

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água



Tese

**Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água
para monitoramento de serviços ambientais hídricos na bacia do Arroio
Epaminondas, Pelotas (RS)**

Karen Tavares Juruá Bersch

Pelotas, 2020

Karen Tavares Juruá Bersch

**Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água
para monitoramento de serviços ambientais hídricos na bacia do Arroio
Epaminondas, Pelotas (RS)**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção de título de Doutora em Ciências.

Orientador: Prof. Dr. Vitor Emanuel Quevedo Tavares

Coorientadora: Dra. Lilian Terezinha Winckler

Pelotas, 2020

Universidade Federal de Pelotas/Sistema de Bibliotecas
Catalogação na publicação:

B535m Juruá-Bersch, Karen Tavares

Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água para monitoramento de serviços ambientais hídricos na bacia do Arroio Epaminondas, Pelotas (RS) / Karen Tavares Juruá-Bersch ; Vitor Emanuel Quevedo Tavares, orientador ; Lilian Terezinha Winckler, coorientadora. — Pelotas, 2020.

95 f.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2020.

1. Serviços ambientais hídricos. 2. Macroinvertebrados bentônicos . 3. Biomonitoramento. I. Tavares, Vitor Emanuel Quevedo, orient. II. Winckler, Lilian Terezinha, coorient. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada por – CRB:

Karen Tavares Juruá Bersch

Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água para monitoramento de serviços ambientais hídricos na bacia do Arroio Epaminondas, Pelotas (RS)

Tese aprovada, como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor em Ciências, Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da defesa: 30/06/2020

Banca examinadora

Prof. Dr. Vitor Emanuel Quevedo Tavares (Orientador)

Doutor em Ciência e Tecnologia de Sementes pela Universidade Federal de Pelotas

Dra. Daiane Hellnvig Zarnott

Doutora em Ciências - Manejo e Conservação do Solo e da Água pela Universidade Federal de Pelotas

Profa. Dra. Margarete Sponchiado

Doutora em Ciências - Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Profa. Dra. Tirzah Moreira Siqueira

Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Profa. Dra. Luciana Marini Köpp (Suplente)

Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Santa Maria

Dedico este trabalho à minha mãe, Sonia Tavares, mulher que me ensinou a lutar e nunca desistir dos sonhos. Apesar de não estar presente fisicamente, sei que acompanha minha jornada, me guiando e iluminando para tomar minhas decisões. Espero, um dia, poder novamente sentir o calor do seu abraço.

Agradecimentos

A Deus, pela minha existência, saúde e privilégio de ter chegado até aqui, me conduzindo e iluminando.

Ao meu marido Jean por todo o amor, apoio e incentivo que recebi. Foi meu suporte neste período, a quem eu sempre recorri quando a coisa ficava feia. Obrigada meu amor!

Ao meu filho amado, presente que Deus me concedeu durante a caminhada deste doutorado, e que me deu mais força ainda para seguir adiante e finalizar esta jornada. Obrigada Estevan!

Ao meu pai querido, Caio Juruá, que não me deixou desistir, sempre me apoiando e encorajando a seguir em frente. Obrigada pai!

À minha mãe, pessoa que me incentivou a seguir este caminho, mas que por vontade de Deus não pode estar aqui fisicamente até o fim desta jornada. Teu amor vai me guiar por toda a vida. Obrigada mãe!

À minha sogra, pessoa que me ajudou muito e segurou as pontas em casa quando precisei estar ausente. Obrigada tia Alzira!

A todos os meus familiares que torceram por mim e me apoiaram quando precisei. Muito obrigada família! Vocês são demais!

Aos meus orientadores Lilian Winckler e Vitor Tavares, pelos ensinamentos, apoio, paciência e amizade durante o desenvolvimento desta pesquisa. Obrigada por tudo!

Aos meus amigos, por todas as vezes que me deram conforto e conselhos. Espero agora poder estar mais presente. Obrigada!

Aos estagiários da Embrapa que me ajudaram a realizar esta pesquisa, Elisane Lucas, Sonia de Fátima da Rosa, Jonathan Rodrigues, Carla Mezacasa e Luíza Camejo. Com vocês tudo ficava mais divertido. Muito obrigada!

Às avaliadoras das bancas de qualificação e defesa, Dra. Daiane Zarnott, Dra. Eliete Canterle, Dra. Margarete Sponchiado e Dra. Tirzah Siqueira, por dedicarem seu tempo ao meu trabalho e contribuírem de forma tão valiosa para o refinamento do mesmo.

Ao Roberto Décio Júnior, por todo o apoio e orientações durante as análises em laboratório de Limnologia.

Aos professores do PPG por todos os ensinamentos compartilhados.

À Embrapa e à UFPEL por todo o suporte para o desenvolvimento da pesquisa.

Aos produtores das propriedades agrícolas onde realizei a pesquisa, pela gentil acolhida: Sr. Délcio Bönemann, Sr. Edegar Donini, Sr. Edmilson Hartwig, Sra. Elly Hartwig e Sr. Guilherme Kuhn.

Aos colegas do Projeto de Produção de Serviços Ambientais Pelotas (RS) pela oportunidade de participar das atividades deste grupo de trabalho.

MUITO OBRIGADA!

Resumo

JURUÁ-BERSCH, Karen Tavares. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água para monitoramento de serviços ambientais hídricos na bacia do Arroio Epaminondas, Pelotas (RS)**. 2020. 99f. Tese (Doutorado em Manejo e Conservação do Solo e da Água) – Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2020.

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos aquáticos essenciais na manutenção de alguns serviços ecossistêmicos do corpo hídrico, como a ciclagem de nutrientes e a regulação da qualidade da água. Apresentam variações na estrutura da sua comunidade perante as alterações ambientais, o que permite seu uso como bioindicadores de qualidade da água. Esta variação pode afetar a prestação dos serviços ecossistêmicos, prejudicando a depuração do curso d'água. Políticas de segurança hídrica, como projetos de pagamentos por serviços ambientais, surgem neste cenário como forma de incentivar financeiramente boas práticas conservacionistas que visem à manutenção e a melhoria dos serviços ecossistêmicos. Este trabalho tem por objetivo identificar bioindicadores, a partir da comunidade bentônica, para utilização em monitoramento de serviços ambientais na bacia do Arroio Epaminondas. Foram realizadas quatro coletas (uma em cada estação do ano) em nove pontos da bacia do Epaminondas, estando distribuídos em trechos diferentes de três arroios (A, B e Epaminondas). A cada coleta realizou-se amostragens de água e de organismos bentônicos, além da aplicação de um protocolo de avaliação do hábitat. Os parâmetros físico-químicos avaliados foram a temperatura, o pH, o oxigênio dissolvido, a condutividade, turbidez, sólidos dissolvidos totais, fósforo, nitrogênio amoniacal e nitrito. A partir deles realizou-se o enquadramento nas classes de uso da água, estabelecidas pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA, e um índice de estado trófico, que, juntamente com a avaliação do oxigênio dissolvido, foram usados para analisar a depuração dos arroios. As amostras biológicas foram triadas, identificadas e classificadas em grupos tróficos funcionais, sendo submetidas às métricas de abundância, riqueza e constância de ocorrência, além da aplicação do índice biótico BMWP. Os dados foram processados no programa estatístico R através de análise de ordenação NMDS e IndVal. O arroio Epaminondas e o arroio A apresentaram melhor depuração, ao mesmo tempo em que se observou boa estrutura na comunidade bentônica. O trecho a montante do Epaminondas manteve-se com má qualidade de água, mas a boa condição física do ambiente permitiu o estabelecimento de organismos filtradores que auxiliaram na regulação da qualidade de água para os trechos a jusante. Foram identificadas as famílias Gomphidae, Leptophlebiidae, Polcentropodidae, Perlidae, Hydropsychidae, Gripopterygidae como indicadoras dos serviços ambientais na bacia. Assim, conclui-se que a estrutura da comunidade bentônica permite verificar a qualidade da água, pois os impactos afetam sua composição, prejudicando a prestação de seus serviços ecossistêmicos.

Palavras Chaves: Serviços ecossistêmicos. Biomonitoramento. Autodepuração.

Abstract

JURUÁ-BERSCH, Karen Tavares. **Benthic macroinvertebrates as water quality bioindicators for monitoring environmental water services in the sub-basin Epaminondas Stream, Pelotas (RS, Brazil)**. 2020. Thesis (Doctorate in Management and Conservation of Soil and Water) – Faculty of Agronomy “Eliseu Maciel”, Federal University of Pelotas, Pelotas (Brazil).

Benthic macroinvertebrates are essential aquatic organisms in the maintenance of some ecosystem services in the rivers, such as nutrient cycling and water quality regulation. They vary in the structure of their community in the face of environmental changes, which allows their use as bioindicators of water quality. This variation can affect the provision of ecosystem services, impairing the purification of the watercourse. Water security policies, such as payments for environmental services schemes, appear in this scenario to financially encourage good conservation practices aimed at maintaining and improving ecosystem services. This work aims to identify bioindicators, from the benthic community, for use in monitoring environmental services in the Epaminondas Stream basin. Four data collections (one for each year season) were made at nine points in the Epaminondas basin, being distributed in different stretches of three streams (A, B and Epaminondas). At each collection, water and benthic organisms were sampled, in addition to the application of a habitat assessment protocol. The physicochemical parameters evaluated were temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity, turbidity, total dissolved solids, phosphorus, ammoniacal nitrogen and nitrite. From them, the classification of water use classes established by CONAMA 357/2005 and an index of trophic status were carried out, which together with the dissolved oxygen assessment sought to analyze the stream self-purification. The biological samples were screened, identified, and classified into functional trophic groups, being submitted to the metrics of abundance, richness, and constancy of occurrence, in addition to the application of the BMWP biotic index. The data were processed in the statistical program R through rank order analysis NMDS and IndVal. The Epaminondas stream and stream A showed better self-purification, while a good structure was observed in the benthic community. The upstream section of Epaminondas remained with poor water quality, but the good physical condition of the environment allowed the establishment of filtering organisms which helped in the regulation of water quality for the downstream sections. The families Gomphidae, Leptophlebiidae Policentropodidae Perlidae, Hydropsychidae, Gripopterygidae were identified as indicators of environmental services in the basin. Thus, it is concluded that the structure of the benthic community allows to verify the quality of the water, since the impacts affect its composition, impairing the provision of its ecosystem services.

Keywords: Ecosystem services. Biomonitoring. Self-purification.

