

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL

CAMPUS LARANJEIRAS DO SUL

CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

LETICIA MARIA POLLI KADES

**PROTOCOLOS DE USO DE MACROINVERTEBRADOS BIOINDICADORES
PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA – UMA REVISÃO
BIBLIOGRÁFICA**

LARANJEIRAS DO SUL

2023

LETICIA MARIA POLLI KADES

**PROTOCOLOS DE USO DE MACROINVERTEBRADOS BIOINDICADORES
PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA – UMA REVISÃO
BIBLIOGRÁFICA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) - Campus de Laranjeiras do Sul (PR), como requisito para obtenção do título de Licenciatura em Ciências Biológicas.

Orientadora: Professora Dra. Silvia Romão

Coorientador: Prof. Me. Alexandre Monkolski

LARANJEIRAS DO SUL

2023

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Kades, Leticia Maria Polli
PROTOCOLOS DE USO DE MACROINVERTEBRADOS
BIOINDICADORES PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA /
Leticia Maria Polli Kades. -- 2023.
47 f.:il.

Orientadora: Profa. Dra. Sílvia Romão
Co-orientador: Prof. Me. Alexandre Monkolski
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) -
Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de
Licenciatura em Ciências Biológicas, Laranjeiras do
Sul, PR, 2023.

1. Bioindicadores. 2. Índices Bióticos. 3. Poluição.
4. Avaliação de impactos ambientais. I. Romão, Sílvia,
orient. II. Monkolski, Alexandre, co-orient. III.
Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

LETICIA MARIA POLLI KADES

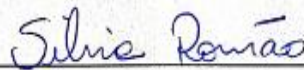
PROCOLOS DE USO DE MACROINVERTEBRADOS BIOINDICADORES PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentado como requisito para a obtenção do grau de Licenciado(a) em Ciências Biológicas da Universidade Federal da Fronteira Sul - *Campus* Laranjeiras do Sul.

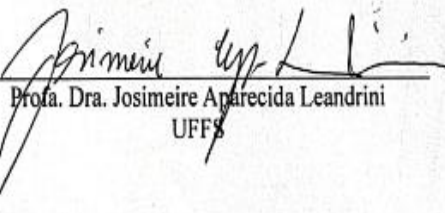
Orientadora: Silvia Romão

Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e aprovado pela banca em: 07/07/2023

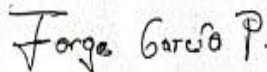
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dra. Silvia Romão
Orientador – UFFS



Prof. Dra. Josimeire Aparecida Leandrini
UFFS



Prof. Dr. Jorge Erick Garcia Parra
UFFS

AGRADECIMENTOS

Ao meu marido Marcio Rodrigo de Oliveira, por toda a ajuda, apoio e compreensão durante o período de escrita do TCC.

Ao professor Alexandre Monkolski, pela ajuda, sugestão e pelas correções e sugestões na elaboração do TCC.

A Professora Silvia Romão pelo apoio e orientação para a realização do TCC.

Aos meus professores, principalmente o Alexandre Monkolski, Silvia Romão, Aline Pomari Fernandes, Claudia Giongo, Josimeire Aparecida Leandrini e Ricardo Key Yamazaki, pelo apoio e ajuda prestada durante o curso de Ciências Biológicas.

Aos meus amigos Valéria Cristina Gomes Garcia, Lizandra Peres Padilha Gabrieli Michels, Michel Pegoraro, Elen Kovalski, pela amizade, pelas conversas e pelo tempo de convívio.

RESUMO

As bacias hidrográficas vêm sofrendo muito com a ação antrópica. Nesses ecossistemas se vê a necessidade de pesquisas que analisem essa degradação e que com isso esses corpos hídricos sejam conservados e protegidos. Um dos meios mais utilizados para esse tipo de análise, são o uso dos macroinvertebrados bentônicos, eles são ótimos bioindicadores de qualidade ambiental e são de fácil coleta e análise. Seus dados populacionais podem ser aplicados em índices ou protocolos que permitem classificar os corpos d'água de acordo com a quantidade de poluição. Por essa razão viu-se a importância de analisar como funcionam esses protocolos e índices de avaliação da qualidade ambiental que utilizam os macroinvertebrados. Com isso, foi realizada uma pesquisa exploratória sobre esses protocolos, com base em materiais já elaborados e pesquisas documentais de segunda mão. A leitura das obras foi realizada por meio de técnicas objetivas de scanning, skimming e leitura de estudo. Foram avaliados os protocolos Biological Monitoring Working Party (BMWP); Average Score per Taxon (ASTP); Índice Biótico de família (IBF); Protocolo de Avaliação Rápida (PAR); EPT – Proporção Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera; Índice de Comunidade Bentônica (ICB); teste de toxicidade (CL₅₀) e relações com as variáveis químicas e físicas. Em cada um dos protocolos ou índices verificou-se as métricas utilizadas (ausência, presença, riqueza e diversidade), aplicações práticas, vantagens e desvantagens dos protocolos. Os protocolos investigados são eficazes para identificação, medição, interpretação, valoração e previsão de impactos de poluentes despejados na água. A única vulnerabilidade se refere a quantificação de resíduos dispostos no ambiente, e por isso a necessidade de métodos físicos e químicos complementares. Embora o BMWP e ASPT sejam os mais utilizados para ecossistemas de rios brasileiros, os índices EPT e ICB se mostraram promissores, sendo mais eficientes em algumas situações. Os protocolos devem ser acompanhados de execução de testes toxicológicos, pois pode-se radiografar algo além da poluição orgânica. Desta maneira é importante conhecer a reatividade dos invertebrados aos resíduos despejados na água e os limites que podem suportar, para diagnosticar a saúde dos ecossistemas aquáticos.

Palavras chave: Bioindicadores; Índices Bióticos; Poluição; Avaliação de impactos ambientais.

ABSTRACT

Watersheds have been suffering a lot from anthropic action. In these ecosystems, there is a need for research that analyzes this degradation and that with this these water bodies are conserved and protected. One of the most used means for this type of analysis is the use of benthic macroinvertebrates, they are excellent bioindicators of environmental quality and are easy to collect and analyze. Its population data can be applied in indices or protocols that allow classifying water bodies according to the amount of pollution. For this reason, it was seen the importance of analyzing how these protocols and environmental quality assessment indexes that use macroinvertebrates work. With this, an exploratory research was carried out on these protocols, based on already prepared materials and second-hand documentary research. The works were read using objective techniques of scanning, skimming and study reading. The Biological Monitoring Working Party (BMWP) protocols were evaluated; Average Score per Taxon (ASTP); Family Biotic Index (IBF); Rapid Assessment Protocol (PAR); EPT – Proportion Ephemeroptera, Plecoptera and Tricoptera; Benthic Community Index (ICB); toxicity test (LD₅₀) and relationships with chemical and physical variables. In each of the protocols or indices, the metrics used (absence, presence, richness and diversity), practical applications, advantages and disadvantages of the protocols were verified. The investigated protocols are effective for identifying, measuring, interpreting, valuing and predicting impacts of pollutants discharged into water. The only vulnerability refers to the quantification of waste disposed in the environment, and therefore the need for complementary physical and chemical methods. Although the BMWP and ASPT are the most used for Brazilian river ecosystems, the EPT and ICB indices have shown promise, being more efficient in some situations. The protocols must be accompanied by the execution of toxicological tests, as something other than organic pollution can be radiographed. In this way, it is important to know the reactivity of invertebrates to waste dumped in the water and the limits they can withstand, in order to diagnose the health of aquatic ecosystems.

Keywords: Bioindicators; Biotic indices; Pollution; Assessment of environmental impacts.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Resumo do estudo de FERREIRA; FLYNN (2012).	17
Figura 2 - Resumo do estudo de SILVA, et. al., (2011).	18
Figura 3 – Rede D-net de 500 µm para coleta de organismos bênticos.....	20
Figura 4 - Resumo do estudo de SANTOS et al., (2018).	21
Figura 5 – Resumo do estudo de SILVA; GUTJAHR; BRAGA, (2021).	22
Figura 6 – Resumo do estudo de GUARDA et al., (2022).	25
Figura 7 – Resumo do estudo de LOEBENS, (2018).	26
Figura 8 – Formulário do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.....	27
Figura 9 – Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.	29
Figura 10 – Rede de coleta do tipo kick-net.	31
Figura 11 – Amostrador do tipo Suber com malha de 500 µm.	33
Figura 12 – Resumo do estudo de TELES et al. (2013).	34
Figura 13 – Resumo do estudo de CHAGAS et. al., (2017).	35
Figura 14 – Draga modificada tipo Petersen usada no estudo do rio Alegria (Medianeira-PR).	37
Figura 15 – Resumo do estudo de BRITZKE, (2018).	38
Figura 16 – Resumo do estudo de YOSHIDA; ROLLA, (2012).	40
Figura 17 – Resumo do estudo de MELLO, (2015).	42
Figura 18 – Resumo do estudo de ISSA, (2019).	44
Figura 19 – Resumo das variáveis abióticas x reatividade dos invertebrados. 48	

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 1 – Intervalo de classes para caracterização da qualidade de água por categoria e diagnóstico segundo o BMWP.....	16
Tabela 2 – Índice ASTP e seu diagnóstico.....	19
Tabela 3 – Classificação da qualidade da água segundo o índice Biótico de Famílias (IBF).....	24
Tabela 4 – Porcentagem de EPT e a qualidade da água	32
Tabela 5 – Índice da Comunidade Bentônica (ICB _{rios})	36
Tabela 6 – Classificação da qualidade ambiental dos córregos de acordo com cada índice estudado.....	39
Quadro 1 - Valores pontuais para famílias de macroinvertebrados de acordo com o protocolo de Monitoramento Biológico da Água por Comunidade (BMWP)...	15
Quadro 2 – Nível de tolerância à poluição orgânica segundo o Índice Biótico de família (IBF)	23

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. METODOLOGIA	12
3. DESENVOLVIMENTO	14
3.1 BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (BMWP).....	14
3.2 AVERAGE SCORE PER TAXON (ASPT)	19
3.3 ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIA (IBF).....	22
3.4 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR)	27
3.5 ÍNDICE EPT – EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA...	31
3.6 ÍNDICE DE COMUNIDADE BENTÔNICA (ICB).....	35
3.7 TESTE DE TOXICIDADE	40
3.8 ANÁLISES POR VARIÁVEIS ABIÓTICAS X REATIVIDADE DOS INVERTEBRADOS.....	44
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	48
REFERÊNCIAS.....	50

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos vêm sofrendo em muito com as atividades antrópicas, como mineração, construção de represas, eutrofização, canalização etc. As características ambientais desses corpos hídricos fazem com que tudo em seu entorno acabe indo parar nele, fornecendo grande informação das consequências que a ação do homem vem causando (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001). Isso ocorre mesmo com entendimento que esses ambientes de corredeiras abrigam uma enorme diversidade de peixes e invertebrados aquáticos. (CAVALHEIRO; NISHIJIMA, 2012).

Os riachos são ecossistemas integrantes das microbacias em escala local, atuando como mantenedores da recarga de cursos d'água volumosos, muitos deles usados para finalidades de abastecimento de água potável (CÂNDIDO DOS REIS, 2021). Há uma complexa interação entre fatores bióticos e abióticos nesses sistemas que devem ser avaliados para determinar estratégias de manejo adequadas para a conservação e preservação das bacias hidrográficas (SILVEIRA; MACEDO; CALLISTO, 2018).

Segundo a lei 9.443, de 8 de janeiro de 1997, a preservação e o aproveitamento das águas pluviais de forma racional, é uma das estratégias para assegurar o abastecimento às gerações futuras (BRASIL, 1997). O uso desses recursos deve prever formas de gestão que garantam a análise e avaliação contínua, para determinar o nível de interferência antrópica e a integridade biótica dos corpos hídricos.

A deterioração da qualidade de água dos corpos hídricos é um dos maiores problemas da atualidade, e os estudos límnicos podem auxiliar na identificação e avaliação desses impactos (GARCIA et al., 2012). Os macroinvertebrados podem ser usados como eficientes ferramentas de bioindicação, porque refletem os processos históricos do ambiente (ROLDÁN-PÉREZ, 2016), sendo uma opção complementar a análise física e química da água. Usualmente ambientes aquáticos com água de boa qualidade mostram uma grande diversidade de organismos, enquanto ambientes alterados condicionam uma reestruturação da macrofauna, sobressaindo as espécies oportunistas ou resistentes (PIMENTA et al., 2015).

A presença, ausência, e dominância de espécies de invertebrados aquáticos nos rios mostra como é necessário a proteção e um manejo consciente ao seu

entorno. Por essa razão o foco do presente trabalho é analisar como funcionam os protocolos de avaliação da qualidade ambiental de ecossistemas com o uso de macroinvertebrados.

2. METODOLOGIA

O estudo foi baseado na análise de como os protocolos de análise de qualidade ambiental da água usam os macroinvertebrados para obter respostas de associações e interferência entre fatores bióticos e abióticos. Essas premissas permitem estabelecer como a dinâmica da comunidade de macroinvertebrados responde as mudanças ambientais, radiografando o status de preservação e conservação dos recursos hídricos. Esses organismos são utilizados como forma de detectar e monitorar mudanças em uma condição ambiental, eles apontam distúrbios e podem assim serem usados para o biomonitoramento de rios (LEIVAS; CARNEIROS, 2012).

O método adotado para analisar a produção científica foi o da pesquisa exploratória com o objetivo de aprimorar e aprofundar o que há de mais atual sobre os protocolos de análise da água usando macroinvertebrados. Para isso realizou-se uma revisão sistemática de literatura, que são considerados estudos secundários, porem se utilizam estudos primários como fonte de dados. Os métodos para a realização dessas revisões sistemáticas são: (1) elaboração da pergunta de pesquisa; (2) busca na literatura; (3) seleção dos artigos; (4) extração dos dados; (5) avaliação da qualidade metodológica; (6) síntese dos dados (metanálise); (7) avaliação da qualidade das evidências; e (8) redação e publicação dos resultados (GALVÃO; PEREIRA, 2014). Como estudo primários foram utilizados como base os procedimentos técnicos de pesquisa bibliográfica com material já elaborado (livros, artigos científicos, teses e dissertações) e pesquisa documental de segunda mão, composto por materiais que não sofreram processo analítico de publicação (relatórios técnicos, tabelas e gráficos).

