1993.