Lista de figuras

Figura 1 - Zonas de autodepuração e os tipos de organismos em cada zona.	30
Figura 2 - Mapa de delimitação das sub bacias contribuintes da Barragem Santa Bárbara.	36
Figura 3 - Mapa de localização da bacia e dos pontos amostrais.	37
Figura 4 - Imagens do ponto de amostragem A1 registradas durante o estudo, incluindo o leito do arroio e o seu entorno.	38
Figura 5 - Imagens do ponto de amostragem A2 registradas durante o estudo, incluindo o leito do arroio e o seu entorno.	39
Figura 6 - Imagens do ponto de amostragem A3 registradas durante o estudo, incluindo o leito do arroio e o seu entorno.	39
Figura 7 - Imagens do ponto de amostragem B1 registradas durante o estudo.	40
Figura 8 - Imagens do ponto de amostragem B2 registradas durante o estudo.	41
Figura 9 - Imagens do ponto de amostragem EPA1 registradas durante o estudo.	42
Figura 10 - Imagens do ponto de amostragem EPA2 registradas durante o estudo.	42
Figura 11 - Imagens do ponto de amostragem EPA3 registradas durante o estudo.	43
Figura 12 - Imagens do ponto de amostragem EPA4 registradas durante o estudo.	44
Figura 13 – Coleta de macroinvertebrados bentônicos com amostrador surber.	46
Figura 14 - Enquadramento dos trechos nas classes de uso da água, conforme resolução 357/2005, CONAMA.	56
Figura 15 - Abundância obtida nas amostragens realizadas.	67
Figura 16 - Riqueza obtida nas amostragens realizadas.	67
Figura 17 - Análise Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) para a variável presença e ausência dos táxons.	70
Figura 18 - Análise Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) para a variável abundância dos táxons.	70
Figura 19 - Distribuição de GTF observados em toda a bacia no período amostrado.	71

Figura 20 - Grupos tróficos funcionais (GTF) presentes em cada trecho amostrado na 1ª a), 2ª (b), 3ª (c) e 4ª coleta (d). Onde Gen=Generalista, Fil=Filtrador, Col=Coletor, Rasp=Raspador, Pred=Predador e Frag=Fragmentador.	73
Figura 21 - Análise Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) para a abundância dos grupos tróficos funcionais. Onde Gen=Generalista, Fil=Filtrador, Col=Coletor, Rasp=Raspador, Pred=Predador e Frag=Fragmentador.....	74

Lista de tabelas

Tabela 1 - Conservação de habitats categorizadas para a Bacia do Epaminondas	44
Tabela 2 - Critérios para classificação do índice de estado trófico (IET).....	47
Tabela 3 - Precipitação pluviométrica (PP) média e máxima diária, energia solar (ES), e evapotranspiração (EV), do período de quinze dias precedentes a cada coleta, e precipitação mensal normal.....	49
Tabela 4 - Limites para o enquadramento das classes de água de acordo com a CONAMA 357/2005.....	50
Tabela 5 - Classes de enquadramento (E), temperatura (T, °C), condutividade elétrica (CE, mS·cm ⁻¹), pH, oxigênio dissolvido (OD, mg L ⁻¹), sólidos dissolvidos totais (TDS, g·L ⁻¹), Turbidez (TB, UNT), fósforo total (PT, mg L ⁻¹); Nitrito (NO ₂ , mg L ⁻¹) e Nitrogênio amoniacal (NH ₃ , mg L ⁻¹).	52
Tabela 6 - Classes de enquadramento (E), estado trófico (ET) e oxigênio dissolvido (OD, mg L ⁻¹) obtidos nas amostragens do Arroio A.	58
Tabela 7 - Classes de enquadramento (E), estado trófico (ET) e oxigênio dissolvido (OD, mg L ⁻¹) obtidos nas amostragens do Arroio B.	59
Tabela 8 - Classes de enquadramento (E), estado trófico (ET) e oxigênio dissolvido (OD, mg L ⁻¹) obtidos nas amostragens do Arroio Epaminondas.	61
Tabela 9 - Resultados obtidos na aplicação do protocolo de avaliação rápida de habitats.....	62
Tabela 10 - Resultados bióticos da comunidade bentônica, com grupos tróficos funcionais (GTF), abundância e riqueza, para a 1 ^a e 2 ^a coletas.	65
Tabela 11 - Resultados bióticos da comunidade bentônica, com grupos tróficos funcionais (GTF), abundância e riqueza, para a 3 ^a e 4 ^a coletas.	66
Tabela 12 - Resultado do índice BMWP para todos os trechos durante as amostragens.....	68
Tabela 13 - Frequência de ocorrência de táxons para cada arroio.	75
Tabela 14 - Sugestão de famílias indicadoras de boa qualidade de água para cada trecho analisado.	79

Sumário

1	Introdução	14
1.1	Hipótese.....	17
1.2	Objetivo geral.....	18
1.3	Objetivos específicos.....	18
2	Revisão bibliográfica	19
2.1	Ecossistemas lóticos.....	19
2.1.1	Macroinvertebrados bentônicos.....	20
2.1.2	Qualidade da água	24
2.2	Serviços e funções ecossistêmicas	27
2.2.1	Serviço ecossistêmico de regulação de qualidade da água	29
2.3	Serviços ambientais.....	31
3	Materiais e métodos.....	35
3.1	Caracterização da área de estudo.....	35
3.2	Locais de amostragem.....	37
3.2.1	Caracterização dos pontos amostrais.....	38
3.3	Avaliação de habitats.....	44
3.4	Amostragens.....	44
3.4.1	Água	45
3.4.2	Macroinvertebrados Bentônicos	45
3.5	Autodepuração	47
3.6	Análise estatística dos dados	48
4	Resultados e discussão	49
4.1	Variáveis limnológicas e qualidade da água	49
4.2	Condição de habitats	62
4.3	Comunidade de macroinvertebrados bentônicos.....	64
4.4	Espécies Indicadoras.....	76
5	Conclusões	80
	Referências	82
	Apêndices.....	93

1 Introdução

A qualidade de água para abastecimento humano é um grande desafio para as cidades, pois é necessário um alto custo para torná-la potável. O crescimento populacional juntamente com a degradação dos mananciais são as principais causas deste problema, trazendo, entre outras consequências, a diminuição da disponibilidade de água com qualidade adequada. Para Merten e Minella (2002), a ausência de políticas públicas voltadas para a preservação do recurso hídrico também é um dos principais motivos pelo qual a qualidade da água doce vem piorando.

De acordo com Mc Donald et al. (2016), estimativas indicam um aumento de 50% de custo por unidade de água tratada em um terço das grandes cidades no último século. A principal causa apontada é a conversão de ambientes naturais em função de outros usos do solo e o desenvolvimento urbano nas bacias que abastecem esses centros.

O planejamento e a gestão de bacias hidrográficas são ferramentas fundamentais para preservar a qualidade e quantidade da água. Permitem uma análise avançada da situação de cada bacia, na qual são consideradas suas características e peculiaridades. Com isto, é possível realizar uma ocupação adequada a estas características e um uso mais sustentável de seus recursos.

A Bacia do Arroio Santa Bárbara, pertencente à Bacia Hidrográfica Lagoa Mirim e Canal São Gonçalo, abrange a área urbana e rural da cidade de Pelotas. O município de Pelotas possui mais de 340.000 habitantes (IBGE, 2020) e está situado às margens do Canal São Gonçalo, que liga a Laguna dos Patos à Lagoa Mirim.

A barragem Santa Bárbara, construída no início da década de 1960, tomou-se uma importante reserva para abastecimento público de água potável no município (PIEDRAS et al., 2006). Atualmente, a estimativa do Serviço Autônomo de Abastecimento de Água de Pelotas – SANEP é que a barragem contribui com cerca de 60% do abastecimento público do município, sendo o

volume em torno de 10 bilhões de litros de água (SANEP, 2019). Portanto, existe uma notória importância do conhecimento da qualidade e volume de água da bacia do arroio Santa Bárbara, visto o cenário de abastecimento em que se encontra.

O arroio Epaminondas e sua respectiva bacia estão inseridos na bacia do Arroio Santa Bárbara, sendo um importante contribuinte para o volume de água armazenado pela barragem.

O rio atua como um conector dos processos envolvidos na bacia hidrográfica (ALVES; MENDES, 2011), pois é um receptor da área de drenagem da bacia, podendo refletir seu uso e ocupação. Devido a esta relação, vários parâmetros interdependentes da bacia podem afetar a qualidade da água, no caso de uma bacia rural, esta relação é dependente das formas de manejo e uso do solo.

A poluição difusa, em área agrícola, é consequência da ausência de práticas que conservem e protejam o ambiente, tornando difícil indicar origem do distúrbio e formas de combatê-lo. Isto pode causar redução no corredor fluvial e degradação na zona ripária com consequentes perdas na biodiversidade e na integridade ecológica desses ambientes (RODRIGUES; MALAFAIA; CASTRO, 2010), prejudicando a prestação de serviços ecossistêmicos antes providos pelo rio.

A degradação dos ecossistemas ameaça drasticamente a dinâmica dos serviços ecossistêmicos causando preocupações em relação à capacidade de continuidade e qualidade da prestação dos mesmos pelo ambiente. Lant Ruhl e Kraft (2008) empregam a expressão “tragédia dos serviços ecossistêmicos” para mencionarem a queda no seu fornecimento, principalmente considerando os de regulação, de suporte e culturais. Portanto, faz-se necessária uma melhor compreensão da real dependência humana destes serviços, para assim permitir o bem-estar humano em relação às mudanças nos ecossistemas (EFTEC, 2005).

Para Schuler et al. (2017), determinam-se serviços ambientais hídricos como uma “modalidade de serviços ecossistêmicos relacionados aos processos hidrológicos, cuja provisão pode ser garantida, mantida ou mesmo recuperada por intervenções humanas de proteção e conservação desses processos”, sendo

fundamentais para a sociedade, devido sua importância para a segurança hídrica.

Programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) surgem neste cenário como uma política de segurança hídrica. Objetivam, através de estímulos financeiros e não financeiros, a proteção e manutenção dos recursos naturais, a fim de permitir a conservação dos serviços ecossistêmicos, utilizando-se da bacia hidrográfica como unidade de planejamento (SCHULER et al., 2017).

Os serviços ambientais hídricos buscam atingir uma melhor qualidade e quantidade de água nos mananciais, através de boas práticas de conservação adotadas pelo possuidor do seu território (FIORE; BARDINI; NOVAES, 2017). Portanto, quando essas melhorias são obtidas, infere-se que as práticas adotadas foram eficientes. A partir desta constatação, pode haver a compensação, pelo usuário daquela água, ao provedor do serviço ambiental.

No município de Pelotas, em 05 de outubro de 2017, foi instituído um Grupo de Trabalho (PELOTAS, 2017) com o desafio de elaborar um projeto piloto de valoração e avaliação dos serviços ambientais. Atualmente, através de ação interinstitucional coordenada pela Secretaria de Desenvolvimento Rural do município de Pelotas, está sendo formulado o projeto de Produção de Serviços Ambientais na bacia de captação da barragem do arroio Santa Bárbara, inicialmente na bacia do Arroio Epaminondas. A implantação do projeto é focada na melhoria das práticas e manejos conservacionistas, na cobertura vegetal, no aumento da infiltração de água no solo, na contribuição para o abatimento da erosão e da sedimentação nos recursos hídricos, bem como em ações de saneamento rural.

O monitoramento em projetos como esse é uma das principais dificuldades em iniciativas de pagamento por serviços ambientais (PSA) hídricos, pois exige um alto custo para sua execução, além de depender de apoio técnico muitas vezes escasso (LIMA et al., 2015). Ele tem como objetivo, de acordo com Fidalgo et al. (2017), “acompanhar a evolução das características ambientais, socioeconômicas e culturais da área onde o PSA hídrico foi implantado”, para assim verificar a eficiência dos serviços ambientais realizados. Para isso, faz-se necessária a escolha de indicadores eficazes e capazes de demonstrar o impacto de projetos de pagamento por serviços ambientais (PSA) hídricos.

Fiore, Bardini e Novaes (2017) apontam parâmetros físicos, químicos e microbiológicos para monitoramento de qualidade de água, e que os mesmos sejam integrantes do índice de qualidade de água (IQA), devendo contemplar, no mínimo, pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, temperatura e turbidez. Ao mesmo tempo, salientam a dificuldade de continuidade destas análises, devido principalmente ao alto custo exigido para tal, gerando inconsistências de informações sobre os programas.

A utilização de bioindicadores é uma importante e eficiente ferramenta para avaliar a integridade biológica de um curso d'água. Técnicas de biomonitoramento de corpos hídricos utilizando macroinvertebrados bentônicos estão sendo cada vez mais empregadas na avaliação da qualidade da água (KUHLMANN et al., 2012). São organismos considerados bons indicadores devido a uma série de características como abundância nos ambientes, baixa mobilidade, ciclo de vida relativamente longo e variações nas formas de tolerância à degradação, (ROSENBERG; RESH, 1993).

Além disso, a comunidade de macroinvertebrados bentônica é fundamental na manutenção de serviços ecossistêmicos possibilitadores de uma adequada qualidade de água, que permita seus diversos usos. Estes organismos apresentam mecanismos individuais que, através de seus hábitos alimentares, que podem ser divididos em diferentes grupos tróficos, colaboram com processos de decomposição e ciclagem de nutrientes, permitindo a regulação da qualidade da água, além de serem extremamente susceptíveis as alterações ambientais, refletindo o estado ecológico do rio (NEGRÃO; CUNHA, 2019).

Neste contexto, as alterações na comunidade bentônica podem indicar organismos, cuja distribuição permita refletir o estressor e inferir na qualidade da água, permitindo seu uso como ferramenta em monitoramento de serviços ambientais.