As informações foram obtidas a partir da base de dados Periódicos da CAPES, Google Acadêmico, Scielo e BDTD (Biblioteca Digital brasileira de Teses e Dissertações), sendo selecionados preferencialmente obras a partir de 2010 publicadas em língua portuguesa e inglesa e algumas obras clássicas que são referenciais para a área.

A seleção das obras literárias foi realizada por sequencial de busca das palavras-chave (Biological Monitoring Working Party; Average Score per Taxon; Índice Biótico de família; Protocolo de avaliação rápida; EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; ICB – Índice de Comunidade Bêntica; Teste de toxicidade; Análises por variáveis químicas e físicas), análise do título e leitura do resumo sendo as amostras constituídas por publicações que adotassem princípios que levam em consideração a ausência, presença e abundância de determinadas espécies baseado no nível de tolerância a impactos ambientais. Essas informações segundo Goulart e Callisto (2003) representam a base teórica e operacional para constituição dos protocolos.

De acordo com este autor os grupos de invertebrados podem ser divididos em três grupos: (1) Organismos sensíveis ou intolerantes: são representados por organismos que não suportam alterações ambientais na água e tem suas populações reduzidas drasticamente por esses eventos. São conhecidos por habitarem ambientes aquáticos estáveis com elevadas concentrações de oxigênio, sendo referenciados larvas de insetos da ordem Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera; (2) Organismos tolerantes: são representados por organismo que suportam condições adversas por um período de tempo, vivendo em água com condições medianamente alterada. Dentre eles se destacam os insetos da ordem Heteroptera-Hemiptera, Odonata, Coleoptera e algumas famílias de Diptera; (3) Organismos resistentes: os organismos que suportam condições extremas de alteração da água como aquelas observadas em poluição química e orgânica. Vivem em ambientes com anoxia por várias horas e se alimentam de matéria orgânica depositada no sedimento, tornando-se dominantes na comunidade bentônica. Os representantes mais conhecidos são as larvas de Chironomidae, outros organismos da ordem Diptera e alguns anelídeos da classe Oligochaeta.

A leitura das obras foi realizada por meio das técnicas objetivas de scanning, skimming e leitura de estudo (HÖFLING, 2012). O scanning consiste na busca de informações específicas, como datas, nomes, conceitos e definições. O skimming foca na organização estrutural do texto e procura analisar o significado de títulos e subtítulos, tabelas, quadros, gráficos, esquemas e ilustrações. Já a leitura de estudo consiste na ação de extrair do texto os gatilhos semânticos como palavras-chave e as ideias suportadas pelo autor da obra e pelos autores o qual ele se refere. Nesse processo de leitura e análise das obras, foram descartadas obras que não

demonstrassem a realidade do protocolo estudado, que não houvesse comparação com outros índices, que fossem muito antigas e que utilizassem apenas um protocolo.

Os protocolos analisados no presente trabalho foram: o Biological Monitoring Working Party (BMWP); Average Score per Taxon (ASPT); Índice Biótico de família (IBF); Protocolo de avaliação rápida (invertebrados); EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera; ICB – Índice de Comunidade Bêntica; Teste de toxicidade; Análises por variáveis abióticas x reatividade dos invertebrados. Em cada um dos protocolos procurou-se verificar quais são as variáveis teóricas e operacionais, variáveis dependentes e independentes, variáveis necessárias e suficientes, e as relações de associação e interferências. Além disso foram investigados quais as métricas utilizadas (ausência, presença, densidade, riqueza e diversidade), aplicações práticas, vantagens e desvantagens dos protocolos.

3. DESENVOLVIMENTO

3.1 BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (BMWP)

Em 1976, na Grã-Bretanha cientistas desenvolveram o método Biological Monitoring Working Party ou Índice de Monitoramento da Água por Comunidade (BMWP) e nos anos seguintes foi revisado, adaptado e ampliado. O BMWP foi gradativamente sendo usado no Brasil a partir dos anos 90, tendo como base o modelo europeu. À medida que era testado nos ambientes tropicais brasileiros, os pesquisadores perceberam algumas inconsistências para adaptação do método. Após uma série de numerosas revisões, o BMWP passou a ser o protocolo com uso de macroinvertebrados mais utilizado no Brasil. O princípio de operação é baseado na identificação e atribuição de pesos de 0 a 10 para famílias de macroinvertebrados (ROCHE et al., 2010). Através de uma série de qualificações (Quadro 1) são geradas somatórias de pontos (scores) (Tabela 1) que permitem a interpretação das condições ambientais por intervalos de grupos taxonômicos.

Quadro 1 - Valores pontuais para famílias de macroinvertebrados de acordo com o protocolo de Monitoramento Biológico da Água por Comunidade (BMWP).

Grupo Taxonômico	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepodostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Calamoceratidae, Helicopsychidae, Megapodagrionidae, Athericidae, Blephariceridae.	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae.	8
Ephemerellidae, Prosopistomatidae, Nemouridae, Gripopterygidae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae, Pyralidae, Psephenidae.	7
Neritidae, Viviparidae, Aneylidae, Thiaridae, Hidroptilidae, Unionidae, Mycetopodidae, Hyriidae, Corophilidae, Gammaridae, Hyalellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactylidae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptohiphidae.	6
Oligoneuridae, Polymitarcyidae, Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae.	5
Aegliidae, Baetidae, Caenidae, Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Sialidae, Corydalidae, Piscicolidae, Hydracarina.	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae (Limnocoeridae), Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae, Helodidae, Hydriphophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Valvatidae, Hrdrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae, Ostracoda.	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae.	2
Oligochaeta (toda a classe), Syrphidae.	1

Fonte: FERREIRA; FLYNN, 2012.

Tabela 1 – Intervalo de classes para caracterização da qualidade de água por categoria e diagnóstico segundo o BMWP.

Classe	BMWP	Categoria	Diagnóstico
I	>150	Bom	Água limpa
	101-150		Limpa ou não alterada significativamente
II	61 – 100	Aceitável	Limpa, porém levemente impactada
III	36 – 60	Questionável	Moderadamente impactada
IV	15 – 35	Crítico	Poluída ou impactada
V	<15	Muito crítica	Altamente poluída

Fonte: Silva et. al. 2016.

O índice BMWP considera a presença ou ausência de família de macroinvertebrados conforme grau de resistência, tolerância e sensibilidade a poluentes orgânicos. Organismos sensíveis intolerantes a distúrbios na água recebem valoração maior na escala de pontos. Por outro lado, os tolerantes e resistentes assumem valores baixos, indicando a deterioração do ambiente. A organização da pontuação baseado em uma somatória entre essas três categorias de reatividade determina um valor único, que pode ser aplicado num intervalo de classes para estimar a condição e diagnose.

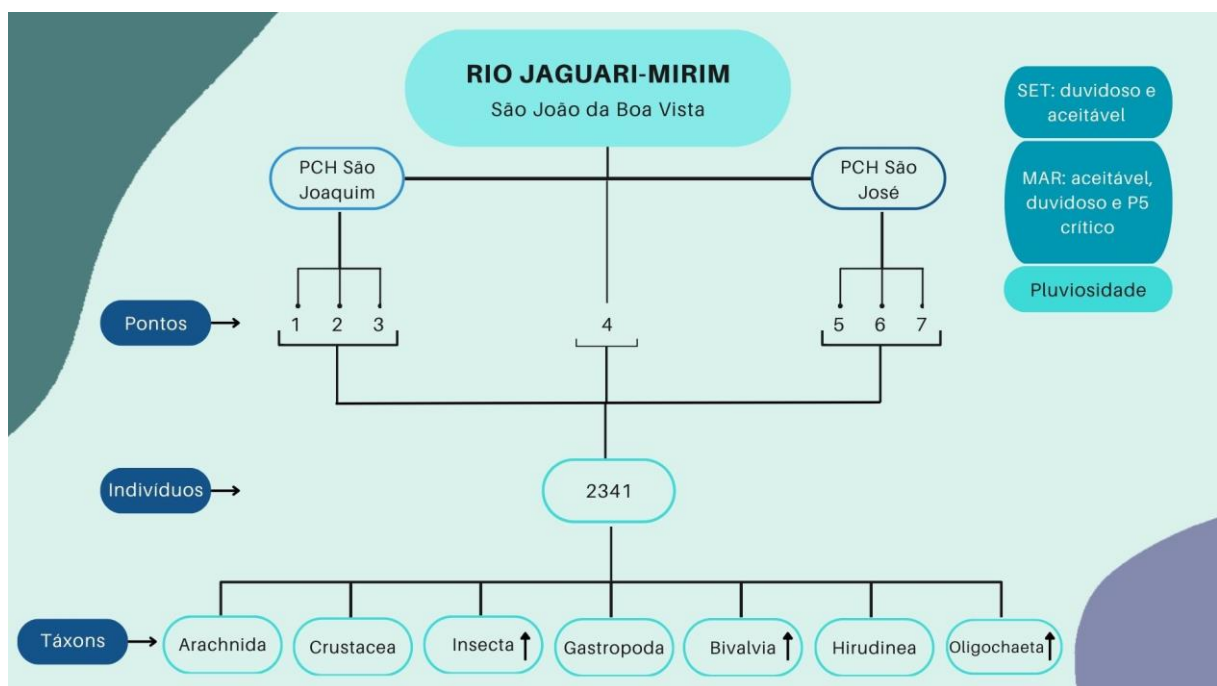
No Rio Jaguari-Mirim em São João da Boa Vista - SP entorno de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) de São Joaquim (Latitude 20°34'S; Longitude 47°46'O) e São José (Latitude 21°56'S; Longitude 46°49'W), foi realizado um trabalho usando o índice de Monitoramento da Água por Comunidade (FERREIRA; FLYNN, 2012). As coletas foram realizadas no período de setembro de 2008 e março de 2009. Destinou-se 7 pontos ao longo do rio, onde 1,2 e 3 se encontravam na montante e jusante da PCH de São José. O ponto 4 no encontro entre as duas Centrais Hidrelétricas e o 5,6 e 7 na montante e jusante da PCH de São Joaquim. A identificação dos macroinvertebrados foi realizada com base na Normatização Técnica de CETESB (2003).

No estudo foram encontrados 2341 indivíduos, divididos em 30 táxons nas classes Oligochaeta, Hirudinea, Bivalvia, Gastropoda, Insecta, Crustacea e Arachnida. A abundância foi maior nas classes Oligochaeta, Insecta da ordem Diptera (principalmente da família Chironomidae) e Bivalvia. De acordo com o Índice BMWP,

a água no mês de setembro nos pontos 1,2,3,4,5,6 estavam com qualidade duvidosa e no ponto 7 aceitável. Já no mês de março, nos pontos 1,3 e 7 a qualidade da água estava aceitável, nos pontos 2,4 e 6 a qualidade era duvidosa e no ponto 5 a água estava com uma qualidade crítica.

Com o BMWP os autores indicam que foi capaz de identificar as nuances da flutuação de macroinvertebrados que também envolveram a sazonalidade da dinâmica de poluentes na água. Ainda observaram que em períodos mais chuvosos a quantidade de organismos bênticos tendeu a diminuir devido à alta pluviosidade, aumentando assim a velocidade de corrente e dificultando assim a permanência desses indivíduos no substrato. Esses resultados revelaram que o protocolo também é capaz de detectar as interferências causadas por processos físicos naturais, baseando-se na ausência e presença de determinadas espécies (FERREIRA; FLYNN, 2012).

Figura 1 – Resumo do estudo de FERREIRA; FLYNN (2012).



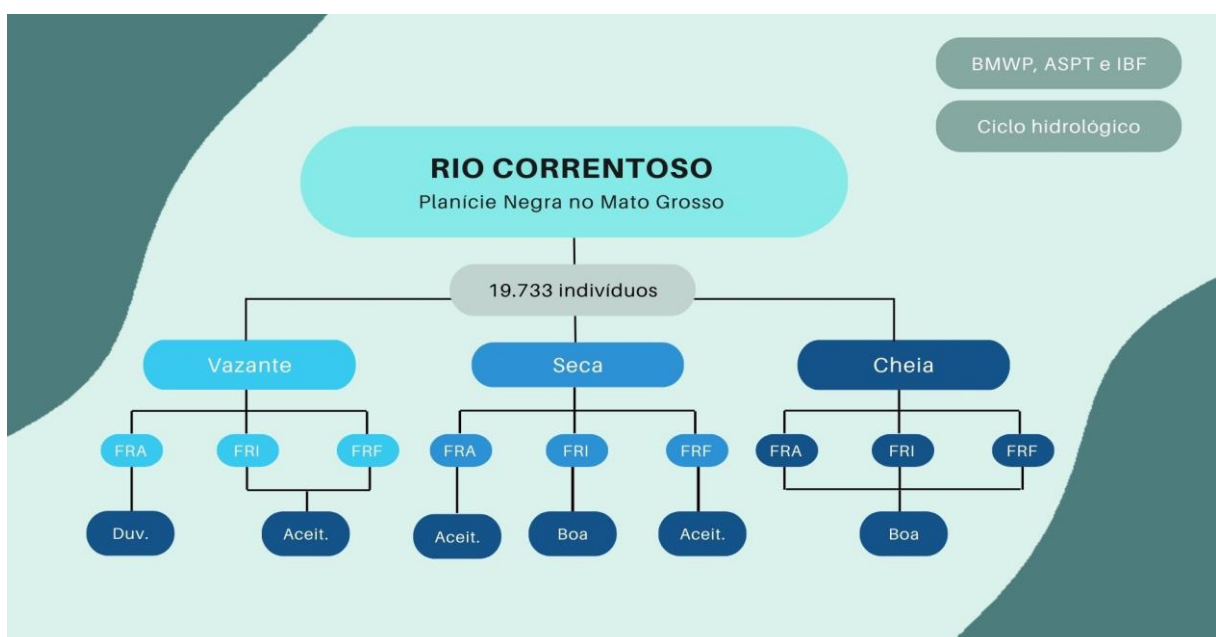
Fonte: a autora, 2023

No Rio Correntoso (Latitude 19°26'58"S; Longitude 54°59'13"O) localizado na planície Negra no Mato Grosso foi aplicado o índice BMWP em conjunto com o Average Score per Taxon (ASPT), o Índice Biótico de Família (IBF) e o índice de diversidade de Shannon-Winner (SILVA, et. al., 2011). Embora esse último seja indicado a determinações de padrões de biodiversidade ele também pode nos dar

uma ideia da condição do ambiente, pela perda de diversidade e aumento da dominância de determinadas espécies. O estudo ocorreu no período de março de 2006 a fevereiro de 2007, aproveitando os períodos vazante, de seca e de cheia do rio. Os autores selecionaram seis sítios de amostragem, distribuídos em três tipificações fisionômicas, cada uma delas contendo 2 pontos de coleta. As vegetações escolhidas foram Fisionomia Ripária Aberta (FRA) onde a vegetação arbórea era escassa ou ausente e se comunicava com campos alagáveis; Fisionomia Ripária Intermediária (FRI) sendo a vegetação ripária presente em baixa quantidade; e Fisionomia Ripária Fechada (FRF) quando a vegetação arbórea estava presente.

Nesse estudo foram registrados 19.773 indivíduos divididos em 60 famílias. No período de vazante do rio, as condições de qualidade de água nas regiões de FRI e FRF foram classificadas como aceitáveis com poluição orgânica. Já na região de FRA a qualidade da água foi duvidosa. A partir da seca percebeu-se uma melhora da qualidade da água sendo que no trecho com FRI o ambiente foi classificado como aceitável e no FRF e FRA como boa. As cheias colaboraram para a melhora da qualidade de água e o BMWP indicou boa qualidade em todos os sítios de amostragem. Segundo o autor do estudo, o Índice BMWP foi o que melhor avaliou os macroinvertebrados e a qualidade de água de acordo com a região estudada e do ciclo hidrológico (ciclo das chuvas) (SILVA, et. al., 2011).

Figura 2 - Resumo do estudo de SILVA, et. al., (2011).



Fonte: a autora, 2023.

3.2 AVERAGE SCORE PER TAXON (ASPT)

O índice Average Score per Taxon (ASPT) é obtido a partir do valor de BMWP dividido pelo número total de famílias identificadas no ponto amostral analisado, o qual resulta num valor específico (Tabela 2) que pode ser também categorizado dentro de classes de diagnóstico qualitativo.

$$ASTP = \frac{BMWP}{NT}$$

ASTP = Average Score per Taxon; BMWP = Biological Monitoring Working Party; NT = Número total de famílias.

Tabela 2 – Índice ASTP e seu diagnóstico.

ASPT _{score}	Diagnóstico
> 6	Água limpa
5 – 6	Qualidade duvidosa
4 – 5	Provável poluição moderada
< 4	Provável poluição severa

Fonte: Silva; Melo; Everton, 2016.

Em um estudo desenvolvido no riacho das Palmeiras, Serra da Jiboia, na cidade de Varzedo (BA), Santos et al. (2018) evidenciou como a combinação do Average Score per Taxon (ASTP) com o BMWP podem melhorar as interpretações de dados ambientais. Foram realizadas coletas em 3 pontos distintos no período de dezembro de 2011 a novembro de 2012. O P1 se encontrava em bom estado de conservação dispondo de mata ciliar preservada, o P2 já se observava uma redução do fragmento florestal e o P3 estava totalmente ocupado por pastagem. O equipamento usado para captura dos invertebrados foi uma D-net (puçá em forma da letra D) mostrado na figura 1, que possui uma abertura de malha de 500 µm. A captura foi efetuada movimentando a rede submersa no sedimento e folhiço acumulado por 5 minutos (esforço amostral).

Figura 3 – Rede D-net de 500 µm para coleta de organismos bênticos.

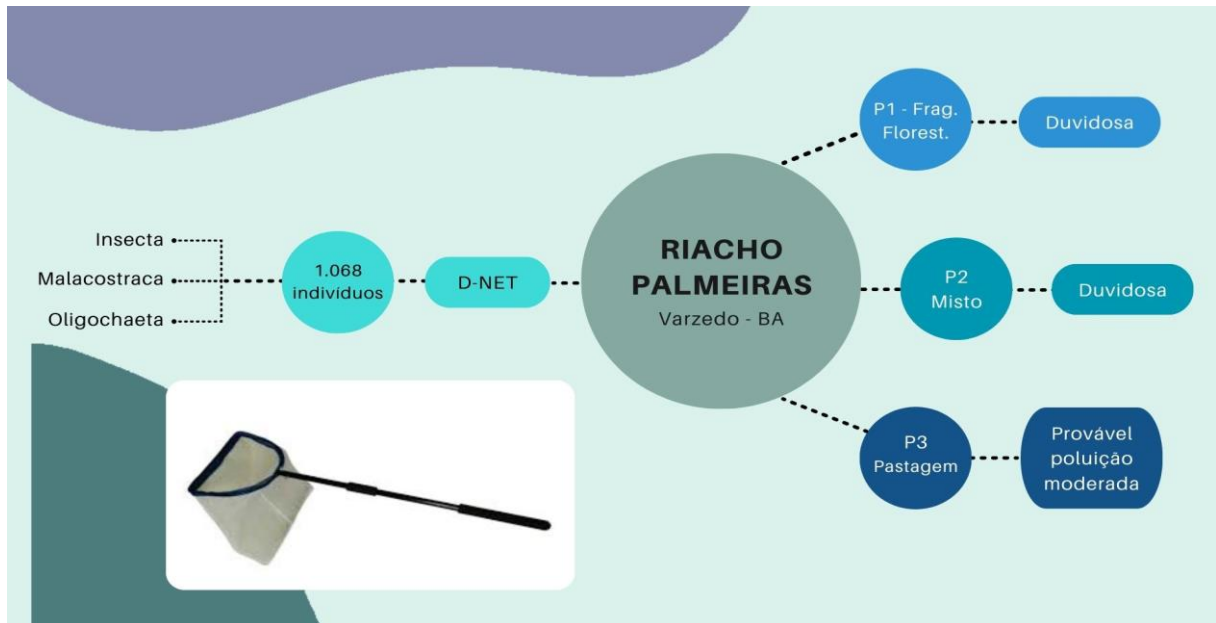


Fonte: SILVEIRA; QUIEROZ; BOEIRA, 2004.

Registrou-se 1.068 indivíduos divididos em 28 famílias, onde 26 pertenciam a classe Insecta, 1 da classe Malacostraca e 1 da Oligochaeta. Ao se analisar esses dados foi verificado que com o Índice ASTP o P1 e P2 foram classificados com qualidade ambiental duvidosa e no P3 como provável poluição moderada.

Usualmente os trabalhos envolvendo macroinvertebrados se utilizam de sistemas de dragas que coletam porções superficiais e mais profundas do substrato. Contudo, o autor conseguiu demonstrar que mesmo mudando a metodologia de coleta, os índices são capazes de indicar fielmente as condições ambientais. O ASPT reforça algumas premissas estabelecidas pelo BMWP reforçando a sustentação do método de classificação por análise dos macroinvertebrados (SANTOS et al. 2018).

Figura 4 - Resumo do estudo de SANTOS et al., (2018).



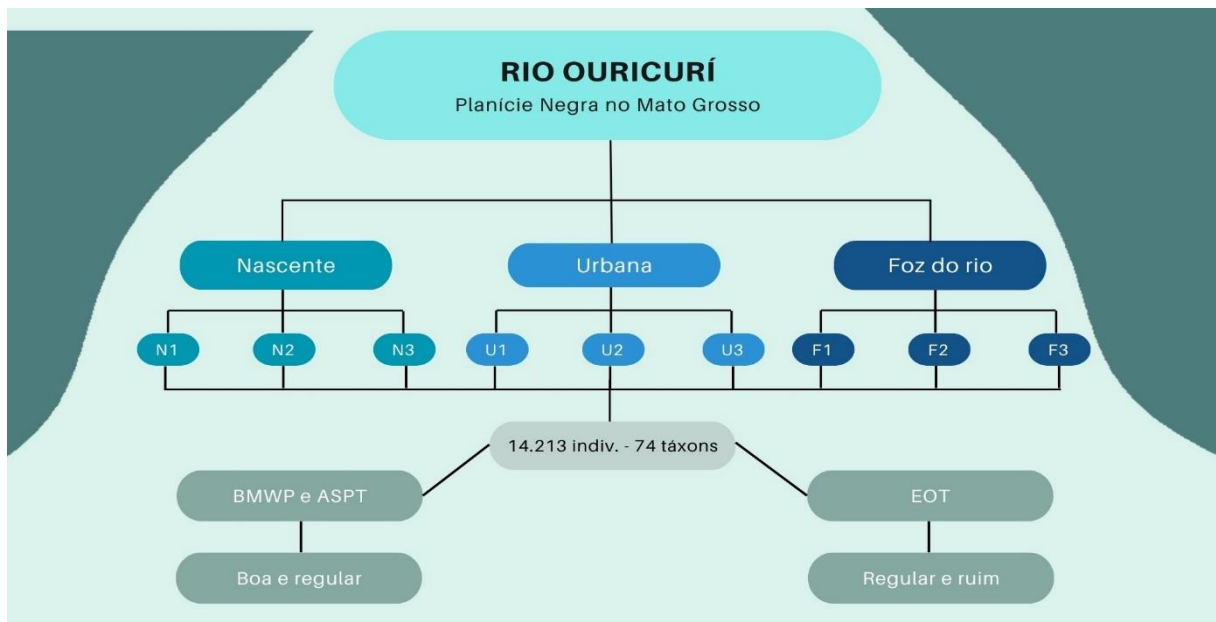
Fonte: a autora, 2023.

No rio Ouricuri, localizado na região de Capanema – PA, foi utilizado simultaneamente o Average Score per Taxon (ASTP), o Biological Monitoring Working Party (BMWP), Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera (EOT), que é um índice igual o EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, só que ele analisa o táxon Odonata em vez de Plecoptera, e análises químicas e físicas para diagnóstico ambiental. Coletou-se 3 amostras (Nascente – N, porção urbana – U e foz do rio – F) em 3 pontos (N1, N2 e N3; U1, U2 e U3; F1, F2 e F3). Nesse estudo também utilizou D-net para amostragem em todos os microhabitats, sendo utilizado uma a frequência de 15 passadas (SILVA; GUTJAHR; BRAGA, 2021).

No estudo desses autores foram capturados 14.213 organismos bênticos alocados em 74 famílias, sendo 12.047 da classe Insecta. O ponto U3 foi onde se observou maior abundância de indivíduos (2.449 invertebrados). Segundo a classificação dentro do índice BMWP e ASTP a qualidade ambiental do rio variou de boa a regular, sendo observado no ponto N3 o melhor resultado. O ponto U2 foi caracterizado pela predominância de espécies tolerantes que refletiram uma baixa pontuação dentro dos índices, evidenciando certo nível de deterioração do ambiente. Pequenas mudanças da classificação do status do ambiente foram perceptíveis quando se usou o índice EOT, que mostrou uma variação da qualidade da água entre regular e ruim. O escores para o índice BMWP deram valores mais elevados

colocando o ambiente numa posição melhor em estado de conservação. Esse fato nos dá a ideia de uma contradição entre os índices, mas o fato é que o autor destaca que o BMWP usa a somatória dos escores de família, e esse procedimento pode afetar a forma de interpretação dos dados. Como o ASPT depende dos dados obtidos no BMWP, a replicação do problema continua vigente. Em contraposição o EOT parece ser mais fidedigno, porque o foco do procedimento está na presença e ausência de organismos sensíveis como Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera (SILVA; GUTJAHR; BRAGA, 2021).

Figura 5 – Resumo do estudo de SILVA; GUTJAHR; BRAGA, (2021).



Fonte: a autora, 2023.

3.3 ÍNDICE BIÓTICO DE FAMÍLIA (IBF)

O Índice Biótico de Família (IBF) foi criado por Hilsenhoff em 1988, para análise de rios da América do Norte, verificando a relação de interferência da qualidade da água na fauna de organismos bênticos. O cálculo de IBF é uma medida biológica simplificada que utiliza como recurso a identificação de famílias de macroinvertebrados, atribuindo determinado peso conforme as características do ambiente onde são registrados. Cada família de macroinvertebrados é atribuída um valor de reatividade às condições do ambiente que varia de 0 a 10 (Quadro 2), que permite classificá-los em sensíveis e tolerantes.

Quadro 2 – Nível de tolerância à poluição orgânica segundo o Índice Biótico de família (IBF)

Ordem	Grupos Taxonômicos e pontuações
Plecoptera	Capniidae 1, Chloroperlidae 1, Leuctridae 0, Nemouridae 2, Perlidae 1, Perlodidae 2, Pteronarcyidae 0, Taeniopterygidae 2
Ephemeroptera	Baetidae 4, Baetiscidae 3, Caenidae 7, Ephemerellidae 1, Ephemeridae 4, Heptageniidae 4, Leptophlebiidae 2, Metretopodidae 2, Oligoneuriidae 2, Polymitarcyidae 2, Potomanthidae 4, Siphonuridae 7
Tricorythidae	4
Odonata	Aeshnidae 3, Calopterygidae 5, Coenagrionidae 9, Cordulegastridae 3, Corduliidae 5, Gomphidae 1, Lestidae 9, Libellulidae 9, Macromiidae 3
Trichoptera	Brachycentridae 1, Glososomatidae 0, Helicopsychidae 3, Hydropsychidae 4, Hydroptilidae 4, Lepidostomatidae 1, Leptoceridae 4, Limnephilidae 4, Molannidae 6, Odontoceridae 0, Philopotamidae 3, Phryganeidae 4, Polycentropodidae 6, Psychomyiidae 2, Rhyacophilidae 0, Sericostomatidae 3
Megaloptera	Corydalidae 0, Sialidae 4
Lepidoptera	Pyralidae 5
Coleoptera	Dryopidae 5, Elmidae 4, Psephenidae 4
Diptera	Athericidae 2, Blephariceridae 0, Ceratopogonidae 6, Blood-red Chironomidae (Chironomini) 8, Other (including pink) Chironomidae 6, Dolichopodidae 4, Empididae 6, Ephydriidae 6, Psychodidae 10, Simuliidae 6, Muscidae 6, Syrphidae 10, Tabanidae 6, Tipulidae 3
Amphipoda	Gammaridae 4, Talitridae 8
Isopoda	Asellidae 8
Acariformes	4
Decapoda	6
Gastropoda	<i>Amnicola</i> 8 <i>Bithynia</i> 8, <i>Ferrissia</i> 6, <i>Gyraulus</i> 8, <i>Helisoma</i> 6, <i>Lymnaea</i> 6, <i>Physa</i> 8, <i>Sphaeriidae</i> 8
Oligochaeta	<i>Chaetogaster</i> 6, <i>Dero</i> 10, <i>Nais barbata</i> 8, <i>Nais behningi</i> 6, <i>Nais bretscheri</i> 6, <i>Nais communis</i> 8, <i>Nais elinguis</i> 10, <i>Nais pardalis</i> 8, <i>Nais simples</i> 6, <i>Nais variabilis</i> 10, <i>Pristina</i> 8, <i>Stylaria</i> 8, Tubificidae: <i>Aulodrilus</i> 8, <i>Limnodrilus</i> 10
Hirudinea	<i>Helobdella</i> 10
Turbellaria	4

Fonte: CARVALHO, 2012.