1.1 Hipótese

Considerando a previsibilidade de variação de grupos tróficos e tipos de alimentos disponíveis ao longo do curso hídrico (VANOTTE et al., 1980), esta pesquisa baseou-se na seguinte hipótese:

“É possível perceber alterações na estrutura da comunidade bentônica a partir de mudanças nos habitats e entrada de poluentes, e com isso identificar

organismos que se adaptem às condições dos corpos hídricos, para monitoramento de serviços ecossistêmicos de regulação da qualidade da água, na bacia do Arroio Epaminondas, Pelotas-RS.”

1.2 Objetivo geral

O objetivo deste trabalho é identificar bioindicadores, a partir da comunidade bentônica, para o monitoramento de serviços ambientais na bacia do Arroio Epaminondas.

1.3 Objetivos específicos

Dentro deste contexto os objetivos específicos serão:

- Avaliar a estrutura da comunidade bentônica e suas alterações no decorrer do curso d'água;
- Avaliar a depuração dos arroios e identificar funções e processos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos que auxiliem na regulação da qualidade da água;
- Verificar os principais fatores físicos e químicos que afetam a comunidade bentônica, e identificar quais organismos podem ser bioindicadores destes fatores.

2 Revisão bibliográfica

2.1 Ecossistemas lóticos

Os ecossistemas lóticos são ambientes aquáticos que apresentam fluxo unidirecional, morfologia de leito e canal instáveis, sendo considerados ecossistemas abertos (ALLAN, 1995). Os rios são ambientes lóticos que, segundo Horne e Goldman (1994), transitam desde cabeceiras até trechos mais baixos da bacia de drenagem, diferindo em relação a características como profundidade, vazão, velocidade da corrente e tipo de substrato (ALLAN, 1995). Possibilitam serem analisados em cortes dimensionais longitudinal, lateral e vertical, o que permite verificar as mudanças físicas, químicas e biológicas ao longo da sua extensão (PETTS, 2000).

Segundo Tucci (2007), todos os canais que não possuem afluentes são considerados de primeira ordem, os canais de segunda ordem originam-se da junção de dois canais de primeira ordem, podendo ter tributários também de primeira ordem. Para ser de terceira ordem é necessária a junção de dois canais de segunda ordem, podendo receber tributários de segunda e primeira ordens e assim por diante.

Vannote et al. (1980) classificou os rios pelo seu tamanho e região hidrográfica. Rios de 1ª a 3ª ordem correspondem a rios de cabeceiras, região com baixa produção primária e dependente do fornecimento de matéria orgânica dos ecossistemas terrestres vizinhos; de 4ª a 6ª são os de tamanho médio, região com pouca relação com os ecossistemas terrestres onde a sua produtividade está associada à algas, macrófitas e material orgânico oriundo das correntes à montante; e os grandes rios são de 7º ordem ou superior, região que tende a receber grande carga de sedimentos de montante e por esta razão apresentam águas turvas que limitam a incidência de luz .

Todo rio está inserido dentro de uma bacia hidrográfica, e esta tem por conceito ser uma área de drenagem de um curso d'água ou um sistema conectado de cursos d'água descarregando a vazão efluente como uma saída (CARVALHO; SILVA, 2006). Estes ecossistemas apresentam características particulares que são influenciadas pelos processos hidrológicos e geomorfológicos da bacia onde estão inseridos, dependentes das mudanças

climáticas e temporais (ARAÚJO, 2016). Com isso, as bacias hidrográficas são importantes unidades de planejamento, pois a forma de uso e ocupação antrópica desses locais afetará diretamente na disponibilidade hídrica da região a qual se insere (SANTOS et al., 2019).

A biota destes ecossistemas é rica e possui adaptações, conforme os parâmetros físicos e químicos, entre eles, o regime de vazão e a velocidade do fluxo. Estas características permitem dois tipos de habitats presentes nos rios: as corredeiras - caracterizadas por fluxo rápido e substrato firme, podendo ser habitada por organismos que se fixam ao substrato - e remansos, esses com maiores profundidades e fluxo lento, possibilitando a deposição de areia e silte (ODUM, 1988), o que torna o ambiente adequado para organismos de hábitos cavadores e detritívoros (CARVALHO; NESSIMIAN, 1998).

A teoria de continuidade de rios, proposta por Vannote et al. (1980), afirma que os organismos aquáticos se ajustam à disponibilidade de alimento ao longo do contínuo de um rio de acordo com sua categoria funcional. O tipo de alimento disponível, assim como outras características (temperatura e tipo de substrato) dependeriam da largura do canal do rio, que permite ou não a entrada de matéria orgânica no sistema (em trechos de cabeceira) e de luz (em trechos intermediários e baixos dos rios). Assim, as comunidades aquáticas organizam-se em um eixo longitudinal, visando o melhor aproveitamento da matéria e energia transportadas gradiente abaixo.

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos, por exemplo, tem sua estrutura diretamente influenciada pela alteração dos ecossistemas aquáticos, diminuindo ou aumentando sua população de acordo com estas alterações (MARQUES; BARBOSA, 2001). Em casos de contaminação há uma diminuição drástica da diversidade faunística do ambiente, indicando estado mais crítico para a comunidade, podendo ser completamente eliminada (DEATH, 2002). Assim, a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos reflete o estado ecológico do rio (NEGRÃO; CUNHA, 2019).

2.1.1 Macroinvertebrados bentônicos

São organismos aquáticos de hábito bentônico, vivendo no fundo de rios e lagos, em rochas, cascalhos e folhas (ESPÍNDOLA; CAMARGO, 2018).

Possuem, como principais representantes, insetos, anelídeos, moluscos e crustáceos, sendo que cada um apresenta estruturas e habilidades específicas que permitem habitar diferentes nichos no ambiente aquático. Estes organismos servem de presas e predadores na cadeia trófica, podendo na mesma classe conter ordens e famílias com grande diversidade de formas e modos de vida (SILVEIRA, 2004).

Segundo Esteves (1998), a comunidade de macroinvertebrados bentônicos é fundamental no processo de fragmentação e decomposição da matéria orgânica. Tornando-se assim um dos principais elementos de sucessão ecológica, pois participa da ciclagem de nutrientes e fluxo de energia dos ecossistemas aquáticos, permitindo o funcionamento deste ecossistema.

O conceito de grupos funcionais de alimentação, que abrange adaptação e hábitos alimentares, foi desenvolvido visando expandir o conhecimento sobre o metabolismo dos rios. Neste contexto, a classificação dos macroinvertebrados em grupos tróficos permite avaliar a disponibilidade de recursos tróficos no ecossistema lótico, refletindo as mudanças no tipo e localização dos mesmos de acordo com a ordem do rio.

Isto possibilita compreender as variações na estrutura da comunidade e grupos tróficos ao longo do curso d'água, pois é fortemente influenciada pelo tipo de alimento disponível, além dos habitats. Considerando este fato, pode-se prever a variação da comunidade bentônica no sentido nascente-foz (VANOTTE et al, 1980).

A disponibilização de alimentos nos ecossistemas lóticos geralmente ocorre por matéria orgânica particulada grossa (MOPG), tendo como principal fonte os fragmentos vegetais; matéria orgânica particulada fina (MOPF), composta por nutrientes dissolvidos na água e detritos; perifiton, composto por algas ou material orgânico e inorgânico; e por último as presas, que são organismos que servem de alimento aos predadores (MERRITT; CUMMINS 1984; CALLISTO; GONÇALVES JUNIOR, 2005).

A partir dos hábitos alimentares, limitados pelo tipo de capacidade de processamento, os macroinvertebrados aquáticos apresentam os seguintes grupos funcionais (MERRIT; CUMMINS, 1984; ALLAN 1995):

- Fragmentadores: alimentam-se de tecido vegetal, podendo ser herbívoros ou detritívoros.

- Coletores: alimentam-se de matéria orgânica particulada fina, podendo ser detritívoros ou filtradores.
- Raspadores: alimentam-se de perifíton aderido à superfície orgânica ou mineral.
- Predadores: alimentam-se de outros invertebrados aquáticos ou de pequenos vertebrados.
- Parasitas: alimentam-se interna ou externamente no corpo de outros organismos vivos.

Existem também os classificados como generalistas, que são aquelas famílias que apresentam várias guildas tróficas, tendo representantes de grupos tróficos diferentes, a exemplo de Chironomidae e Leptoceridae (SILVEIRA-MANZOTTI et al., 2016, TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO 1995; ROQUE et al. 2003).

Em ecossistemas lóticos, os diferentes trechos do rio apresentam substratos que diferem entre si, servindo de abrigo e alimento para os macroinvertebrados bentônicos. Isto possibilita uma diversidade da comunidade que é influenciada pelos diferentes habitats disponíveis pelos substratos (MERRITT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014). Portanto, fatores como a complexidade de habitats juntamente com outras variáveis limnológicas, são determinantes na composição e estrutura da comunidade bentônica (FERREIRA; SOUZA; MORAES, 2020).

A comunidade bentônica mostra estreita relação com os diferentes tipos de substratos, que podem ser encontrados nos leitos dos rios (HYNES, 1970), pois apresentam particularidades que por muitas vezes limitam a certo tipo de habitats. Corroborando com isso, Biscalquini (2018) encontrou em seu estudo uma maior diversidade de macroinvertebrados bentônicos em ambientes com heterogeneidade de substratos, pois estes possibilitam diversos nichos e habitats para a comunidade bentônica.

Em bacia hidrográfica rural, a erosão é um dos fatores que mais ameaça a heterogeneidade dos substratos no curso hídrico devido ao assoreamento causado pelo depósito de sedimentos, advindos dos processos erosivos. O assoreamento afeta a qualidade de água de forma direta, através dos contaminantes que são depositados junto com os sedimentos, e indireta, pois

diminui os habitats disponíveis para a biota prejudicando seu papel na manutenção da qualidade da água.

De acordo com Marques, Ferreira e Barbosa (1999), a qualidade da água é um dos fatores mais importantes para o estabelecimento das comunidades biológicas nos ambientes aquáticos, podendo ser influenciada pela sazonalidade e uso da terra (NEGRÃO; CUNHA, 2019). Assim, compreensão da integridade ambiental de um ecossistema aquático pode ser facilitada a partir do reconhecimento dos organismos que nele vivem, uma vez que a organização da biota dependerá das condições ambientais, mantendo um equilíbrio dinâmico que resulta na capacidade de resiliência do sistema (BAPTISTA, 2008).

Os macroinvertebrados bentônicos, além de serem relativamente fáceis de coletar e identificar, são considerados bons indicadores de qualidade da água devido à sua diversidade de organismos e de diferentes respostas aos níveis de poluição. (REICE; WOHLBERG, 1993; QUEIROZ et al., 2018).

Há décadas estes organismos estão sendo reconhecidos como um importante instrumento em biomonitoramento ambiental devido a uma série de características (ROSENBERG; RESH, 1993), descritas a seguir:

- Habitam em abundância em diferentes ecossistemas aquáticos, ocupando habitats variados;
- Possuem baixa mobilidade, relacionada com hábitos mais sedentários, o que facilita um estudo da distribuição espacial dentro do corpo hídrico, podendo apontar efeitos de perturbação ambiental;
- Com um ciclo de vida relativamente longo, permitem uma avaliação dos distúrbios em análise temporal;
- Possuem organismos com níveis de tolerância diferentes para as alterações ambientais, indo dos mais sensíveis aos mais resistentes às perturbações, seja de ordem química, física ou biológica;

Alguns organismos específicos são indicadores de ambiente com boas condições ambientais, como representantes de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (JÚNIOR et al., 2019). Diferentemente, as larvas do gênero Chironomus (Diptera), Oligochaeta e Hirudinea, que são mais tolerantes, portanto, resistentes à poluição (CARVALHO, 2009; BUBINAS; JAGMINIENÉ, 2001).

Normalmente, os organismos que são usados como bioindicadores se relacionam, de forma particular, com um determinado estressor (VIEIRA; FERREIRA; OLIVATI, 2014). As altas densidades de Oligochaeta e Chironomidae, por exemplo, em geral estão relacionadas com elevados teores de matéria orgânica (PIEDRAS et al., 2006), além de alto grau de poluição e situação de anóxia (RAMOS et al., 2018).