Os indivíduos sensíveis recebem valores mais baixos, enquanto os mais tolerantes recebem valores mais altos. Assim, em uma amostragem no rio Manco, os indivíduos mais sensíveis como a família Athericidae (2), Blephariceridae (0) e Ephemerellidae (1) são relacionados com pontuações menores. Já macroinvertebrados como os da família Chironomidae (8) e Simuliidae (6), que são organismos mais tolerantes, recebem pontuação altas (CARVALHO,2012).

O cálculo do IBF envolve a multiplicação do número de tolerância aos agentes poluentes agregado a cada família pelo número de indivíduos de cada espécie. Esses valores são somados e, em seguida, divididos pelo número total de indivíduos presentes na amostra. O valor final desse cálculo (Tabela 3) é o que indica o nível de poluição do rio estudado (DUARTE, 2018).

$$IBF = \frac{\sum n_i a_i}{N}$$

n_i = número de indivíduos do grupo taxonômico i , a_i = valor de tolerância do grupo taxonômico i e N = número total de indivíduos (SILVA et. al., 2015).

Tabela 3 – Classificação da qualidade da água segundo o índice Biótico de Famílias (IBF).

Índice Biótico	Nível de Qualidade	Grau de Poluição
0,00-3,50	Excelente	Sem poluição orgânica aparente
3,51-4,50	Muito boa	Possível poluição orgânica leve
4,51-5,50	Boa	Alguma poluição orgânica
5,51-6,50	Razoável	Poluição orgânica razoável
6,51-7,50	Moderadamente pobre	Poluição orgânica significativa
7,51-8,50	Pobre	Poluição orgânica muito significativa
8,51-10,00	Muito pobre	Poluição orgânica severa

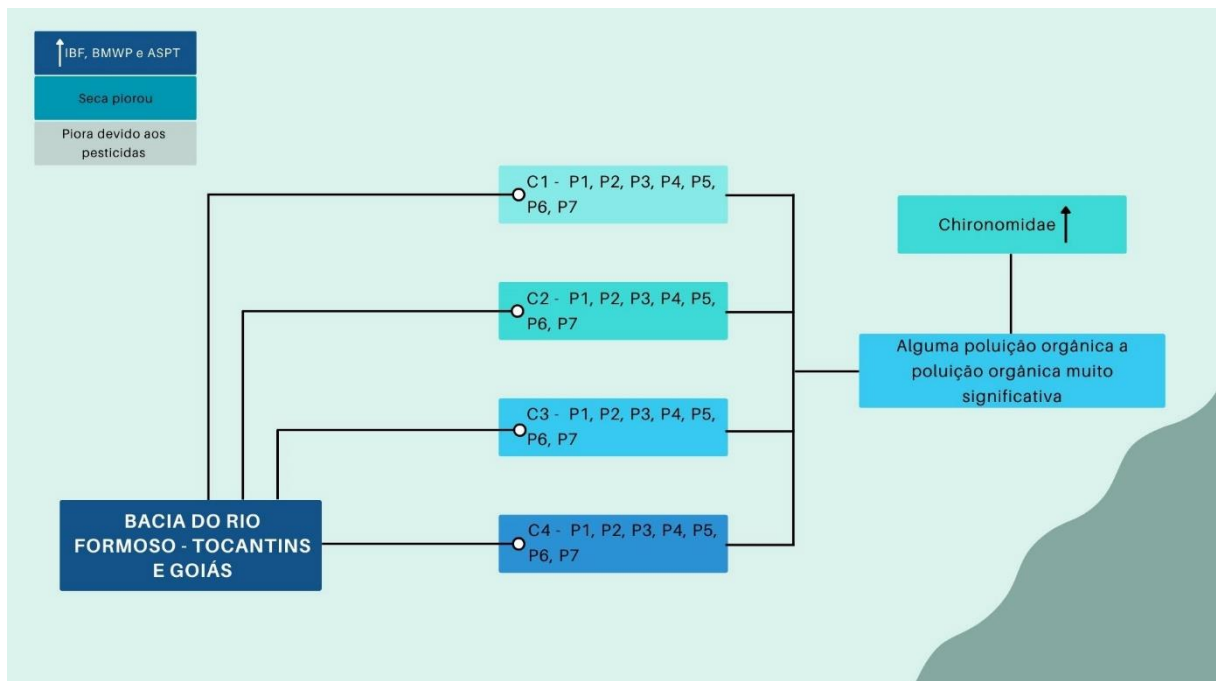
Fonte: SILVA et. al., 2015.

Em estudo realizado na Bacia do Rio Formoso, entre os limites dos estados de Tocantins e Goiás, utilizou-se o Índice Biótico de Família (IBF), Monitoramento Biológico da Água por Comunidade (BMWP) e Pontuação Média por Táxon (ASPT). Foram realizadas quatro coletas (C1, C2, C3 e C4), sendo elas feitas de abril de 2018 até fevereiro de 2019, abrangendo assim períodos de seca e chuva. No curso do rio, foram escolhidos aleatoriamente sete pontos (P1, P2, P3, P4, P5, P6 e P7) fronteiriços

a áreas de desenvolvimento de atividades agrícolas. Nas coletas o índice teve uma grande variação dentro dos pontos, onde o menor valor foi de 4,40 (C1 e P4) e o maior valor encontrado 7,60 (C4 e P5) (GUARDA et. al., 2022).

De acordo com GUARDA et al., (2022) esse estudo os resultados apontaram a presença de poluição orgânica, independente do ponto analisado, contudo no período da seca observou-se uma piora na qualidade de água que foram refletidos pelos altos valores do IBF. Nas amostras de sedimento do rio Formoso, observou-se uma predominância de insetos da ordem Diptera, sendo as espécies da família Chironomidae mais representativas para a família de macroinvertebrados. Esses resultados foram associados a utilização de pesticidas nas margens agricultáveis do rio que inviabilizaram a sustentação de espécies sensíveis. O estudo demonstrou que o IBF foi muito mais eficaz na demonstração de impactos da qualidade de água, quando comparados ao índice BMWP. As métricas utilizadas para o BMWP geraram pontuações que demonstraram a não casualidade interferência significativa da poluição no corpo hídrico já o IBF, sim.

Figura 6 – Resumo do estudo de GUARDA et al., (2022).



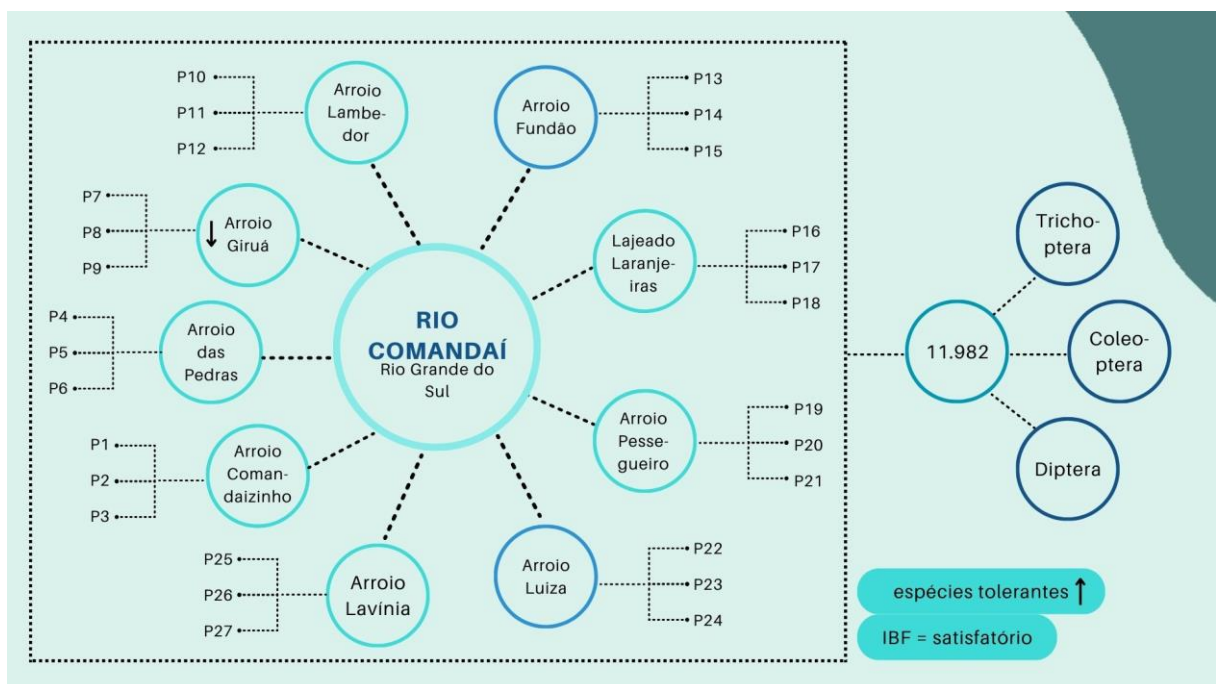
Fonte: a autora, 2023.

Nos riachos da bacia do rio Comandaí no estado do Rio Grande do Sul foi avaliado a qualidade da água com o Biological Monitoring Working Party (BMWP), o

Índice Biótico de Família (IBF) e variáveis físico-químicas da água. Dentro da bacia foi selecionado arroios ao longo do rio e divididos em trecho alto, médio e baixo. Os arroios escolhidos foram: Arroio Comandaizinho (P1, P2, P3), Arroio das Pedras (P4, P5, P6), Arroio Giruá (P7, P8, P9), Arroio Lambedor (P10, P11, P12), Arroio Fundão (P13, P14, P15), Lajeado Laranjeiras (P16, P17, P18), Arroio Pessegueiro (P19, P20, P21), Arroio Luiza (P22, P23, P24) e Arroio Lavínia (P25, P26, P27) (LOEBENS, 2018).

As coletas no estudo de LOEBENS, (2018) foram realizadas entre setembro a novembro de 2016 e março e junho de 2017. Os 11.982 invertebrados registrados foram distribuídos em 63 famílias sendo abundantes os espécimes das ordens Diptera, Trichoptera e Coleoptera. As famílias predominantes foram de Trichoptera (Hydropsichidae), Epheromeroptera (Baetidae) e Diptera (Simuliidae e Chironomidae). Os dados revelaram que o leito da bacia do rio Comandaí é povoado por espécies tolerantes a mudanças ambientais. Nesse caso, o rio demonstra sinais claros de degradação ambiental, sendo o Arroio Giruá o que apresenta a pior condição de conservação. O estudo mostrou que o Índice Biótico de Família (IBF) foi eficiente para corresponder à qualidade ambiental visualizada na bacia do Comandaí.

Figura 7 – Resumo do estudo de LOEBENS, (2018).



Fonte: a autora, 2023.

3.4 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR)

Os Protocolos de Avaliação Rápida (PARs) foram criados para ser uma ferramenta que tem a finalidade de fazer análises qualitativas e semi-qualitativas e assim determinar a qualidade da vida aquática e do curso hídrico. Estes protocolos servem para facilitar a análise ambiental de qualquer ecossistema aquático, avaliando as condições biológicas do rio. São tópicos que são observados e registrados, recebendo uma dada pontuação do estado de conservação que o rio se encontra. Eles são adaptados para cada região e para cada tipo de estudo, dependendo da vegetação, clima, relevo, entre outros (BIZZO; MENEZES; ANDRADE, 2014).

No trabalho de Callisto et. al, 2002, foi descrito um modelo para o protocolo de avaliação rápida (Figura 2) para ser utilizado no Brasil.

Figura 8 – Formulário do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.

DESCRIÇÃO DO AMBIENTE			
Localização:			
Data da Coleta: ___/___/___		Hora da Coleta:	
Tempo (situação do dia):			
Modo de coleta (coletor):			
Tipo de ambiente: Córrego () Rio ()			
Largura média:			
Profundidade média:			
Temperatura da água:			
PARÂMETROS	PONTUAÇÃO		
	4 pontos	2 pontos	0 ponto
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagem/Agricultura/Monocultura/Reflorestamento	Residencial/ Comercial/ Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem industrial/ urbana (fábricas, siderurgias, canalização, retificação do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/industrial
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	Transparente	Turva/cor de chá-forte	Opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/industrial
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	Pedras/cascalho	Lama/areia	Cimento/canalizado

Fonte: adaptado de CALISTO et. al., 2002.

Muitos trabalhos usam o modelo de Callisto et. al. juntamente com o modelo sugerido por Hannafort et. al. em 1997 (Figura 3), porém este possui maiores valores de pontuações e várias categorias para serem analisadas. O método proposto por Callisto não foca exatamente na coleta de macroinvertebrados, mas sim em avaliações subjetivas das condições do entorno e da água. Embora o método seja interessante para averiguar as condições ambientais de maneira rápida, muitos pesquisadores de Limnologia têm realizados amostragens rápidas de invertebrados. Nesse caso, o conjunto de dados levantados pelo PAR são unidos a dados de coletas de invertebrados efetuadas com sistemas de rede como o D-net (riachos, rios com macrófitas aquáticas e folhiço) e Kick-net (riachos). Como os protocolos citados anteriormente trabalham também com uma concepção de análise rápida, pode-se obter um retrato mais fiel do ambiente pelo cruzamento de dados do PAR com os índices bióticos.

Figura 9 – Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas.

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 ponto
11. Tipos de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados; pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados; habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
12. Extensão de Rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas; rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
13. Frequência de Rápidos	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos não frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.
14. Tipos de Substrato	Seixos abundantes (prevalecendo em nascentes).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.
15. Deposição de Lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos Sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.
17. Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.
18 Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.

Continuação...				
PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 ponto
19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.
20 Estabilidade das Margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.
22. Presença de plantas Aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito.	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídas no rio, substrato com perifiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifiton abundante e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).

Fonte: BIZZO; MENEZES; ANDRADE, 2014.

O Canadian Aquatic Biomonitoring Network (CABIN¹) é outro método de avaliação rápida, mas que agrega dados da fauna de macroinvertebrados junto com outras variáveis como vegetação ripária, substrato, presença de algas, variáveis químicas e número de coletas e de indivíduos bentônicos (MAITLAND, et. al., 2020). Nesse protocolo, o número de coletas e número de indivíduos são relevantes para o diagnóstico final, representando uma mescla do PAR com levantamento da comunidade bentônica. As coletas são efetuadas com o uso de Kick-net (Figura 4), que consiste de uma rede delimitada por dois bastões, no qual a movimentação é determinada pela impressão de arraste e chutes.

¹ Disponível em: < <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/canadian-aquatic-biomonitoring-network/resources/field-sheet-wadeable-streams.html> >. Acesso em: 27 de jun. de 2023

Figura 10 – Rede de coleta do tipo kick-net².



Fonte: Forestry Suppliers

A movimentação e contato com a região superficial do substrato facilita a apreensão de invertebrados que podem ser coletados e então ser levados a laboratório para triagem e identificação a nível de família. Esse sistema usado no CABIN, também pode se empreendido em situações de coleta rápida de macroinvertebrados, e atualmente tem sido usado no Brasil para estudo de riachos (GATZKE, 2017).

3.5 ÍNDICE EPT – EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA

O índice ou porcentagem de EPT é a análise da abundância e riqueza de indivíduos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. As espécies presentes nessas ordens são classificadas como organismos bênticos sensíveis, isso quer dizer, que são organismos que não sobrevivem em águas poluídas. O cálculo

² Disponível em: < <https://www.forestry-suppliers.com/p/78010/36611/lamotte-professional-kick-net> >. Acesso em: 27 de jun. de 2023.

realizado para esse índice é bem simplificado, sendo determinado a abundância relativa das ordens em relação ao número total de indivíduos na amostra, tudo isso multiplicado por 100 para descobrir a porcentagem (Tabela 4). No EPT quanto maior a abundância relativa desses indivíduos maior será a qualidade da água. (OLIVEIRA, 2019).

$$\text{Índice EPT} = \frac{\sum EPT}{\sum_{total\ de\ espécimes}} \times 100$$

Tabela 4 – Porcentagem de EPT e a qualidade da água

Porcentagem de EPT	Qualidade da água
75% - 100%	Muito boa
50% - 74%	Boa
25% - 49%	Regular
0% - 24%	Ruim

Fonte: VERAS; ABREU, 2017.

No Parque Nacional da Itabaiana em quatro riachos o Coqueiro, Água Fria, Negros e Vermelho, analisou-se a qualidade ambiental com as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera – EPT. Também foi usado o Índice de diversidade de Shannon e o percentual da riqueza e composição de macroinvertebrados (abundância relativa de fragmentadores, coletores-filtradores, raspadores e predadores). Foram realizadas 30 amostragens de macroinvertebrados bênticos com o auxílio de um Suber (Figura 5). O amostrador Suber é um tipo de coletor de correnteza com hastes quadrangulares dobráveis, com malha usualmente de 500 µm que é alocado em posição de receber materiais a montante. Quando instalado em local específico coleta em uma bolsa, os materiais em suspensão são arrastados (TELES et al. 2013).

Figura 11 – Amostrador do tipo Suber com malha de 500 μm^3 .



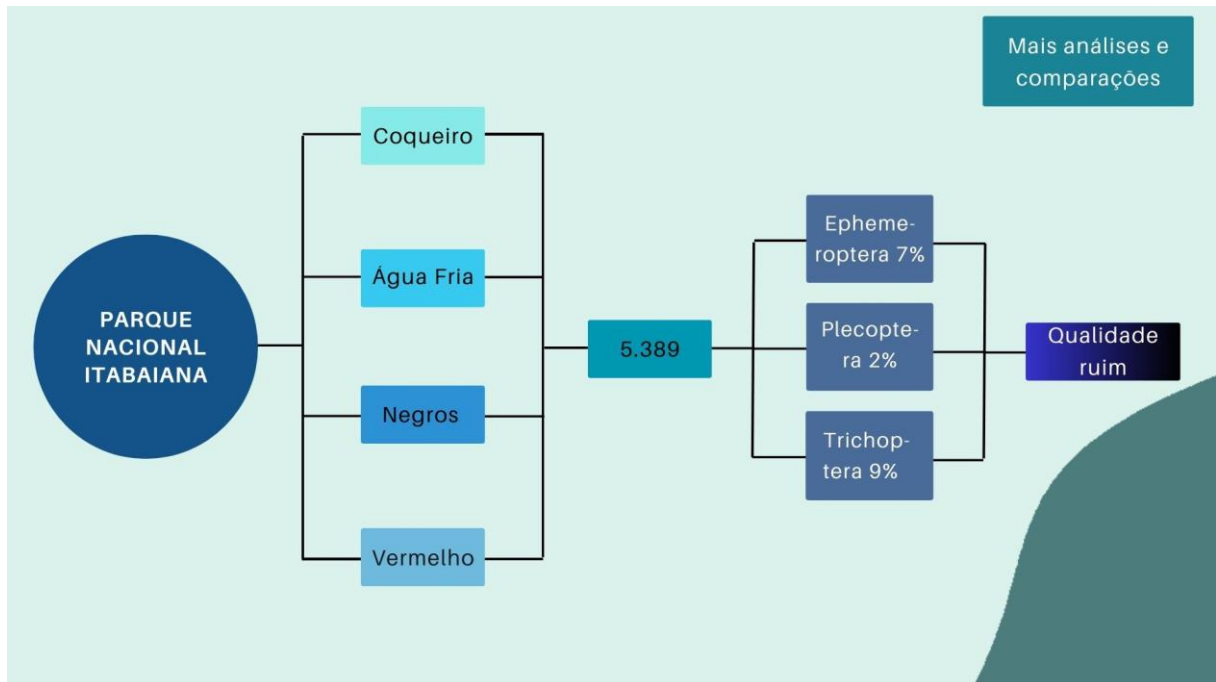
Fonte: Metroológica – produtos para laboratório.

Nesse estudo foram observados 5.389 invertebrados distribuídos em 12 ordens e 50 famílias, com proporção percentual de dípteros (64%), Coleoptera (15%), Trichoptera (9%), Ephemeroptera (7%), Plecoptera (2%) e a Odonata (1%). No total de indivíduos de EPT, foram coletadas 974 espécies, sendo 478 da ordem Trichoptera, 297 da Ephemeroptera e 95 da Plecoptera. Os percentuais de abundância relativa de EPT analisados foram de 13%, indicando que o riacho apresentava uma qualidade ruim. Segundo TELES et al. (2013) o autor desse estudo, o EPT não foi suficiente para explicar o comportamento dos invertebrados em respostas a alteração do ambiente. O foco somente nos organismos sensíveis a maioria das vezes sobrepõem a visualização de outros fatores. Assim o índice EPT por si próprio necessita de mais análises complementares e adoção de comparações com outros parâmetros.

³ Disponível em:

<https://metrologicas.com.br/equipamentos_acessorios_produtos_para_laboratorio.php?cat=211&secao=metrologia>. Acesso: 27 de jun. de 2023.

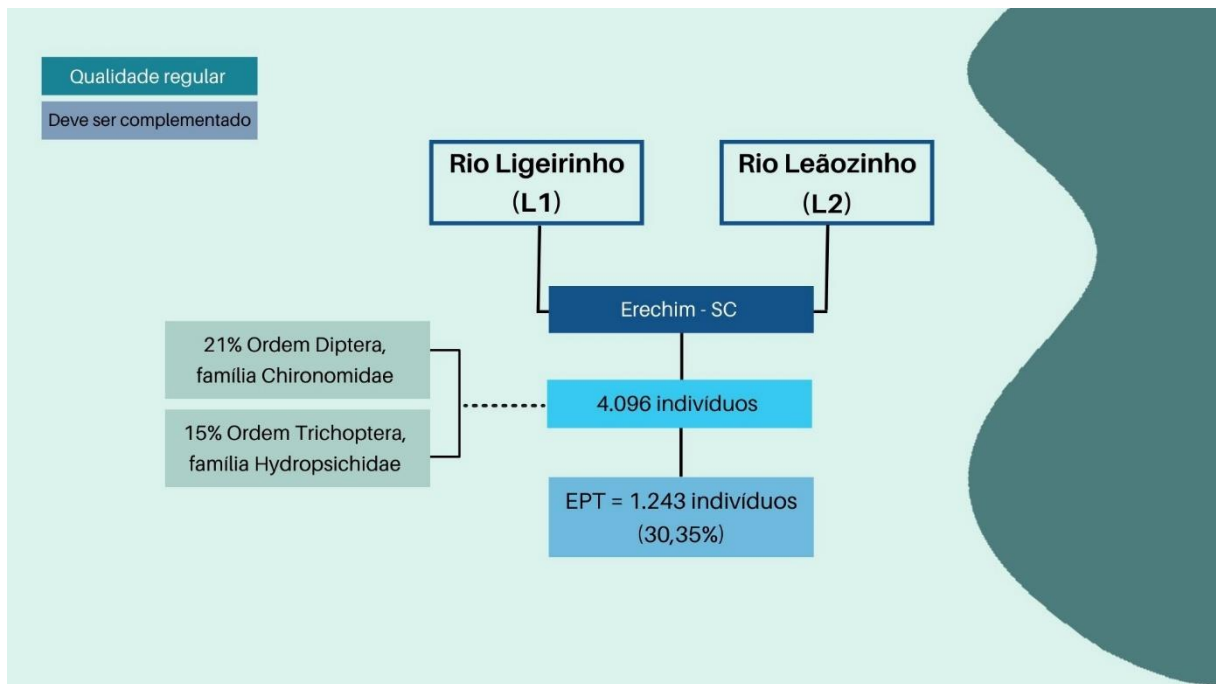
Figura 12 – Resumo do estudo de TELES et al. (2013).



Fonte: a autora, 2023.

Nos rios Ligeirinho (L1) e Leãozinho (L2) que abastecem o município de Erechim-RS, foram avaliados a qualidade da água com uso do índice EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. As coletas ocorreram no período de novembro de 2014 a abril de 2015, sendo selecionados 4 pontos de amostragem em réplicas, o que resultou num total de 144 amostras. Dentre os 4.096 invertebrados registrados Trichoptera foi o mais abundante, com 800 indivíduos no rio Ligeirinho e 738 indivíduos no rio Leãozinho. A maior diversidade de espécimes foi observada para a família Chironomidae da ordem Diptera e Hydropsichidae da ordem Trichoptera (21% e 15% respectivamente). Das ordens de EPT foram encontrados 1.243 organismos bênticos, a maior parte de indivíduos foi encontrada em locais de corredeiras e com substrato rochoso. Mesmo com uma grande quantidade de organismos da ordem Trichoptera, o rio foi classificado com uma qualidade ambiental alterada, devido a presença de um maior número de espécies de famílias com hábitos oportunistas mais tolerantes e resistentes a poluição. O autor desses estudos considera que o EPT foi uma ferramenta útil para demonstrar variações dos impactos ao longo dos trechos investigados, contudo destacou a necessidade complementar do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) que aponta a heterogeneidade dos microhabitats (CHAGAS et. al., 2017).

Figura 13 – Resumo do estudo de CHAGAS et. al., (2017).



Fonte: a autora, 2023.

3.6 ÍNDICE DE COMUNIDADE BENTÔNICA (ICB)

O Índice de Comunidade Bentônica (ICB) é um tipo de protocolo que considera vários descritores importantes para caracterizar a comunidade benthica. Portanto é uma mescla de parâmetros qualitativos e quantitativos que podem ser usados para avaliação de rios e reservatórios, modificando pouca coisa em seus valores base. Dentro do ICB são considerados os seguintes parâmetros:

Riqueza (S) – Sendo a soma das categorias taxonômicas encontradas na amostra;

Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') – faz a relação da diversidade de organismos com a boa saúde do ecossistema. Ele utiliza a seguinte equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i) \cdot (\ln p_i)$$

Onde: p_i = abundância relativa da i -ésima família e S é o número total de taxa na comunidade.

Índice de Comparação Sequencial (ICS) – um software desenvolvido pelo Dr. Aristotelino Monteiro Ferreira, que compara um elemento de forma sequencial dentro de uma coleção de elementos, procurando estabelecer um padrão linear.

Riqueza de táxons sensíveis (Ssens) – considera a quantidade de organismos sensíveis à poluição com alta capacidade de resiliência. Baseia-se na

presença/ausência de indivíduos das famílias Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera e o gênero *Stempellina*, *Stempellinella* e *Constempellina* de Chironomidae-Tanytarsini. Dominância de grupos tolerantes (T/DT) – considera organismos oportunistas capazes de suportar alterações ambientais, mas que tem baixa resiliência. Baseia-se na presença/ausência de indivíduos das famílias Tubificidae, Naididae e espécies do gênero *Chironomus*.

Imagine numa série de dados amostrais obtivemos os seguintes resultados:

S	8
ICS	12,08
T/DT	0,68
Sscen	0

Os dados são comparados numa tabela base de intervalos de classes (Tabela 5) para cada índice a fim de se estimar o valor de P para geram uma combinação somatória da série de dados. Então os números de acordo com a tabela base no exemplo serão respectivamente para o S=3, ICS=2, T/DT= 3 e Sscen=4. Somando esses valores tem-se o resultado igual a 12. O valor final é então dividido pelo número de índices usados (12/4) resultando num quociente (3) que pode ser classificado dentro de categorias qualitativas.

Resumindo o ICB gera um valor final que expõe a classificação da qualidade ambiental do rio que é descrito de acordo com uma média aritmética, para cada valor obtido com a análise dos índices, determinando um número (valor de P) de acordo com a tabela base (Tabela 5).