Segundo Fernandes (2007), “um organismo não pode sobreviver indefinidamente em um ambiente onde seus requerimentos nutricionais, físicos e químicos não sejam satisfeitos”. Se uma espécie for dominante no ambiente, indica que as condições ambientais estão limitando a presença de outras espécies mais sensíveis (BARBOUR et al., 1999). Porém, deve-se considerar que a ausência de certas espécies pode também estar relacionada com a alta competitividade ou distribuição restrita. Considerando as limitações, a presença e ausência de uma espécie pode ser uma ferramenta utilizada como indicadora de qualidade ambiental.

Assim, conhecer a comunidade bentônica de um rio e sua dinâmica pode auxiliar em monitoramentos ambientais, principalmente em relação às alterações antrópicas e sua influência na qualidade da água (RAMOS et al., 2018).

2.1.2 Qualidade da água

A água tem fundamental importância para a sociedade humana, não apenas devido seu papel na natureza, pois atende necessidades pessoais, econômicas e sociais. Porém, quando utilizada de forma inadequada no atendimento destas necessidades, a mesma pode ter alterações na sua qualidade, comprometendo os recursos hídricos e sua utilização diversificada.

Conhecer a qualidade da água é essencial para entender os processos ambientais dos corpos hídricos com relação às alterações antrópicas na bacia hidrográfica. Esta qualidade refere-se a parâmetros físicos, químicos e biológicos encontrados na água e é afetada por fatores como o uso de produtos industriais e a produção agrícola. Isto pode comprometer o corpo d'água dependendo do tratamento aplicado e sua capacidade de depuração.

A Resolução CONAMA 357/20015 estabelece classes de usos para as águas conforme os níveis de qualidade da mesma. A água doce pode ser

dividida em cinco classes diferentes em relação ao seu destino final, de acordo com os padrões de qualidade adequados para cada finalidade.

- Classe especial: destinada ao abastecimento humano, após processo de desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

- Classe 1: após tratamento simplificado, água pode ser destinada ao consumo humano; proteção aquática; atividades de entretenimento como natação e mergulho; irrigação para hortaliças e frutas rentes ao solo que serão ingeridas sem pele; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas

- Classe 2: após tratamento convencional, água pode ser destinada para abastecimento humano; proteção aquática; atividades de entretenimento como natação e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e pesca.

- Classe 3: para consumo humano necessita de tratamento convencional ou avançado; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; recreação de contato secundário; e dessedentação de animais.

- Classe 4: Somente destinação à navegação e à harmonia paisagística.

A qualidade da água pode ser obtida através de diversos parâmetros. Dentre eles, alguns facilmente identificáveis podem contribuir para esta avaliação e indicar possíveis impactos, assim como: temperatura, condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio, fósforo e sólidos dissolvidos, que serão brevemente abordados a seguir.

- Temperatura - é uma variável de extrema importância, pois afeta os seres vivos aquáticos, além de influenciar algumas propriedades da água como concentrações de oxigênio dissolvido, gás carbônico e pH (VON SPERLING, 2005). Para Alberti e Pereira Filho (2014), condicionantes como estação do ano, circulação do ar, hora do dia, cobertura de nuvens, profundidade do corpo d'água, vazão, latitude e altitude interferem na temperatura da água.

- Condutividade elétrica - avalia a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica, e está relacionado com a presença de íons dissolvidos

na água, que são partículas carregadas eletricamente, provindo de sais dissolvidos na água e da decomposição da matéria orgânica, apresentando relação direta com este parâmetro (MATTA, 2002).

- Sólidos Dissolvidos - São substâncias em suspensão na água, provindos de erosão ou despejos domésticos, incluindo também algas, matéria orgânica, etc. (FUNASA, 2013).

- Turbidez - Refere-se a transparência da água, sendo afetada pelos sólidos em suspensão.

- Potencial hidrogeniônico (pH) - indica se a água é ácida (pH inferior a 7), neutra (pH igual a 7) ou se é alcalina (pH maior do que 7). Segundo Araújo e Oliveira (2013), a influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais ocorre devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies, podendo afetar o equilíbrio e a taxa das reações químicas se estiver longe da neutralidade. Assim, este parâmetro é indicador de poluição.

- Oxigênio dissolvido (OD) - é um parâmetro químico necessário para manter as condições de vida dos seres que vivem na água. Indispensável aos organismos aeróbios, torna-se um dos principais fatores para a caracterização dos ecossistemas aquáticos, sendo a atmosfera e a fotossíntese as principais fontes deste gás na água (ESTEVES, 1998).

- Nitrogênio - pode estar presente na água sob várias formas: como molecular, amônia, nitrito ou nitrato; ele é um elemento indispensável ao crescimento de algas, mas em excesso pode ocasionar um exagerado desenvolvimento desses organismos, fenômeno chamado de eutrofização. Esgotos domésticos e industriais, fertilizantes, excrementos de animais causam o aumento do nitrogênio (SILVA et al., 2010)

- Fósforo - É um nutriente que, em excesso, também causa a eutrofização, pois pode acarretar uma alta produção de algas (PHILIPS, 1980). Suas principais fontes são a dissolução de compostos do solo, decomposição da matéria orgânica, esgotos domésticos e industriais, fertilizantes, detergentes e excrementos de animais.

Estes e outros parâmetros podem ser avaliados para enquadramento das águas nas classes de uso, sendo os valores definidos na resolução CONAMA 357/2005. O enquadramento estabelece a classe a ser alcançada ou mantida em um corpo d'água, considerando, além do seu estado atual, os níveis

de qualidade compatíveis com os usos conforme as necessidades da comunidade (CONAMA, 2005). Por isso, segundo Marchetto, Noquelli e Alves (2019), ele deve ser considerado instrumento de planejamento e gestão.

Assim, compreender a qualidade da água torna-se essencial para que se tenha um planejamento efetivo da ocupação da bacia hidrográfica e para o controle dos impactos ambientais que venham ocorrer na mesma.

2.2 Serviços e funções ecossistêmicas

O entendimento acerca das funções ecossistêmicas facilita a compreensão da dinâmica dos ecossistemas. Dentro de um ecossistema os seus elementos estão sempre interagindo entre si, e esta interação é o que define as funções ecossistêmicas, podendo ser exemplos a transferência de energia, a ciclagem de nutrientes, a regulação de gás, do clima e o do ciclo da água (DALY; FARLEY, 2004).

A partir de uma função ecossistêmica podem ocorrer vários processos naturais, e estes processos podem gerar resultados que trazem benefícios diretos e indiretos à vida humana. Esses benefícios são considerados como serviços ecossistêmicos (HUETING et al., 1998), e muitos são essenciais à vida humana.

A degradação ambiental pode prejudicar muito a prestação dos serviços ecossistêmicos pela natureza. Para Andrade e Romero (2009), o aumento populacional exige cada vez mais esses serviços, tanto para sua utilização direta, quanto para mitigar efeitos das atividades antrópicas, muitas vezes ultrapassando a capacidade de fornecimento do ecossistema.

Com isso, é de extrema importância que haja uma compreensão da dinâmica dos ecossistemas, a relação entre seus elementos e processos para que assim possamos manter a capacidade de geração de serviços ecossistêmicos diante das mudanças ambientais, a fim de suprir as necessidades humanas.

De Groot et al. (2002) sugeriram um agrupamento das funções ecossistêmicas em quatro categorias primárias, sendo elas:

- Funções de regulação: relacionadas à capacidade dos ecossistemas regularem processos ecológicos essenciais de suporte à vida.

- Funções de habitat: relacionadas à conservação biológica e genética e para a preservação de processos evolucionários.

- Funções de produção: relacionadas à capacidade dos ecossistemas de produzir alimentos e matéria prima.

- Funções de informação: Nesta categoria incluem-se conhecimento estético, recreação e (eco)turismo, inspiração cultural e artística, informação histórica e cultural, além de informações culturais e científicas.

Quanto aos serviços ecossistêmicos (SE), as discussões sobre o tema foram alavancadas após a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA), realizada no início da década de 2000 (MCDONOUGH et al., 2017), no qual os definiram como “os benefícios que o ser humano obtém dos ecossistemas”. Além da definição, os SE foram classificados pelo MEA (2003), de maneira semelhante à classificação das funções, em quatro categorias:

- Serviços de regulação: relaciona-se à manutenção da qualidade do ar, regulação climática, controle de erosão, purificação de água, tratamento de resíduos, regulação de doenças humanas, regulação biológica, polinização e proteção de desastres.

- Serviços de provisão: incluem os produtos obtidos dos ecossistemas.

- Serviços culturais: relacionado com a diversidade cultural influenciada pela própria diversidade dos ecossistemas.

- Serviços de suporte: são aqueles necessários para a produção dos outros serviços ecossistêmicos, sendo exemplos a produção primária, produção de oxigênio atmosférico, formação e retenção de solo, ciclagem de nutrientes, ciclagem da água e provisão de habitat.

Ruppert e Duncan (2017) também conceituaram os serviços ecossistêmicos (SE), sendo que para eles, os SE são vistos como diversos benefícios diretos e indiretos, monetários e não monetários, obtidos pelos seres humanos como resultado de estarem envolvidos dentro de um ecossistema ativo, nativo ou modificado.

Percebe-se que a atividade antrópica é a maior causa de mudanças nos SE, pois é capaz de alterar a estrutura do ecossistema, afetando drasticamente os serviços e funções ecossistêmicas. De forma a minimizar estes impactos, Silva, Mansur e Nascimento (2018) sugerem incluir os SE nas tomadas de

decisão, para assim fornecer incentivos para a preservação e restauração dos ecossistemas.

2.2.1 Serviço ecossistêmico de regulação de qualidade da água

Os ecossistemas são considerados sistemas complexos, pois apresentam diferentes conjuntos de indivíduos, populações, comunidades e parâmetros abióticos, com características particulares de variabilidade, resiliência, sensibilidade, persistência entre outras, que juntos irão influenciar os processos ecológicos que ocorrem neste ecossistema (ANDRADE; ROMEIRO, 2009).

Para Arnold et al. (2015), resiliência define-se pela capacidade de um sistema adaptar-se a distúrbios e mudanças, mantendo sua estrutura e demais funcionalidades e processos. Esta capacidade tem relação inversa ao tempo de recuperação, ou seja, quanto maior o tempo de recuperação menor a capacidade de resiliência deste ecossistema e vice versa. Sendo assim, é importante entender a capacidade de resiliência de um ecossistema, pois ela que vai tornar certa atividade sustentável ou não, dependendo de seu ponto de ruptura (ANDRADE; ROMEIRO, 2009).

O processo de autodepuração do rio, indispensável para manter a qualidade das águas, é um exemplo de resiliência, pois existe um limiar que, se ultrapassado, prejudica que o processo aconteça. Para Baptista (2008), os ecossistemas aquáticos são caracterizados por sua capacidade de autodepuração, que constitui uma característica de manutenção da saúde dos ecossistemas, porém dependente do seu dinamismo.

De acordo com Von Sperling (1996), a autodepuração é como um mecanismo de sucessão ecológica, sendo que o retorno do ambiente ao seu estado inicial, antes de ocorrer o estressor, é realizado através de processos essencialmente naturais, sendo assim um fenômeno natural no qual as cargas orgânicas de poluição são neutralizadas. Assim, este processo promove a regulação da qualidade de água, porém o grau de perturbação não pode ultrapassar a resiliência do sistema.

Aporte excessivo de nutrientes no ecossistema eleva as taxas de produção primária e geração de biomassa, aumentando os níveis de matéria

orgânica, podendo se dar, por exemplo, pela entrada de efluentes não tratados (fonte pontual) ou provenientes de adubação de terras agrícolas (fonte difusa). Este aumento de matéria orgânica necessitará de mais oxigênio para que ocorra a sua decomposição. Com isto ocorre um aumento na demanda de oxigênio (VARGAS; MARQUES, 2015) para a decomposição, ultrapassando o valor da reaeração, chegando um ponto em que a decomposição e a reaeração se igualam. Nesse momento o oxigênio alcançará seu nível mais crítico, e a partir deste ponto, a reaeração começa a tomar força novamente aumentando os níveis de oxigênio, (CHAPRA, 1997), até que retorna ao estado inicial.