Tabela 5 – Índice da Comunidade Bentônica (ICB_{rios})

Classe	P	S	ICS	H'	T/DT	Sscens
Péssimo	5			AZÓICO		
Ruim	4	≤ 5	≤ 3,00	≤ 1,00	> 0,75	0
Regular	3	6-13	> 3,00 - ≤ 9,50	> 1,00 - ≤ 1,50	≥ 0,5 - ≤ 0,75	1
Boa	2	14-20	> 9,50 - ≤ 20,00	> 1,50 - ≤ 2,50	> 0,25 - < 0,50	2
Ótima	1	≥ 21	> 20,00	> 2,50	≤ 0,25	≥ 3

Fonte: CETESB, 2012.

No rio Alegria que abastece a cidade de Medianeira – PR, realizou-se um trabalho de análise da qualidade ambiental utilizando Índice de Comunidade Bentônica (ICB). Foram escolhidos 4 pontos ao longo do rio, sendo um (P1) na nascente (área com mata ciliar e agrícola), dois (P2 e P3) no intermediário (área urbana) e um (P4) na foz (área de agrícola). As amostragens foram realizadas no período de maio a dezembro de 2017. Os macroinvertebrados foram coletados com draga tipo Petersen modificada (Figura 6), e identificados até o nível de família.

Figura 14 – Draga modificada tipo Petersen usada no estudo do rio Alegria (Medianeira-PR).

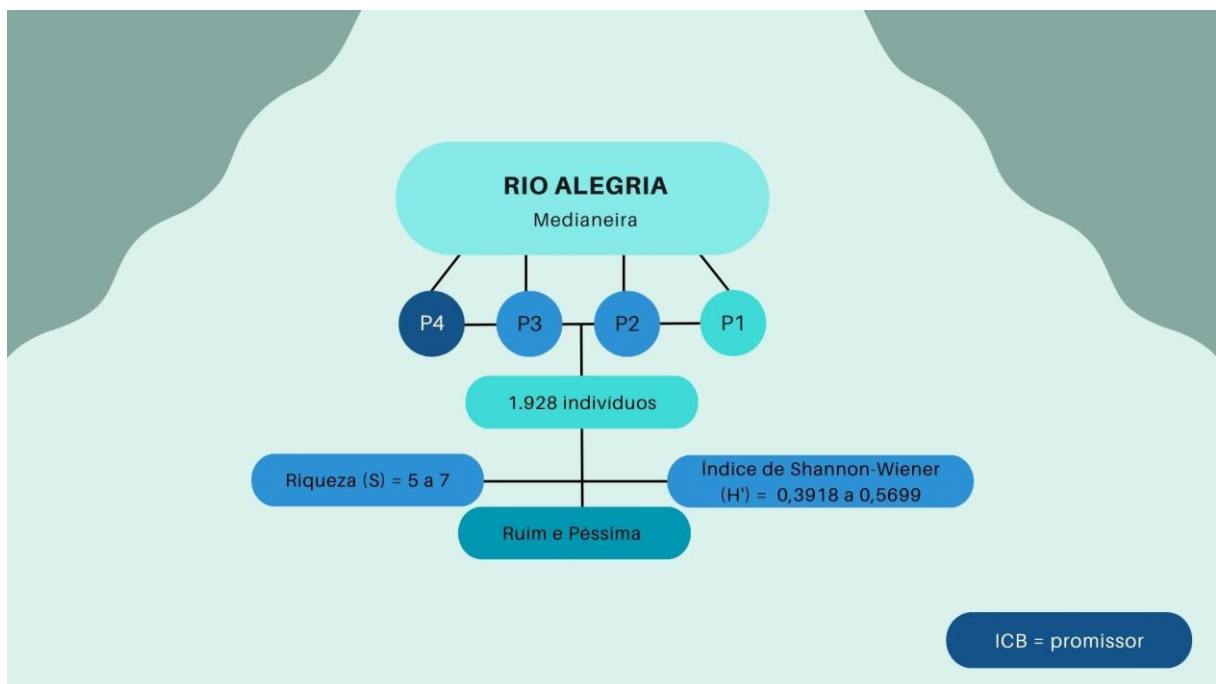


Fonte: BRITZKE, 2018.

Foram coletados 1.928 organismos bênticos distribuídos em 9 táxons, sendo eles Chironomidae, Ceratopogonidae, Culicidae, Hydropsychidae, Gomphidae, Tubificidae, classe Hirudinea, Bivalvia e Gastropoda. Os indivíduos mais abundantes foram dos táxons Chironomidae (21,86%) e Tubificidae (65,43%). Dentro do ICB o autor selecionou dois parâmetros para a análise da qualidade da água, sendo eles o Índice de Shannon-Wiener (H') e a riqueza de espécies (S). Nas análises os valores de riqueza variaram de 5 a 7 nos pontos e o Índice de Shannon-Wiener de 0,3918 a 0,5699. Sendo assim ao comparar os valores analisados com os valores da tabela o

rio foi classificado como péssimo (P3) e ruim (P1, P2, P4). Para o autor, até o momento do estudo, viu-se a necessidade de mais legislações, regulamentações e metodologias específicas para que ocorra avanços nos trabalhos de qualidade ambiental no Brasil. Porém a aplicação do Índice de Comunidade Bentônica foi promissora para análises em rios brasileiros, mostrando de acordo com os valores e espécies de macroinvertebrados encontradas, que o rio Alegria vem sendo degradado pela ação humana (BRITZKE, 2018).

Figura 15 – Resumo do estudo de BRITZKE, (2018).



Fonte: a autora, 2023.

No município de Jundiaí – SP, foi estudado por YOSHIDA; ROLLA, (2012) a qualidade ambiental em nove córregos, sendo três córregos urbanos (URB I, URB II, URB III), três rurais (RUR I, RUR, II, RUR III) e três em uma área de proteção ambiental (PRE I, PRE II, PRE III). Adotou-se os índices Biological Monitoring Working Party (BMWP), Average Score per Taxon (ASPT), o Índice Biótico de Família (IBF), o Índice Multimétrico da Serra dos Órgãos (SOMI) e o Índice de Comunidade Bentônica (ICB) para análise dos dois córregos. As coletas foram realizadas entre 9 09 e 12 de julho de 2010, usando um Suber com malha de 500 μ m e coletando 6 amostras de cada ponto. A identificação foi feita a nível de família, exceto as larvas de Chironomidae que foram identificadas até em espécie devido ao uso do IBC. Foram

coletados um total de 3.573 organismos bentônicos distribuídos em 46 táxons. De acordo com os índices estudados o rio foi classificado (Tabela 6) como:

Tabela 6 – Classificação da qualidade ambiental dos córregos de acordo com cada índice estudado⁴.

	URB I	URB II	URB III	RUR I	RUR II	RUR III	PRE I	PREII	PRE III
BMWP	T	B	B	R	R	G	G	G	R
ASPT	SP	SP	P	P	P	P	LP	C	LP
IBF	Po	M	M	Po	G	M	G	G	G
SOMI	Po	Po	Po	Po	Po	R	R	R	R
ICB	B	R	G	G	G	G	G	G	G

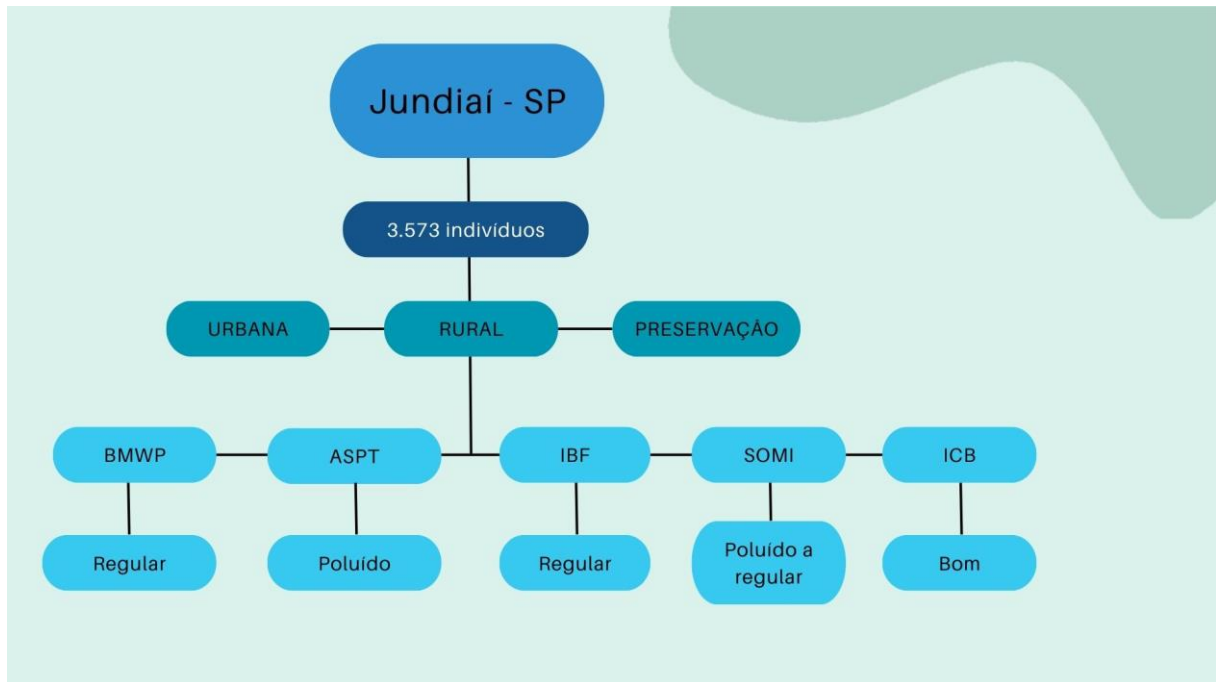
Fonte: Adaptado de YOSHIDA; ROLLA, 2012.

Na comparação dos índices, o ICB foi o que mais se diferenciou dos outros índices classificando boa parte dos locais estudados como bons, sendo que os outros índices classificaram como impactados, ruins, severamente poluídos ou alterados (YOSHIDA; ROLLA, 2012).

Os autores YOSHIDA; ROLLA, (2012) sugerem que o ICB classificou adequadamente a qualidade ambiental nas áreas urbanas, porém nas áreas rurais e de preservação ambiental ocorreram algumas inconsistências. Nesse estudo a abordagem com base nas comunidades bentônicas se revelaram como um instrumento excelente para caracterizar a qualidade da água. Contudo, a combinação com outros protocolos poderia trazer um retrato mais preciso do ambiente, para melhor validar as análises.

⁴ I= impactado; A= Alterado; N= Natural; B= Ruim; R= Regular; G= Bom; T= Terrível; SP= Severamente poluído; P= Poluído; LP= Levemente poluído; C= Limpo; Po= Pobre; M= Médio;

Figura 16 – Resumo do estudo de YOSHIDA; ROLLA, (2012).



Fonte: a autora, 2023.

3.7 TESTE DE TOXICIDADE

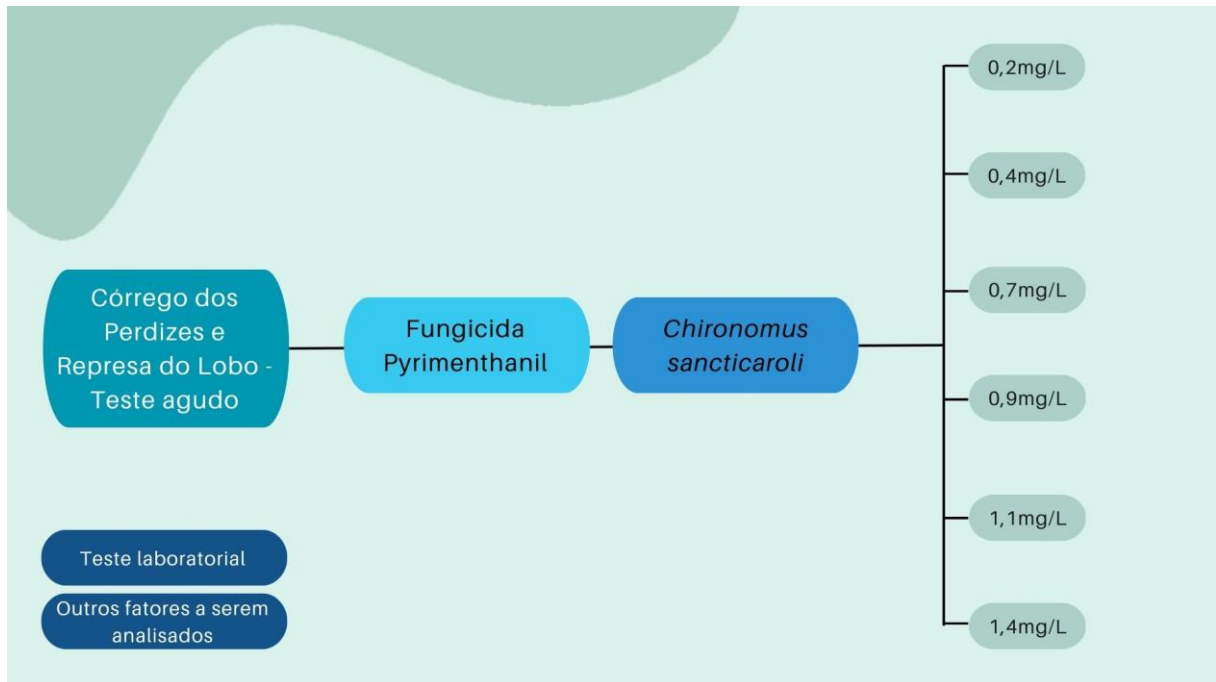
O Teste de Toxicidade é um tipo de medida biológica, feita em laboratório, onde organismos macroinvertebrados-testes são submetidos a diferentes concentrações de substâncias tóxicas, efluentes industriais, microplásticos e amostras ambientais. Esses testes de toxicidade analisam a relação entre os agentes tóxicos e a susceptibilidade dos organismos-testes a esses agentes. Assim pode-se determinar as concentrações de doses letais, ou seja, a concentração dos agentes tóxicos que elimina parte ou todos os organismos estudados. Numa via diferente da análise das comunidades de invertebrados “*in loco*” os testes toxicológicos são úteis para estimar quais os limites que os invertebrados suportam de poluentes tóxicos na água. Pode-se verificar até que ponto esses agentes podem estar presentes sem comprometer as funções biológicas do organismo, como reprodução, desenvolvimento, comportamentos, mutações, entre outros. Quando temos a razão de que a comunidade foi afetada por uma determinada concentração, é muito provável que a biota como um todo esteja sofrendo com os efeitos dos produtos tóxicos.

Existem dois tipos de testes toxicológicos, os agudos e os crônicos. Os agudos, são testes onde o organismo é sujeito aos agentes tóxicos por um período de 96 h,

enquanto nos crônicos o organismo é exposto por um longo prazo, geralmente o período do ciclo de vida ou parte dele. A vantagem do estudo crônico é que se pode avaliar quais os efeitos dos poluentes tóxicos no processo de reprodução, crescimento e desenvolvimento (CARDOSO, 2018). Os resultados desses testes são analisados estatisticamente e são classificados em unidades específicas. Alguns dessas unidades são de acordo com Bianchini, Martins e Jorge (2009): CL₅₀ (Concentração Letal para 50% da população-teste), CE₅₀ (Concentração do efeito para 50% da população-teste), CENO (Concentração máxima onde efeitos deletérios não são observados), DL₅₀ = (Dose Letal Média) e CEO (Concentração de Efeito Observado).

Em um trabalho realizado no córrego dos Perdizes e na Represa do Lobo em São Paulo, foram analisados os macroinvertebrados e a qualidade ambiental. Dentre os protocolos usados na pesquisa, o teste de toxicidade foi escolhido. O composto tóxico selecionado para o experimento foi o fungicida Pyrimethanil, que impossibilita os fungos de secretarem enzimas que possuem efeitos nocivos para as plantas. O organismo-teste escolhido para o experimento foi o *Chironomus sancticaroli*, fácil de capturar e cultivar em laboratório, com ciclo de vida conhecido, e classificado como oportunista e tolerante. Os cultivos foram realizados de acordo com o método de manutenção modificados no ano de 1997. Para o teste foi utilizado as larvas do *C. sancticaroli* de 3º instar, um estágio antes da última fase larval. Foram selecionados 50 g de sedimento, 200 ml de água e 6 larvas da espécie estudada. Elas foram expostas ao pesticida nas concentrações de 0,2 mg/L; 0,4; 0,7; 0,9; 1,1 e 1,4 por 96h, com a intenção de determinar a concentração de efeito letal (CL₅₀). Ao final das 96h foi observado a mortalidade total das larvas de *C. sancticaroli* em todas as concentrações. Esse teste laboratorial mostrou que o pesticida é altamente tóxico para os indivíduos estudados, porém o autor ressaltou que esse teste é feito em laboratório, sendo diferente das condições ambientais normais onde há outros fatores a serem analisados (MELLO, 2015).

Figura 17 – Resumo do estudo de MELLO, (2015).



Fonte: a autora, 2023.

Um estudo foi realizado em Estações de Tratamento do Estado (E.T.E) de São Paulo, foi avaliado os efluentes de esgoto na comunidade aquática. Foram selecionadas três espécies de macroinvertebrados, *Chironomus sacticaroli* (Diptera: Chironomidae), *Daphnnia magna* (Cladocera: Daphnidae) e *Allonais inaequalis* (Oligochaeta: Naididae). Os cultivos das espécies foram realizados de acordo com suas características específicas. Nas estações foram selecionados 4 pontos de coleta dos efluentes: P0= ponto de entrada do efluente bruto; P1= ponto de saída do efluente tratado do sistema de tratamento de esgoto; P2= ponto à montante, aproximadamente 10 metros de distância da zona de mistura do efluente tratado da estação com o corpo receptor (rio ou córrego); P3= ponto à jusante, aproximadamente 10 metros de distância da zona de mistura do efluente tratado da estação com o corpo receptor. Todas as coletas foram armazenadas em garrafas plásticas de 1 L, identificadas com local de coleta, data e hora, armazenadas em caixas de isopor com gelo e ao chegar no laboratório os testes toxicológicos já foram realizados. Os testes de toxicidade aguda realizados com *C. sacticaroli* e *A. inaequalis*, foram utilizados nos métodos propostos por Fonseca (1997), para observar a sobrevivência dos organismos. Os testes realizados com *C. sacticaroli* foram realizados em frascos de plástico com 500 ml tamponados, com 50 g de sedimento esterilizado, com 250 ml da amostra do

efluente de esgoto e 6 organismos de IV instar em cada réplica. Com *A. inaequalis* foram realizados em béqueres de vidro, preenchidos com 100 ml da amostra do efluente e 6 organismos em cada réplica. A duração do teste foi de 96h (4 dias), com temperatura de 24°C e fotoperíodo de 12h de luz e 12h de escuro. Em relação a *D. magna* foram utilizados testes segundo as normas adaptadas pela ABNT (2016), para avaliar a taxa de sobrevivência e/ou mobilidade dos organismos. Para cada ponto, de cada estação, foram feitas 3 réplicas e um com água reconstituída para controle. Foram colocados em béqueres, 100 ml de água contaminada com 10 organismos em cada réplica, sendo os recipientes cobertos por plástico filme. Os béqueres foram submetidos a incubação em BOD por 48 horas, sendo 16 h de luz e 8 h de escuro. Os espécimes foram submetidos também a testes de sensibilidade com outras substâncias, sendo o cloreto de potássio (KCL) aplicado à *C. sancticaroli* e *A. inaequalis* e sulfato de cobre pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) a *D. magna*. No final do estudo foram analisados que o efluente testado de P0 foi tóxico para todas as estações de tratamento, sendo que houve a mortalidade de metade dos indivíduos. O efluente de P1 apresentou toxicidades nas E.T.E 2 e 3 para as 3 espécies, enquanto no resíduo de P2 não observou-se toxicidade para nenhuma das estações. O teste de toxicidade do efluente de P3 revelou efeito tóxico apenas para estação 3 em *D. magna* e *A. inaequalis*, indicando possível presença de contaminantes que geraram efeitos tóxicos a longo prazo. O autor concluiu que as estações de tratamento 2 e 3 se mostraram ineficientes para tratamento dos efluentes, necessitando de atenção dos órgãos gestores para revisão dos processos adotados para depuração. A E.T.E 1 foi apontada como a única capaz de gerar efluentes tratados que não geraram impactos no corpo receptor, que poderiam desestabilizar as comunidades aquáticas (ISSA, 2019).

Figura 18 – Resumo do estudo de ISSA, (2019).



Fonte: a autora, 2023.

3.8 ANÁLISES POR VARIÁVEIS ABIÓTICAS X REATIVIDADE DOS INVERTEBRADOS

As análises por variáveis químicas e físicas são importantes no estudo da qualidade de água, devido a sua capacidade de mostrar a situação ambiental momentânea dos corpos hídricos. As desvantagens desse método é que ele não faz a detecção de alteração na diversidade de habitats, pode expressar valores normais para ambientes que estão em situação de degradação e ainda não é capaz de registrar eventos históricos de poluição. Assim, dentro da perspectiva de análise da qualidade ambiental conjunta com macroinvertebrados, essa ferramenta se faz necessária como um complemento, frente a fragilidade de alguns pontos dos índices bióticos. As variáveis mais empregadas para levantamento de dados abióticos nesse protocolo são a temperatura, turbidez, pH, condutividade, oxigênio dissolvido (OD), nutrientes, metais pesados, agrotóxicos, entre outros (ESTEVES, 2011).

A temperatura desempenha um papel importante nos corpos hídricos, porque regulam a taxa de decomposição da matéria orgânica, resultando em maior ou menor liberação de nitrogênio, fósforo e carbono, o que pode influenciar nos níveis de poluição na água. Essa variável também afeta a solubilidade do oxigênio pois em

situações de elevadas temperaturas, a concentração de oxigênio dissolvido tende a ser reduzida, o que resulta numa menor oxidação de materiais orgânicos. O impacto se reflete nas comunidades aquáticas favorecendo os organismos oportunistas e reduzindo organismos sensíveis.

O corte de vegetação ripária evento comum nos riachos e rios brasileiros, reduz a barreira de radiação nas margens ocasionando o aumento da temperatura da água. Esse processo tem implicações na capacidade de metabolização de produtos orgânicos dentro dos corpos hídricos favorecendo o aumento de espécies resistentes e tolerantes de macroinvertebrados (ESTEVES, 2011).

O pH também é afetado pela temperatura, porque essa variável tem interferências no equilíbrio de dissociação da água, facilitando ou dificultando a quebra da ligação entre oxigênio e hidrogênio. Quanto maior a temperatura maior a tendência de aumento da acidez da água, em contraposição com temperatura baixas onde as reações são deslocadas para produção de bases.

A turbidez de um corpo hídrico refere-se à redução da intensidade de um feixe de luz ao atravessá-lo, causada pela presença de sólidos em suspensão, como partículas inorgânicas e materiais orgânicos, incluindo algas, bactérias, plâncton e outros. Uma alta turbidez diminui a capacidade fotossintética de algas e plantas aquáticas resultando na diminuição da produção de oxigênio. Os organismos sensíveis que necessitam de taxa de oxigênio mais alta desaparecem desse ambiente, e os tolerantes e resistentes passam a ser dominantes. Processo de autodepuração ou de recuperação de corpos hídricos trabalham na concepção de redução da turbidez para promover maior penetração dos feixes de luz estimulando a produção primária e o retorno das espécies sensíveis de macroinvertebrados (CETESB, 2014).

A água possui uma capacidade muito peculiar chamada de tamponamento, de modo que quando se adiciona uma pequena quantidade de ácido ou base o pH não sofre alterações. Essa capacidade ocorre devido a presença das bases conjugadas do ácido carbônico, carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-). O tamponamento é medido por valores de alcalinidade, que está correlacionado ao pH. Assim, em ambientes ácidos temos uma tendência ao deslocamento das reações para a produção de ácidos carbônicos, enquanto com o pH básico, os carbonatos e bicarbonatos são favorecidos. A alcalinidade colabora para um equilíbrio das reações ácido base, evitando que as águas dos rios se tornem ácidas. Em estudos com

macroinvertebrados os rios com pH mais ácido (3,0 a 4,0) são comuns em ambientes com alta taxa de poluição, o que leva a diminuição ou extinção de organismos sensíveis. A principal implicação da falta de controle sobre a produção de substâncias ácidas na água, é que os organismos respondem a isso alterando a sua permeabilidade celular, o que pode prejudicar sua sobrevivência e adaptação.

A condutividade mede a capacidade que a água tem de conduzir corrente elétrica, medindo a quantidade de sais ou minerais existentes no rio. Níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam que à presença de poluição orgânica e com isso ocorre o favorecimento de espécies resistente e tolerantes dos macroinvertebrados bênticos. Ambientes sem poluição possuem condutividade baixa e os organismos bentônicos sensíveis são abundantes nesse local (CETESB, 2014).

O oxigênio é um dos compostos mais importantes que estão presentes nos corpos hídricos, ele é adquirido através da fotossíntese de plantas aquáticas e da atmosfera. É utilizado para oxidação da matéria orgânica e de íons metálicos, e para a respiração de organismos aquáticos. A dissolução desse elemento na água dependente de dois fatores, temperatura e a pressão atmosférica, com o aumento da temperatura ocorre a redução da solubilidade do oxigênio. Como discutido anteriormente a baixa quantidade de oxigênio implica na redução da oxidação de compostos orgânicos, gerando gases tóxicos como o metano e ácido sulfídrico. Esse evento comum em ambientes de hipóxia (abaixo de acima de 3 mg/L) e anoxia (ausência de oxigênio) favorecem a predominância de organismos tolerantes e resistentes, eliminando de vez as espécies sensíveis (ESTEVES, 2011). Em condições de hipóxia, os indivíduos da família Chironomidae sintetizam um pigmento respiratório, que é muito semelhante com a hemoglobina, com a função de transportar e estocar oxigênio. Em anoxia essas espécies mudam o seu metabolismo e se tornam indivíduos anaeróbicos (CALLISTO; ESTEVES, 1998). Já na classe Oligochaeta, o gênero *Tubifex* sp. possui um mecanismo de desintoxicação e ventilação ondulatória do abdômen que faz com que possam sobreviver em ambientes com baixa taxa de oxigênio dissolvido (CAMARGO, 2010).

Os nutrientes carbono, fósforo e nitrogênio possuem uma carga importante na análise da qualidade de água, pois dependendo da concentração dessas substâncias pode-se dizer muito sobre como a água está no momento avaliado. Esses compostos são muito utilizados para os processos biológicos e são encontrados em grandes concentrações nas células, tanto vegetais como animais. Valores de fósforo entre 0,05

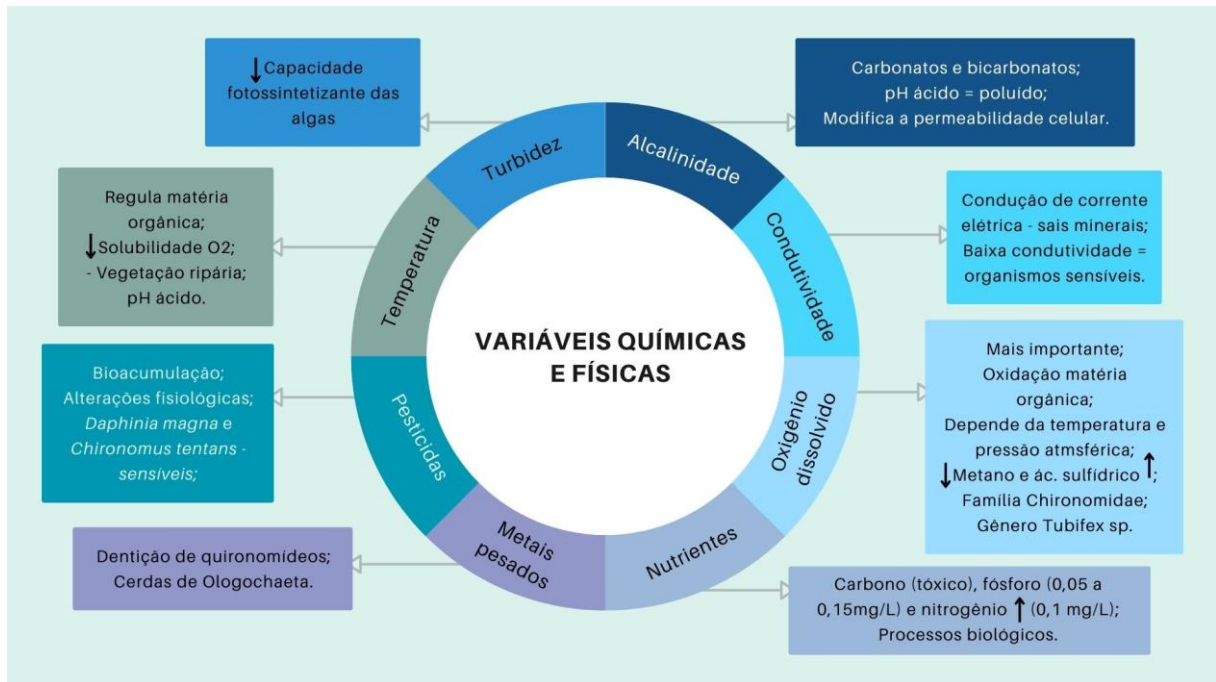
a 0,15 mg/L e valores de nitrogênio acima de 0,1 mg/L indicam ambientes com poluição orgânica, sendo assim, beneficiam as espécies de organismos bênticos tolerantes e resistentes. O carbono orgânico em altas concentrações torna o ambiente tóxico, indicando o processo de eutrofização e nesse ambiente os organismos sensíveis são eliminados (CETESB, 2014).