Baseado neste balanço entre as fontes de produção e de consumo de oxigênio ao longo do rio, Dezotti (2008) sugeriu quatro zonas de sucessões ecológicas na quais ocorre o processo de depuração (Figura 1), sendo divididas em zona de degradação (onde ocorre a entrada do poluente); zona de decomposição ativa (zona onde os organismos estarão decompondo a matéria orgânica, sendo considerada a zona mais crítica); zona de recuperação (zona onde começa a haver a reaeração); e zona de água límpida (zona de retorno as condições iniciais).

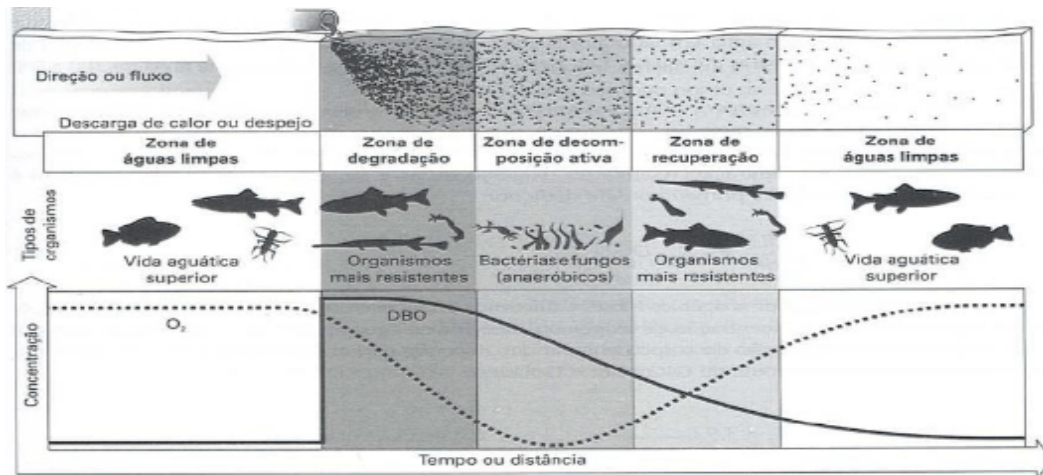


Figura 1 - Zonas de autodepuração e os tipos de organismos em cada zona.

Fonte: Braga et al. (2005).

Em resumo, a depuração ocorre em duas etapas, primeiramente com a decomposição, na qual microorganismos aeróbios degradam a matéria orgânica, processo que demanda um consumo de oxigênio dissolvido, causando um decréscimo do mesmo; e, posteriormente, com a reaeração do ambiente, que

ocorre naturalmente através de turbulências na água como forma de devolver o oxigênio antes consumido.

Para que possa ocorrer esta decomposição com eficiência, é necessária a disponibilização de matéria orgânica particulada para os microorganismos. É neste cenário que os macroinvertebrados bentônicos têm papel fundamental, pois eles auxiliam na ciclagem de nutrientes, tornando possível o transporte de matéria orgânica pelo rio, podendo esta ser utilizada por organismos filtradores, coletores e pelos predadores (VANNOTE et al., 1980), e pelos microorganismos decompositores.

Marchese e Ezcurra de Drago (2006) consideram que uma comunidade bentônica diversa participa ativamente na depuração dos rios, através do processamento da matéria orgânica de origem humana e de fontes naturais. Com isso, percebe-se que a eficiência no processo de depuração de um rio depende da diversidade da comunidade aquática e dos nichos presentes, o que permitirá um processo de conversão mais rápido e completo.

A autodepuração é então um serviço ecossistêmico de regulação de qualidade de água, assegurado pelos processos e funções propiciados pelos elementos do ecossistema aquático. Portanto, é limitada e depende diretamente das características do corpo hídrico, da quantidade e natureza da matéria orgânica presente no mesmo, dos microorganismos, das condições ambientais do rio (EIGER, 2003) e da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (MARCHESE; EZCURRA DE DRAGO, 2006).

Sendo assim, é necessário que estudos específicos sejam desenvolvidos, com o objetivo de compreender os limites que cada rio individualmente suporta, buscando a compreensão de funcionamento do sistema como um todo e com análises ao longo do rio, não apenas em pontos isolados. Com isso, o conhecimento acerca da integridade do ecossistema se torna ferramenta indispensável para compreender os desdobramentos dos processos ambientais no decorrer do curso d'água e a manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados.

2.3 Serviços ambientais

O termo serviço ambiental, diferente de serviço ecossistêmico que provém naturalmente dos ecossistemas, deriva das ações do manejo humano

sobre os ecossistemas (GJORUP et al., 2016; SOUZA et al., 2016). Assim, podem ser considerados externalidades positivas de atividade humana (FAO, 2007), como por exemplo, o uso de práticas conservacionistas em sistemas agrícolas, visando o controle das perdas de solo e qualidade da água.

Fidalgo et al. (2017) consideraram os serviços ambientais hídricos da seguinte maneira:

“uma modalidade de serviços ecossistêmicos relacionados aos processos hidrológicos, cuja provisão pode ser garantida, mantida ou mesmo recuperada por intervenções humanas de proteção e conservação desses processos”.

Em outras palavras, são benefícios advindos de atividades humanas que permitam a realização dos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos, como exemplo a qualidade de água.

O manejo adequado do solo e a preservação das áreas naturais permitem a manutenção da quantidade e qualidade dos recursos hídricos, pois mantêm a prestação de serviços ecossistêmicos. Assim, a busca por práticas agrícolas que objetivem a proteção das bacias hidrográficas é indispensável para manutenção dos serviços ambientais como a regulação do fluxo de água, manutenção da qualidade da água, controle de erosão e sedimentação, redução da salinidade de terras e regulação do lençol freático e manutenção do habitat aquático (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002).

A valoração destes serviços é muito criticada com justificativa na redução do valor da natureza à valores monetários. Porém, atribuir valor a estes serviços ecossistêmicos contribui para a tomada de decisão de agentes públicos, pois percebem a importância dos mesmos em recursos econômicos, aumentando assim o interesse em proteger e manejar os recursos naturais (FIDALGO et al., 2017).

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é uma ferramenta de planejamento e gestão de ecossistemas, com objetivo de incentivar pessoas a adotarem ações e práticas conservacionistas, visando a solução de problemas específicos, a partir de estímulos econômicos (PAIVA SOBRINHO et al., 2019). É portanto, um instrumento de gestão que incentiva a provisão de serviços ambientais por agentes locais (ENGEL; MULLER, 2016), sendo que estes

devem ser recompensados pelos que se beneficiam destes serviços providos (VEIGA NETO, 2008).

Assim, a premissa de um PSA é reconhecer e recompensar essas ações (GRIMA et al.,2016) através de uma “transação voluntária” de um ou mais pagadores para no mínimo um provedor, pela prestação de um serviço ambiental estabelecido, ou um manejo adequado que possa manter esse serviço (WUNDER, 2005).

Para a validação desta relação do provedor com o beneficiário do serviço, principalmente em casos em que haja pagamento monetário, torna-se imprescindível um monitoramento de resultados como forma de comprovar que o serviço está realmente sendo obtido através das atividades do provedor (SMITH et al., 2008).

Segundo Schuler et al. (2017), vários programas incentivam projetos de pagamento de serviços ambientais hídricos a partir da conservação do ambiente e são voltados ao planejamento de bacias hidrográficas, como é o caso do Programa Produtor de Águas, criado em 2006 pela Agência Nacional das Águas.

Veiga e Galvão (2011) e Lima et al. (2013) indicam que o monitoramento vem a ser a principal dificuldade em programas de PSA Hídricos (PSA-H). Isto ocorre devido à insuficiência de recursos e apoio técnico para sua execução, limitando-se por vezes apenas à avaliação do cumprimento das determinações do contrato (NOVAES, 2014), e não à execução e eficiência das atividades propostas, como forma de preservar serviços ambientais.

Segundo Lima et al.(2015), estas dificuldades deixam espaços em branco, quando se trata do monitoramento dos PSA-H no Brasil, pois muitas vezes, os parâmetros analisados são insuficientes para medir o impacto socioeconômico das alterações nos serviços ambientais. Os autores ainda citam a falta de organização e disponibilização dos dados para apoiar a tomada de decisão nas áreas de intervenção, dentre outras dificuldades que entornam os monitoramentos.

Lima et al. (2013) sugerem que para um monitoramento eficiente, além da importância na frequência mínima de monitoramento, é necessário “apontar parâmetros apropriados (de baixo custo, eficazes e de fácil aplicação) que sejam capazes de medir as principais alterações ambientais e sociais que se espera ocorrer na área de interesse, advindas da implementação dos PSA-H”.

Portanto, torna-se necessário criar alternativas para esses problemas e assim diminuir as limitações do monitoramento. Isto colabora para que os objetivos do PSA-H sejam alcançados, para assim justificar a relação entre os parceiros do projeto, principalmente em casos de pagamento, além de possibilitar o convencimento de novos parceiros, e a continuidade dos programas (LIMA et al., 2015).

A escolha de indicadores para o processo de monitoramento em cada caso é extremamente complexa devido à existência de uma grande diversidade de parâmetros que podem ser utilizados (FIDALGO et al, 2017). Sua maior dificuldade, segundo Bonada et al. (2006), está na escolha do bioindicador adequado, no qual seu comportamento e distribuição permitam refletir o estressor e inferir na qualidade ambiental.

O uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores permite uma avaliação mais completa dos efeitos do distúrbio no ambiente, pois este pode ser avaliado a partir do monitoramento do comportamento desta comunidade. Diferente do uso isolado de avaliação de parâmetros químicos, pois estes retratam uma situação momentânea do ambiente, mas que acaba dificultando uma interpretação eficiente em nível de efeitos de distúrbio no ecossistema.

Além disso, através do conhecimento da comunidade bentônica é possível perceber se o processo de regulação da qualidade da água terá manutenção adequada, visto que estes organismos colaboram com a prestação deste serviço ecossistêmico. Esta regulação se dá pela manutenção das funções ecossistêmicas e dos processos dependentes das mesmas. O seu monitoramento auxilia na verificação da manutenção destes serviços.

Para que haja este monitoramento efetivo, é preciso ter um entendimento integrado dos processos que ocorrem no ecossistema aquático, para que se compreenda sua relação com a prestação dos serviços ecossistêmicos, bem como a melhor forma de manter, e até mesmo melhorar, a sua provisão. Assim, as alterações na comunidade bentônica podem indicar organismos para o monitoramento destas funções e processos a fim de manter os serviços ecossistêmicos.

3 Materiais e métodos

3.1 Caracterização da área de estudo

O Rio Grande do Sul é formado por três grandes bacias hidrográficas: a Bacia do Uruguai, que abrange cerca de 57% da área total do estado; a Bacia do Guaíba com 30% do total; e a Bacia Litorânea com 13% do total (ANDRADE et al., 2019). O município de Pelotas faz parte das Bacias Mirim - São Gonçalo e Camaquã, que integram a grande Bacia Litorânea.

A Barragem Santa Bárbara, Pelotas (RS), possui atualmente uma área de 352 hectares de água represada, com uma profundidade que varia em torno de 3 a 4 m, tendo capacidade total de 40 milhões de litros de água por dia. É responsável pelo abastecimento dos bairros Centro, Porto, Navegantes, Vila Fátima, Fragata, Distrito Industrial e Vila COHAB, tornando-se posteriormente responsável pelo abastecimento de cerca de 60% da zona urbana do município. É abastecida principalmente pelos afluentes conhecidos por Sanga da Barbuda, Sanga do Passo do Cunha e Sanga do Epaminondas (SANEP, 2019; IBGE, 2020).

A bacia do Arroio Epaminondas, localizada no distrito de Monte Bonito, no município de Pelotas-RS, integra a área de captação do reservatório Santa Bárbara, sendo que esta bacia é a de maior área, apresentando grande importância na contribuição deste volume para o reservatório. As áreas das sub bacias contribuintes da barragem podem ser vistas na Figura 2.

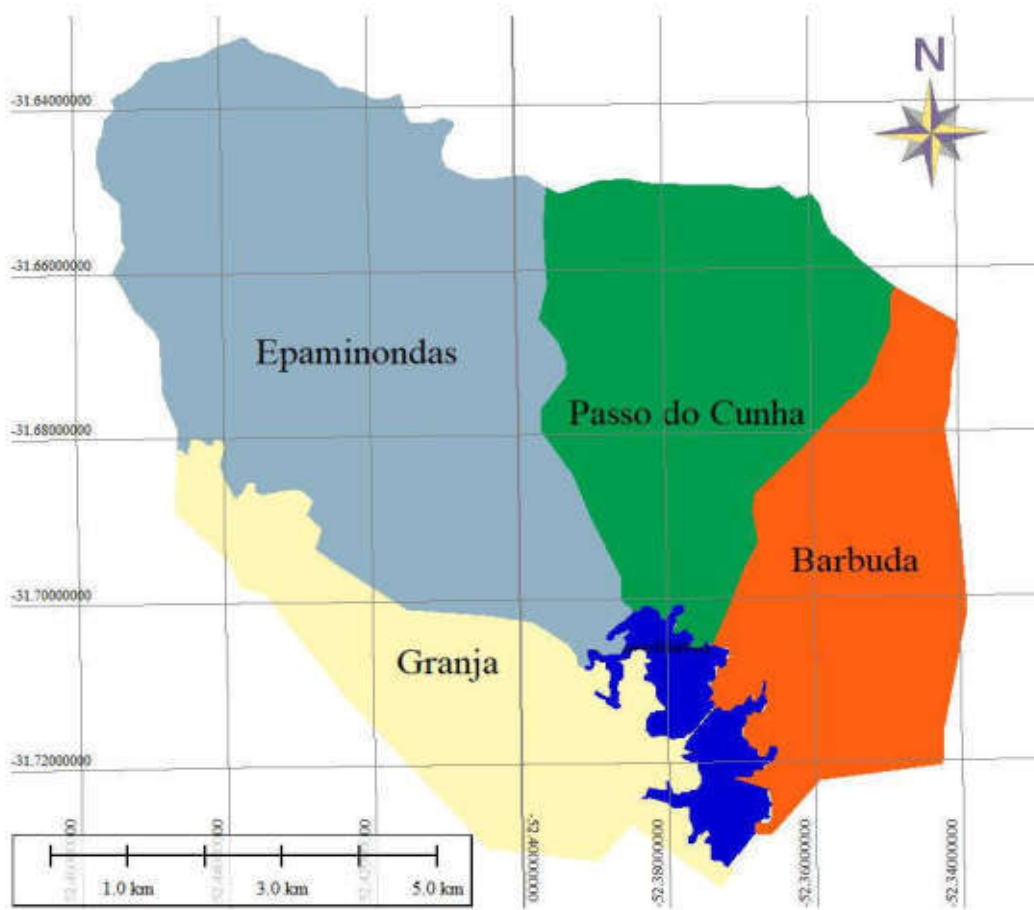


Figura 2 - Mapa de delimitação das sub bacias contribuintes da Barragem Santa Bárbara.
 Fonte – UFPel-FAEM-DER-Geomática (2018).

Conforme a classificação climática de Köppen, a região apresenta clima subtropical úmido (Cfa), com médias de temperatura de 8,6°C e de 19,3°C nos períodos frios e quentes, respectivamente. A precipitação média anual é de 1379 mm, sendo fevereiro o mês mais chuvoso e outubro o mês menos chuvoso (WREGE et al., 2012).

Com declividade variando de 145m a 6m aproximadamente, a bacia apresenta solos do tipo Planossolo, Argissolo e Gleissolos, sendo as classificações Planossolo Háplico Eutrófico e o Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico os principais solos encontrados na bacia (TAVARES, 2019). As atividades predominantes na bacia são a agricultura e a pastagem, apresentando também uma pequena área de mineração na sua de montante.

3.2 Locais de amostragem

Os pontos de amostragem foram escolhidos a partir de propriedades rurais atendidas por instituições de extensão parceiras na construção da proposta de PSA hídrico, considerando também a acessibilidade aos recursos hídricos. Os locais abrangem amostragens dos três arroios principais da bacia e representam trechos de alto, médio e baixo curso.

No arroio Epaminondas (EPA) foram escolhidos quatro pontos (EPA1, EPA2, EPA3 e EPA4). Dois afluentes do arroio Epaminondas foram amostrados, sendo denominados de arroio A e B. No arroio “A” foram realizadas coletas em três pontos (A1, A2 e A3); no arroio “B” em dois pontos (B1 e B2). A hidrografia da bacia e a localização dos pontos amostrais, podem ser observados na Figura 3.

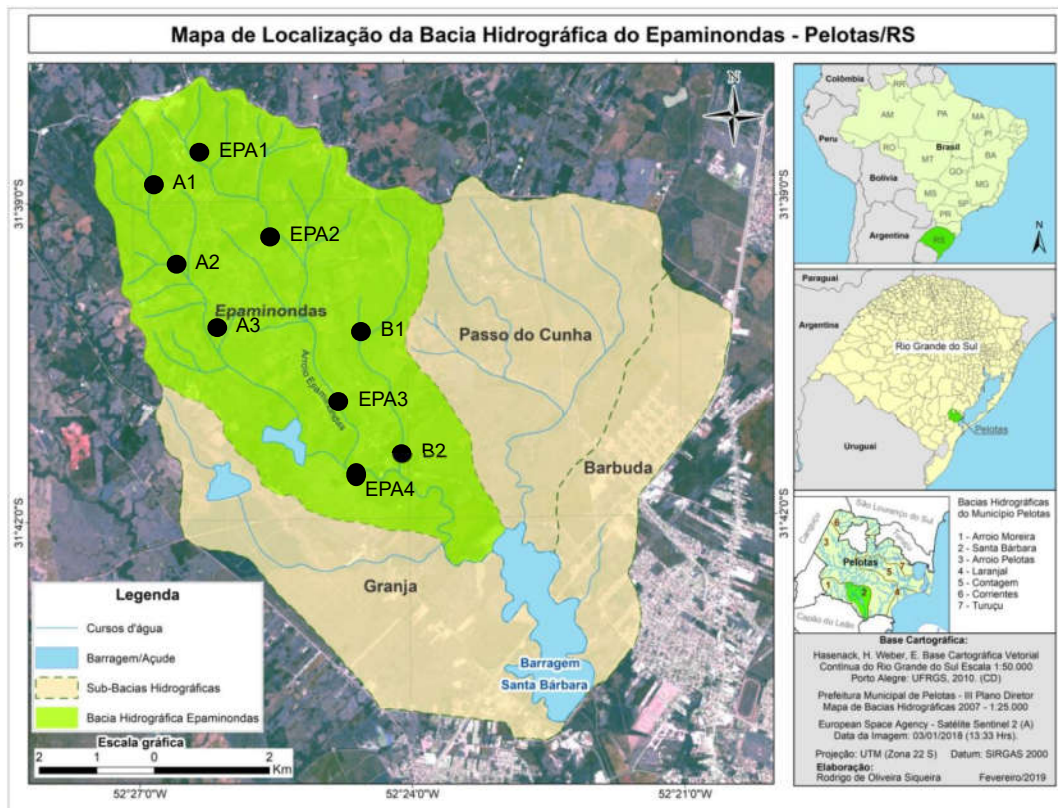


Figura 3 - Mapa de localização da bacia e dos pontos amostrais.

Fonte: Adaptado de Siqueira et al. (2019).

3.2.1 Caracterização dos pontos amostrais

- Ponto A1

O ponto A1 (Figura 4), de coordenadas $31^{\circ}38'58.77''S$ e $52^{\circ}26'43.81''O$, é o ponto mais a montante do arroio A. O trecho é de 3ª ordem e possui aproximadamente 1,5 km de distância da nascente. Seu leito tem aproximadamente 2 m de largura e profundidade média de 10 cm. O sedimento do fundo é composto principalmente de areia fina e cascalho. A mata ciliar apresenta menos de 10 metros de largura na margem esquerda e próxima de 20 m na margem direita. O uso do solo no entorno é agricultura e pecuária e a montante se encontram as nascentes, próximas a uma pedreira, cemitério e estrada.



Figura 4 - Imagens do ponto de amostragem A1 registradas durante o estudo, incluindo o leito do arroio e o seu entorno.

- Ponto A2

Com coordenadas $31^{\circ}39'27.96''S$ e $52^{\circ}26'32.00''O$, o Ponto A2 (Figura 5) é um trecho de 4ª ordem e possui distância de 1 km do A1. Seu leito apresenta uma largura de aproximadamente 90 cm e profundidade de 10 cm. O sedimento de fundo é constituído principalmente por areia fina. A mata ciliar tem aproximadamente 8 metros na margem direita e mais de 30 m na margem esquerda, sendo o leito meandrado no interior da mata, formando vários pequenos corpos hídricos interligados. Apresenta cultivo agrícola e pecuária no seu entorno. Fica próximo a uma estrada vicinal e a alguns metros abaixo do ponto amostrado o leito cruza a estrada por baixo de uma ponte.



Figura 5 - Imagens do ponto de amostragem A2 registradas durante o estudo, incluindo o leito do arroio e o seu entorno.

- Ponto A3

O ponto A3 (Figura 6) possui coordenadas $31^{\circ}40'18.65''S$ e $52^{\circ}26'4.29''O$ e está a aproximadamente 1,78 km abaixo do ponto A2, sendo um trecho de 4ª ordem. O trecho amostrado apresenta largura do leito de aproximadamente 80 cm e profundidade de 15 cm. O sedimento de fundo do leito era composto principalmente de areia fina, com processo de assoreamento bem evidente. Na margem esquerda a mata ciliar é escassa, e as margens com erosão avançada, principalmente devido ao acesso do gado, causando desbarrancamento em alguns pontos. Além da presença de pecuária com acesso do gado ao arroio, o entorno apresenta agricultura. A margem direita apresenta áreas úmidas e vegetação arbórea.



Figura 6 - Imagens do ponto de amostragem A3 registradas durante o estudo, incluindo o leito do arroio e o seu entorno.

- Ponto B1

Com coordenadas de 31°40'40.96"S e 52°24'24.24"O, o ponto B1 (Figura 7) é o ponto mais a montante do arroio B, sendo um trecho de 3ª ordem. Com sedimento de fundo muito fino, largura do leito de aproximadamente 2 m com alguns afunilamentos de leito, tendo a profundidade média do trecho em torno de 20 cm. Mata ciliar com aproximadamente 1 m de largura na margem esquerda e 7 m na margem direita e fluxo da água bem lento. Cultivo agrícola no entorno. Próximo ao local de coleta uma das principais intervenções no curso d'água é uma pequena barragem feita com sacos de areia, que represa o rio naquele ponto com finalidade de lazer.



Figura 7 - Imagens do ponto de amostragem B1 registradas durante o estudo.

- Ponto B2

Este ponto (Figura 8), localizado a jusante do B1, aproximadamente 2,17 km mais abaixo, tem coordenadas 31°41'34.13"S e 52°23'57.38"O, está próximo de um vilarejo, com provável entrada de efluentes domésticos. O local de coleta fica próximo a uma ponte. Por estar em local de baixa altitude e relevo plano o

fluxo da água é lento, sendo a água visualmente turva. O sedimento é fino, apresentando algumas pedras próximas à ponte. A vegetação ciliar é composta por arbustos e vegetação herbácea. A largura é de aproximadamente 1 m. A profundidade é de cerca de 40 cm, com grande variação entre as épocas de coleta.



Figura 8 - Imagens do ponto de amostragem B2 registradas durante o estudo.

- Ponto EPA1

O ponto EPA 1 (Figura 9), é o ponto de maior altitude, aproximadamente 68 m (Google Earth), com coordenadas 31°38'40.91"S e 52°26'9.14"O. É o ponto mais a montante avaliado no arroio Epaminondas. Está a 0,5 km abaixo de um frigorífico e a 1,17 km abaixo de uma pedreira. É um trecho de 2ª ordem, com leito de aproximadamente 1,5 cm e profundidade em torno de 10 cm. Sedimento de fundo composto principalmente por matacões, cascalho e areia. Em termos de mata ciliar é o ponto que apresenta melhor estado de conservação, apresentando largura com mais de 30 m para ambas as margens, apesar da presença de algumas árvores exóticas.



Figura 9 - Imagens do ponto de amostragem EPA1 registradas durante o estudo.