Os metais estão presentes em todo o meio ambiente, nos ecossistemas aquáticos esses metais são introduzidos por meio do intemperismo de rochas e o carregamento direto do solo. Nos dias atuais, esses compostos têm aumentado em grande quantidade nas águas devido a ações na agricultura, mineração, esgoto e efluentes industriais e isso vem afetando em muito os organismos desse meio (CARDOSO, 2018). Alguns organismos podem demonstrar essas alterações mostrando deformidades morfológicas em determinadas regiões do corpo. Chironomidae exibem alterações do número e forma dos dentes mandibulares quando sob efeito de concentrações altas de metais pesados. Na mesma direção as cerdas de Oligochaeta podem sofrer abruptas modificações no tamanho e número de ramificações.

Os pesticidas são outro grande problema para os ecossistemas aquáticos, devido às propriedades de bioacumulação e biomagnificação. Os compostos refratários usados na formulação dos pesticidas são de difícil decomposição o que implica na sua permanência por décadas. Com isso essas substâncias acabam se acumulando no corpo dos invertebrados e se distribuindo ao longo das cadeias alimentares para espécies de peixes (SOUTO, 2014).

Os macroinvertebrados são muito prejudicados pelo uso ou descarte incorreto de metais pesados e pesticidas. Essas substâncias tóxicas causam alterações fisiológicas, no DNA, no crescimento, na reprodução, e no comportamento que pode levar a morte das populações. Em estudo realizado revelou-se que as ordens Ephemeroptera e Plecoptera sofrem alterações comportamentais e letalidade devido a bioacumulação de pesticidas. Organismos mais sensíveis como a *Daphnia magna* e o *Chironomus tentans* também sofrem com a poluição gerada pelo uso incorreto de pesticidas. A bioacumulação de ~~des~~ pesticidas, também geram modificações na dentição de quironomídeos e nas cerdas de oligoquetos. (EGLER, 2002).

Figura 19 – Resumo das variáveis abióticas x reatividade dos invertebrados.



Fonte: a autora, 2023.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em síntese, todos os protocolos investigados são eficazes para a identificação, medição, interpretação, valoração e previsão de impactos de poluentes despejados na água. A única vulnerabilidade se refere a quantificação de resíduos dispostos no ambiente, e por isso a necessidade de métodos físicos e químicos complementares.

O índice mais utilizado atualmente no Brasil é o índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), juntamente com o Average Score per Taxon (ASTP) que foi adaptado por Callisto (2001). Porém nem sempre eles mostram com exatidão a qualidade da água, em comparação com outros índices como o Índice Biótico de Família (IBF) que foi capaz de evidenciar melhor a degradação do ecossistema aquático. O Índice de Comunidade Bentônica (ICB) também se mostrou promissor, porém existe a necessidade de mais investigações sobre sua aplicação em detrimento da comparação com outros protocolos para avaliar a sua eficiência na qualificação das águas. O EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera se mostrou ineficiente para a análise da qualidade ambiental, devendo ser utilizado apenas como complemento para outros índices existentes.

Os testes toxicológicos mostram a realidade de como uma espécie sobrevive aos efeitos de determinadas substâncias em um ambiente controlado, necessitando de equipamentos e tempo para esse processo. Porém, em situações reais do ambiente natural onde temos variáveis que não podem ser controladas, os resultados dos testes toxicológicos podem ser conflitantes com aqueles obtidos em laboratório. Por essa razão, as bases teóricas consultadas evidenciaram que os testes toxicológicos se mostraram menos eficientes para análises em rios, considerando a extração de material “in loco”. Além disso, existem questões relacionadas a demanda de tempo e equipamentos específicos que nem todos os laboratórios possuem. Em relação ao Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) e análise de variáveis físicas e químicas ficou evidente que devem ser usados como um complemento para os índices, sendo que a sua aplicação isolada se torna mais subjetiva para identificação de impactos.

Há um grande caminho a ser percorrido nos estudos de qualidade ambiental, e a principal questão depois de décadas de uso de diferentes protocolos continua sendo a padronização. As comparações compiladas aqui evidenciam ainda a existência de contradições na qualificação dos ambientes pela aplicação dos protocolos descritos nos diferentes índices. Houve uma melhora considerável na adaptação de métodos que foram criados para ambientes de clima temperado, mas permanece a necessidade de ponderar sobre um sistema único de avaliação que pudesse ser extrapolado para vários ecossistemas diferentes no Brasil.

REFERÊNCIAS

- BIANCHINI, A.; MARTINS, S. E.; JORGE, M. B. O Modelo do Ligante Biótico e suas Aplicações em Ecotoxicologia. Universidade Federal do Rio Grande, 2009. Disponível em: < <http://inct-ta.furg.br/english/difusao/BLMM.pdf> >. Acesso em: 25 de jun. 2023.
- BIZZO, M. R. O.; MENEZES, J.; ANDRADE, S. F. Protocolos de Avaliação Rápida dos Rios (PAR). **Caderno de Estudos Geoambientais**, v. 05-06, 2014. Disponível em: < <http://www.cadedgeo.uff.br/index.php/cadedgeo/article/view/20> >. Acesso em: 24 de jun. de 2023.
- BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil. Organizado por Fernando Henrique Cardoso. Brasília. 8 de janeiro de 1997.
- BRITZKE, J. A. Avaliação da comunidade bentônica como ferramenta para monitorar a qualidade de água: estudo de caso da bacia do rio Alegria. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) – Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2018.
- CHAGAS, F. B.; RUTKOSKI, C. F.; BIENIEK, G. B.; VARGAS, G. D. L. P.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Utilização da estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade de água em rios no sul do Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 3, p. 416-425, 2017.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Biomonitoramento da fauna bentônica de Chironomidae (Diptera) de dois “igarapés” amazônicos influenciados pelas atividades de uma mina de bauxita. **Oecologia Australis**, v.5, n.1, p. 299-309, 1998.
- 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.
- CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.
- CAMARGO, B. V. Macroinvertebrados da lavoura de arroz irrigado tratada com agrotóxicos carbofuran e penoxsulam. 2010. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.
- CÂNDIDO DOS REIS, J. C. Microbacias: importância das pequenas microbacias. In: SANT’ANA, D. (Org.). Água e o ambiente construído. **Editora Atena**: Ponta Grossa (PR), 117 p. 2021.
- CARDOSO, B. N. P. Efeito da contaminação de cromo em macroinvertebrados aquáticos no córrego Monte Alegre: estrutura da comunidade e teste de toxicidade.

2018. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

CARVALHO, A. R. O. P. Impacte da exploração de pedreiras na qualidade de água do rio Manco, por análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. 2012. Dissertação (Mestrado) – Mestrado em Gestão Ambiental e Ordenamento do Território, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Ponte de Lima, 2012.

CAVALHEIRO, L. W.; NISHIJIMA, T. Uma revisão bibliográfica reflexiva sobre a abordagem dos riachos degradados na escola sob a perspectiva das situações de estudo na educação ambiental. **Revista Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 5, n. 5, p. 658-669. 2012.

CETESB. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, São Paulo, 2012.

CETESB. Apêndice D: Significado Ambiental e Sanitário da Variáveis de Qualidade. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, São Paulo, 2014.

DUARTE, F. B. Macroinvertebrados aquáticos como indicadores de qualidade de água em viveiros de pisciculturas em Santarém-PA. 2018. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, 2018.

EGLER, M. Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Degradação Ambiental de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas. 2002. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação da Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.

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

FERREIRA, G. L.; FLYNN, M. N. Índice biótico BMWP na avaliação da integridade ambiental do Rio Jaguari-Mirim, no entorno das Pequenas Centrais Hidrelétricas de São Joaquim e São José, município de São João da Boa Vista, SP. **Ver. Inter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 5 (1), p. 128-139, 2012.

GALVÃO, T. F.; PEREIRA, M. G. Revisões sistemáticas da literatura: passos para elaboração. **Epidemiologia e Serviços de saúde**, v. 23 (1), p. 183-184, 2014.

GARCIA, J. J.; CELIS, L. M.; VILLALBA, E. L.; MENDONZA, L. C.; BRÚ, S. B.; ATENCIO, V. J.; PARDO, S. C. Evaluación del policultivo de bocachio *Prochilodus mangdalenae* y tilapia *Oreochromis niloticus* utilizando superficies fijadoras de perifiton. **Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 58, p. 71–83. 2012.

GATZKE, E. G. Integridade ambiental de bacias hidrográficas submetidas a diferentes graus de conservação. 2017. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-

Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**, ano 2, nº 1, 2003.

GUARDA, P. M.; MENDES, D. B.; SILVA, F. F.; MACHADO, M. M. D.; GUALBERTO, L. S.; RAMBO, M. K. D.; GUARDA, E. A.; SILVA, J. E. C. Monitoramento e avaliação da qualidade hídrica do Rio Formoso – TO, Brasil usando índices de macroinvertebrados. **Investigação, Sociedade e Desenvolvimento**, v. 11, n. 11, p. 1-17, 2022.

HÖFLING, C. Estratégias de leitura: Sckimming e Scannig. Repositório Digital de Materiais Didáticos. Repositório da Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR, 2012. Disponível em: < <http://livresaber.sead.ufscar.br:8080/jspui/handle/123456789/1056> >. Acesso em: 06 de jun. de 2023.

ISSA, C. G. Testes ecotoxicológicos para avaliação do potencial impacto ambiental em corpos receptores por efluente de Estação de Tratamento de Esgoto. 2019. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

LEIVAS, F., W., T.; CARNEIRO, E. Utilizando os Hexápodes (Arthropoda, Hexapoda) como bioindicadores na Biologia da Conservação: Avanços e perspectivas. **Estudo da Biologia: Ambiente e Diversidade**. v.34, n. 83, p. 203 - 213, 2012.

LOEBENS, C. M. Comunidade de macroinvertebrados bentônicos e qualidade da água nos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, mesorregião noroeste rio-grandense, Brasil. 2018. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2018.

MAITLAND, V. C.; ROBINSON, C. V.; PORTER, T. M.; HAJIBABAEI, M. Freshwater diatom biomonitoring through benthic kick-net metabarcoding. **Plos One**, v. 15, n. 11, e0242143, 2020.

MELLO, J. L. S. Efeitos da presença do fungicida Pyrimethanil na comunidade de macroinvertebrados bentônicos: estudo *in situ* e laboratoriais. 2015. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

OLIVEIRA, G. G. S. Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água do córrego Alegria, Uberaba – MG. 2019. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, 2019.

PIMENTA S. M.;BOAVENTURA, G. R.;PEÑA, A. P.;RIBEIRO, T. G.. Estudo de qualidade de água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana. *Revista Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 11, n. 1. 2015.

ROCHE, K. F.; QUEIROZ, E. P.; RHIGI, K. O.; SOUZA, G. M. Use of the BMWP and ASPT indexes for monitoring environmental quality in a neotropical stream. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 105-108, 2010.

ROLDÁN-PÉREZ, G. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. **Revista da Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, 2016.

SANTOS, J. L.; CONCEIÇÃO, A. A.; MACEDO, C. F.; ROCHA, S. S. Biomonitoramento de um riacho na Serra da Jiboia (Bahia, Brasil) por meio de macroinvertebrados bêmicos. **Magistra**, v. 29, n. 2, p. 235-245, 2018.

SILVEIRA, C. R. S.; MACEDO, D. R.; CALLISTO, M. Serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica de um reservatório hidrelétrico em cenário de extrema escassez hídrica. **Revista Espinhaço**, v. 7, n. 1, p. 11-20. 2018.

SILVA, E. C.; GUTJAHR, A. L. N.; BRAGA, C. E. S. Diagnóstico ambiental do rio Ouricuri em Capanema, Pará: bioindicação por macroinvertebrados aquáticos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais** v. 12, n. 10, p. 352-368, 2021.

SILVA, F. H.; FAVERO, S.; SABINO, J.; GARNÉS, S. J. A. Índices bióticos para avaliação da qualidade ambiental em trechos do rio Correntoso, Pantanal do Negro, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 33, n. 3, p. 289-299, 2011.

SILVA, J. C.A.; PORTO, M. F. A.; BRANDIMARTE, A. L.; MARTINS, J. R. S. Utilização de índices físicos, químicos e biológicos para avaliação da qualidade de corpos d'água em processo de recuperação – Córrego Ibiraporã, SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 4, p. 959-969, 2015.

SILVA, K. W. S.; MELO, M. A. D.; EVERTON, N. S. Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 7, n. 3, p. 13-22, 2016.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos. Embrapa, Jaguariúna – SP. Outubro, 2004.

SOUTO, R. M. G. O papel da contaminação por compostos organoclorados e metais na ecologia de macroinvertebrados bêmicos. 2014. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

TELES, H. F.; LINARES, M. S.; ROCHA, P. A.; RIBEIRO, A. S. Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores no Parque Nacional da Serra da Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 15, n. 1, p. 123-137, 2013.

VERAS, D. S.; ABREU, M. M. Biomonitoramento do riacho Lamêgo em Caxias (MA) através da determinação do índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). **Revista Educação Ambiental em Ação**, v. 21, n. 83, 2017.

YOSHIDA, C. E.; ROLLA, A. P. R. Ecological attributes of the benthic community and indices of water quality in urban, rural and preserved environments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n.1, p. 235-243, 2012.