- Ponto EPA2

O EPA2 (Figura 10), com coordenadas 31°39'25.02"S e 52°25'15.60"O, está 2,35 km mais abaixo do EPA1, sendo um trecho de 4ª ordem. Com leito de aproximadamente 1 m de largura e 8 cm de profundidade, variando entre os períodos de chuva e seca. O principal sedimento de fundo é areia. A mata ciliar na margem esquerda é escassa, com área cultivada no entorno e pecuária. Margens com processos erosivos e desbarrancamento em ambas. Margem direita com vegetação arbórea com mais de 30 m de largura. Abaixo deste trecho tem grande interferência antrópica devido à existência de área de canalização do curso abandonada.



Figura 10 - Imagens do ponto de amostragem EPA2 registradas durante o estudo.

- Ponto EPA3

Com coordenadas 31°41'9.88"S e 52°24'33.50"O, o EPA3 (Figura 11) tem acesso por uma ponte e está localizado a 3,7 km abaixo do EPA2, sendo um trecho de 4ª ordem. Seu leito possui em torno de 5 m de largura e profundidade de 20 cm, com variações em períodos de chuva e seca. Sedimento de fundo composto principalmente por areia e matacões. Mata ciliar com aproximadamente 15 m de largura em ambas as margens.



Figura 11 - Imagens do ponto de amostragem EPA3 registradas durante o estudo.

- Ponto EPA4

Com 1,15 km de distância do EPA3, o ponto EPA4 (Figura 12) tem acesso por uma ponte e está localizado nas coordenadas 31°41'32.52"S e 52°24'29.43"O. Neste ponto o arroio Epaminondas já recebeu a contribuição do arroio A, sendo um trecho de 5ª ordem. Com aproximadamente 6 m de largura e 50 cm de profundidade, apresentando sedimento de fundo composto principalmente por areia fina. A mata ciliar possui em torno de 8 m de largura na margem direita e em torno de 5 m na margem esquerda, havendo contribuição da drenagem da estrada para dentro do leito.



Figura 12 - Imagens do ponto de amostragem EPA4 registradas durante o estudo.

3.3 Avaliação de habitats

Para este trabalho, foi elaborado e aplicado, em cada um dos pontos, um protocolo de avaliação rápida de habitats adaptado para a região, a partir da metodologia proposta por Barbour et al. (1999). A condição física do ambiente foi obtida a partir da somatória das notas atribuídas a cada parâmetro avaliado, tendo seu estado de conservação definido conforme a Tabela 1 abaixo.

Tabela 1 - Conservação de habitats categorizadas para a Bacia do Epaminondas

CATEGORIAS	PONTUAÇÕES
Ótima	125-160
Boa	81-124
Regular	37-80
Péssima	0-36

No presente estudo, o protocolo avalia oito parâmetros ambientais: substratos e/ou habitats disponíveis, assoreamento, variação de velocidade e profundidade, alterações antrópicas no trecho, estabilidade das margens (barranco), proteção vegetal das margens (barranco), vegetação do entorno, condição da APP, conforme Apêndice 1.

3.4 Amostragens

Foram realizadas 4 coletas em cada ponto, nos meses de junho, julho e outubro de 2019 e janeiro de 2020.

Para levantamento de dados climatológicos considerou-se precipitação pluviométrica, energia solar e evapotranspiração referente a quinze dias

anteriores às amostragens. Também foram obtidos dados mensais de precipitação para cada período de coleta, juntamente com dados de médias normais mensais para fins de comparação.

Os dados foram obtidos pela estação meteorológica da Embrapa Clima Temperado, localizada na mesma bacia hidrográfica, a aproximadamente 4 km do ponto de coleta mais distante (EPA1).

3.4.1 Água

Em cada local, foram realizadas medições *in situ* e coletadas amostras de água.

Os parâmetros estimados em campo foram obtidos através de uma sonda multiparamétrica da marca Horiba® (modelo w-22XD.23XD) sendo eles: temperatura, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (TDS), pH e turbidez.

Para a determinação do fosfato, nitrito e nitrogênio amoniacal coletou-se amostras de água com o auxílio de frascos de polietileno de alta densidade de 500 mL. Para a obtenção dos valores das amostras utilizou-se um Fotômetro multiparamétrico marca Hanna (modelo HI83200) e um espectrofotômetro BEL SPECTRO S-2000.

3.4.2 Macroinvertebrados Bentônicos

Para as coletas foi utilizado um coletor do tipo surber com malha de 250 µm conforme metodologia de SILVEIRA et al. (2004). O equipamento era posicionado contra a correnteza, e sua área de amostragem era revolvida com a mão a fim de direcionar os macroinvertebrados contidos no substrato para a rede de coleta (Figura 13).



Figura 13 – Coleta de macroinvertebrados bentônicos com amostrador surber.

Em cada ponto foram realizadas amostragens em triplicata, visando amostrar os diferentes habitats presentes no momento da coleta em cada ponto, considerando velocidade, profundidade, substrato e sedimento. As coletas foram acondicionadas e processadas individualmente, porém, os valores das triplicatas foram contabilizados juntos a fim de compor a amostragem total do ponto em cada período (amostra composta).

O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos identificados e fixado em álcool 70%, para então serem levados ao laboratório de biomonitoramento e ecotoxicologia da Embrapa Clima Temperado, onde os organismos foram identificados com auxílio de lupas e chaves taxonômicas (MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010), até os níveis de família, subfamília ou ordem. A partir disso foram classificados em grupos funcionais, conforme seus hábitos alimentares de acordo com o nível trófico e/ou os mecanismos/hábitos alimentares de cada taxa, com auxílio de chaves taxonômicas (MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010; CUMMINS et al., 2005; HENRIQUES-OLIVEIRA et al, 2003; MERRITT; CUMMINS, 1984).

Os organismos coletados foram submetidos a métricas como abundância, riqueza de famílias, constância de ocorrência e o índice biótico BMWP.

a) Riqueza de família: É o número de famílias encontradas em cada ponto por período de amostragem.

b) Abundância de organismos: Refere-se à somatória dos organismos encontrados nas amostras por período de amostragem.

c) Constância de ocorrência: Agrupamento das espécies em acidentais (espécies que ocorreram em até 25 % das amostras), acessórias (espécies que ocorreram entre 25 e 50 % das amostras) e constantes (espécies que ocorreram acima de 50 % das amostras) (Winckler et al., 2017).

d) BMWP: Índice biótico Biological Monitoring Working Party System, BMWP, de acordo com IAP (2007), que atribui a cada família de macroinvertebrados bentônicos um score específico que varia de 1 a 10, dependendo do grau de tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica.

3.5 Autodepuração

Para avaliação da autodepuração, além do acompanhamento das alterações de oxigênio dissolvido em cada trecho, foi realizado o enquadramento da água nas classes de uso, conforme os limites estabelecidos pela resolução do CONAMA nº 357/2005 para os parâmetros analisados, e também a aplicação de um índice de estado trófico (IET). Após, foi realizada a avaliação das alterações destes dados nos trechos para verificação da depuração de cada arroio.

Para o cálculo do IET nos diversos pontos analisados, utilizou-se o índice de estado trófico modificado por Toledo Junior (1990), utilizando-se a equação:

$$IETPT = 10 \{ 6 - [\ln (80,32 / PT) / \ln 2] \}$$

em que,

IETPT = índice de estado trófico para fósforo;

PT = concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Na Tabela 2 estão a classificação trófica e a faixa de variação do IET proposta por Toledo Júnior. (1990), baseada na concentração de fósforo total.

Tabela 2 - Critérios para classificação do índice de estado trófico (IET)

Critério	Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Estado trófico
$IET \leq 24$	≤ 6	Ultraoligotrófico
$24 < IET \leq 44$	7,0-26,0	Oligotrófico
$44 < IET < 54$	27,0-52,0	Mesotrófico
$54 < IET < 74$	53,0-211,0	Eutrófico
$IET > 74$	$> 211,0$	Hipereutrófico

Fonte: Toledo Júnior (1990)

3.6 Análise estatística dos dados

Todas as análises foram realizadas utilizando pacotes do programa R, versão 3.6.2 (R CORE TEAM, 2019).

Realizou-se uma ordenação com resultados de presença e ausência, abundância total e abundância de grupos tróficos em relação às variáveis limnológicas. Para isso foram calculadas matrizes de distância de Sorensen (dados de presença e ausência) e Bray-Curtis (dados de abundância total e abundância de grupos funcionais) a partir da matriz dos dados biológicos, utilizando a função “*vegdist*” do pacote “*vegan*”. Após, aplicou-se uma ordenação Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) para cada um dos conjuntos de dados através da função “*metaMDS*” do pacote “*vegan*”. Esta foi submetida à função “*envfit*” do pacote “*vegan*” buscando encontrar relações entre variáveis explanatórias com os dados gerados pelo NMDS.

A análise de espécies indicadoras IndVal (Indicator Value) foi aplicada a partir da função “*indval*” do pacote “*labdsv*” (ROBERTS, 2019). Esta análise considera tanto a abundância relativa, quanto a frequência relativa das espécies entre os diferentes riachos (A, B e EPA).

Após, realizou-se a avaliação deste conjunto de dados para então sugerir as espécies indicadoras de qualidade de água nesta bacia.

4 Resultados e discussão

Os dados de pluviometria no período de quinze dias antes de cada amostragem podem ser observados na Tabela 3. Considerando que a 1ª e 2ª coletas foram realizadas no inverno, a 3ª na primavera e a 4ª coleta realizada no verão, verificam-se maiores valores na coleta da primavera, chegando a um total de 124,20 milímetros de chuva no período de quinze dias.

Tabela 3 - Precipitação pluviométrica (PP) média e máxima diária, energia solar (ES), e evapotranspiração (EV), do período de quinze dias precedentes a cada coleta, e precipitação mensal normal.

	Dados climatológicos			
	1ª Coleta	2ª Coleta	3ª coleta	4ª coleta
PP Média (mm)	0,48	0,49	8,28	0,39
PP Máxima (mm)	2,80	5,20	51,20	4,20
PP Total (mm)	7,20	7,40	124,20	5,80
ES (cal.cm-2 dia-1)	197,3	231,43	343,65	568,15
EV(mm)	1,76	1,68	3,00	4,92
PP mensal normal	105,7	146,00	100,7	119,1

Fonte: <http://agromet.cpact.embrapa.br/>

De acordo com as médias mensais e normais mensais, verifica-se que os períodos foram atípicos ao que se espera para cada um, em termos de precipitação. A 1ª e 4ª coletas tiveram precipitações baixas comparadas com suas médias normais, enquanto a 3ª amostragem apresentou a maior precipitação, embora fosse o período com menor média normal, indicando períodos atípicos.

A pesar da precipitação da 1ª, 2ª e 4ª coleta não ter sido muito diferente dentro dos quinze dias anteriores (PP média e PP máxima), o último período, por ser no verão, apresentou maior energia solar e evapotranspiração em comparação às outras, conforme dados obtidos da estação de agrometeorologia da Embrapa Clima Temperado. Devido a isto, na 4ª coleta houve uma diminuição drástica da lâmina d'água e da vazão, sendo que em alguns pontos (principalmente nos trechos do arroio B e nos pontos EPA 3 e EPA 4) não havia água corrente nos canais, apenas poções. Apesar disto, tal fato não alterou a metodologia de coleta, tendo a mesma ocorrido de igual forma às anteriores.

4.1 Variáveis limnológicas e qualidade da água

Os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, para enquadramento dos parâmetros avaliados, podem ser verificados na Tabela 4.

Tabela 4 - Limites para o enquadramento das classes de água de acordo com a CONAMA 357/2005.

Parâmetros	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	Máximo 500	Máximo 500	Máximo 500	-----
OD (mg/L)	Mínimo 6	Mínimo 5	Mínimo 4	Mínimo 2
Turbidez (NUT)	Máximo 40	Máximo 100	Máximo 100	-----
pH	6,0 até 9,0	6,0 até 9,0	6,0 até 9,0	6,0 até 9,0
Fósforo total (mg/L)	Máximo 0,1	Máximo 0,1	Máximo 0,15	-----
Nitrito (mg/L)	Máximo 1,0	Máximo 1,0	Máximo 1,0	-----
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Máximo	Máximo	Máximo	
	3,7 para pH ≤ 7,5	3,7 para pH ≤ 7,5	13,3 para pH ≤ 7,5	
	2,0 para 7,5 < pH ≤ 8,0	2,0 para 7,5 < pH ≤ 8,0	5,6 para 7,5 < pH ≤ 8,0	-----
	1,0 para 8,0 < pH ≤ 8,5	1,0 para 8,0 < pH ≤ 8,5	2,2 para 8,0 < pH ≤ 8,5	
	0,5 para pH > 8,5	0,5 para pH > 8,5	1,0 para pH > 8,5	

Os parâmetros condutividade elétrica e temperatura foram analisados devido à sua importância na manutenção da vida aquática e suas funções ecológicas. Porém não foram utilizados para realização do enquadramento, visto que a Resolução CONAMA 357 não estabelece limites para estes parâmetros.

Com relação à temperatura da água, durante o estudo encontrou-se variações de 11,0 a 24,9°C, sendo que as diferenças entre coletas estão relacionadas com a sazonalidade, e as diferenças diárias estão relacionadas com a hora da coleta. Como os pontos não eram próximos e em alguns o acesso não era fácil, as coletas duravam o dia inteiro, o que influenciou na variação da temperatura dentro do mesmo arroio.

Para Arroio Junior et al. (2011), as temperaturas elevadas diminuem a solubilidade do gás oxigênio em ambientes aquáticos, fato que pode ser observado na 4ª coleta, em que maiores temperaturas apresentaram baixo oxigênio dissolvido.

Na Resolução 357 do CONAMA não há padrões para condutividade em

corpos d'água, mas em geral níveis superiores a 0,100 mS/cm indicam ambientes impactados (ARAÚJO; OLIVEIRA, 2013; VON SPERLING, 2005).

Qualquer aumento ou decréscimo na concentração iônica pode causar alterações na condutividade, evidenciando variações no processo de decomposição de matéria orgânica (GUERESCHI; FONSECA-GESSNER, 2000). É considerada por Piñeiro Di Blasi et al. (2013) como um importante parâmetro para determinar e controlar a qualidade de água, estando associada a concentração de diversos íons e elementos.

Neste trabalho, a condutividade apresentou valores maiores que 0,100 mS/cm, com exceção da 3ª coleta, que foi no período chuvoso, fato que está associado a uma maior diluição dos íons (ESTEVES, 2011). A 4ª coleta, que foi no período mais seco, apresentou maiores valores para a maioria dos pontos. Piratoba et al. (2017) também encontraram menores teores de condutividade em períodos menos chuvosos.

O maior valor encontrado foi 0,368 mS/cm, no trecho EPA1 durante a 2ª coleta. Aliado a este fato, observou-se baixo valor de oxigênio dissolvido e maiores valores de nutrientes (fósforo e nitrogênio amoniacal). Este ponto, apresentou os maiores valores de condutividade durante as amostragens, em comparação aos outros pontos, variando de 0,099 a 0,368 mS/cm, indicando um maior impacto.

Segundo a CONAMA 357/05, os valores de pH, para a classe de águas doces, pode oscilar de 6,0 a 9,0. Neste estudo, o pH da água manteve-se nesta faixa, oscilando entre 5,90 a 7,54. O valor de 5,9 foi encontrado no trecho A3 na 3ª coleta. Isto pode estar relacionado ao horário da coleta, que foi ao final do dia neste trecho, corroborando com Hermes e Silva (2004), que dizem que o pH sofre variações ao longo do dia, podem ser influenciados pela incidência da radiação solar, ficando mais ácido ao final do dia. No entanto, foi a única amostragem em que o pH esteve fora da faixa estabelecida para classe 2.

A Tabela 5 apresenta os valores de todos os parâmetros analisados, bem como o enquadramento nas classes de uso. Em geral, a 4ª coleta teve a pior qualidade da água em todos os pontos, sendo que os fatores oxigênio e fósforo foram os mais afetados nesta amostragem.

Tabela 5 - Classes de enquadramento (E), temperatura (T, °C), condutividade elétrica (CE, mS·cm⁻¹), pH, oxigênio dissolvido (OD, mg L⁻¹), sólidos dissolvidos totais (TDS, g·L⁻¹), Turbidez (TB, UNT), fósforo total (PT, mg L⁻¹); Nitrito (NO₂, mg L⁻¹) e Nitrogênio amoniacal (NH₃, mg L⁻¹).

1ª Amostragem										
	E	T	CE	pH	OD	TDS	TB	PT	NO ₂	NH ₃
A1	1	19,8	0,132	6,34	7,38	0,086	4,1	0,010	0,01	0,07
A2	1	16,4	0,117	7,21	7,71	0,076	34,1	0,011	0,00	0,06
A3	1	16,5	0,121	6,60	7,32	0,079	7,3	0,016	0,01	0,08
B1	1	16,7	0,133	6,71	6,78	0,086	0,6	0,060	0,00	0,03
B2	4	16,3	0,127	6,79	0,30*	0,085	24,6	0,120	0,00	0,10
EPA1	4	16,3	0,145	6,24	5,30	0,100	109,0	0,960*	0,01	0,86
EPA2	4	16,2	0,142	6,80	7,16	0,092	6,4	0,460*	0,00	0,01
EPA3	1	16,4	0,129	7,30	7,88	0,084	6,8	0,060	0,00	0,00
EPA4	4	16,1	NA	7,13	9,02	NA	361,0*	0,040	0,00	0,01
2ª Amostragem										
	E	T	CE	pH	OD	TDS	TB	PT	NO ₂	NH ₃
A1	1	11,7	0,144	6,64	9,26	0,094	40,6	0,003	0,00	0,08
A2	1	11,7	0,119	6,17	7,70	0,078	0,1	0,097	0,00	0,02
A3	4	11,0	0,118	6,13	9,03	0,077	2,7	0,951*	0,01	0,20
B1	4	11,9	0,147	6,46	3,34*	0,095	4,2	0,090	0,00	0,15
B2	4	11,1	0,146	6,18	0,83*	0,095	15,3	0,126	0,00	0,23
EPA1	4	11,6	0,368	6,10	5,38	0,239	26,1	1,730*	0,01	17,50*
EPA2	4	12,0	0,159	6,34	7,67	0,103	4,1	0,330*	0,03	0,23
EPA3	3	12,1	0,102	6,45	4,46*	0,066	6,3	0,030	0,00	0,21
EPA4	1	11,7	0,108	6,16	7,66	0,070	13,4	0,030	0,01	0,17
3ª Amostragem										
	E	T	CE	pH	OD	TDS	TB	PT	NO ₂	NH ₃
A1	1	17,23	0,091	6,45	9,11	0,059	12,2	0,005	0,05	0,07
A2	2	18,77	0,085	7,06	5,80*	0,056	14,8	0,020	0,01	0,15
A3	1	16,82	0,086	5,90	8,30	0,056	39,4	0,020	0,02	0,16
B1	1	19,94	0,078	6,46	8,64	0,051	18,8	0,075	0,00	0,45
B2	4	19,08	0,082	6,68	2,96*	0,054	19,5	0,124	0,02	0,65
EPA1	4	18,07	0,099	6,53	7,80	0,065	36,1	0,250*	0,23	0,77
EPA2	4	18,65	0,099	6,65	8,98	0,064	22,8	0,564*	0,04	0,03
EPA3	1	20,57	0,077	6,73	6,64	0,050	11,6	0,070	0,03	0,26
EPA4	1	19,64	0,075	6,65	8,48	0,049	10,7	0,050	0,01	0,22
4ª Amostragem										
	E	T	CE	pH	OD	TDS	TB	PT	NO ₂	NH ₃
A1	4	21,36	0,139	6,89	3,22*	0,09	6,5	0,030	0,01	0,05
A2	4	21,16	0,128	6,57	3,97*	0,083	48,6	0,020	0,01	0,21
A3	4	21,56	0,165	7,36	3,66*	0,108	9,9	0,030	0,01	0,15
B1	4	23,42	0,252	7,54	2,96*	0,164	4,6	0,170*	0,00	0,38
B2	4	23,89	0,222	7,36	0,00*	0,144	53,4	0,620*	0,00	0,66
EPA1	4	21,97	0,226	6,77	1,13*	0,147	20,8	0,590*	0,33	2,99
EPA2	4	22,43	0,139	7,19	4,73	0,090	14,7	0,260*	0,01	0,13
EPA3	4	24,94	0,168	7,10	1,49*	0,109	25,6	0,040	0,01	0,36
EPA4	4	23,00	0,179	7,30	0,00*	0,116	17,7	0,110	0,02	0,26

* Indica os parâmetros que determinaram a classe do trecho em cada amostragem.

O fósforo também foi limitante para classificação como classe 3 no EPA4 e classe 4 nos pontos B1, B2, EPA1 e EPA2 na 4ª coleta. Já o ponto A3, apresentou uma elevada concentração de fósforo (0,951 mg/L) na 2ª coleta, sendo enquadrado na classe 4.

O B1 teve baixo oxigênio dissolvido na 2ª e 4ª coleta, enquanto o B2

apresentou pouco OD em todas as coletas, sendo que o aumento na 3ª coleta foi alcançado, provavelmente, devido às chuvas no período (Tabela 3).

No EPA1, o fósforo foi o fator limitante para classe 4 em todas as coletas, chegando a alcançar 1,736 mg/L (2ª coleta) e mínimo 0,253 mg/l (3ª coleta). Na 2ª coleta, também teve um alto valor para o nitrogênio amoniacal, chegando a 17,5 mg/l.

A amônia, resultado do processo de decomposição de matéria orgânica nos rios e riachos, é altamente tóxica para a fauna aquática, no entanto, a atividade bacteriana pode transformar a amônia em nitrito e nitrato, aumentando o consumo de oxigênio dissolvido do meio, o que pode afetar a vida aquática (PEREIRA, 2010). Isto pode ser observado no EPA1 (2ª coleta), indicando que neste período o volume de matéria orgânica lançada nesse ponto era maior do que o que poderia ser transformado pelo processo de nitrificação.

Segundo Araújo e Oliveira (2013), o nitrito geralmente é a forma química de nitrogênio menos encontrada na água por apresentar instabilidade na presença de oxigênio. Neste trabalho, o nitrito se manteve dentro do limite estabelecido pelo CONAMA em todas as amostragens.

Na 1ª coleta o EPA1 e EPA4 apresentaram valores elevados para turbidez (109 e 361 NTU, respectivamente), pois havia chovido no dia anterior à coleta (quando ocorreu a máxima do período), enquadrando-o na classe 4.

Para Cardoso e Novaes (2013), a erosão das margens dos rios em estações chuvosas e o transporte de sedimentos das vertentes até os cursos d'água por escoamento superficial, por exemplo, intensificados pelo mau uso do solo, são fenômenos que resultam no aumento da turbidez das águas. Além disso, no caso do EPA4, havia recebimento de escoamento da estrada, o que também pode ter contribuído para este aumento de turbidez.

No EPA2, além do oxigênio na 4ª coleta (que limitou em classe 3), o fósforo foi o parâmetro que não se manteve nos limites estabelecidos para classe 1, apresentando valor mínimo de 0,334 mg/L (2ª coleta) e máximo de 0,56 mg/L (3ª coleta), e isto pode ser observado na Tabela 5.

No EPA3, o parâmetro OD foi delimitante para a classe 3 na 2ª coleta, com 4,46 mg/L.

Na 4ª coleta o EPA 4, assim como o B2, apresentou 0 mg/L de oxigênio dissolvido. A possível justificativa pode ser atribuída à localização destes pontos,

que são a jusante da bacia, numa região mais plana, caracterizados por lentidão do fluxo, juntamente com o período de pouca precipitação, que diminuiu o volume e vazão de água, diminuindo a oxigenação provocada pela turbulência da água. Para Krupek et al. (2008), a velocidade da correnteza é um forte influenciador dos níveis de oxigênio dissolvido na água, pois causa uma turbulência capaz de aumentar a solubilidade e disponibilidade deste parâmetro.

Por se tratar de uma região agrícola, supõe-se que a entrada de nutrientes (nitrogênio e fósforo) se dê de forma difusa, como ocorreu em vários dos trechos analisados. Segundo Quevedo e Paganini (2011), a carga difusa é a principal fonte de fósforo e nitrogênio na água, devido aos processos erosivos da bacia e à decomposição dos organismos aquáticos e do material vegetal.

Em casos como o A3 (2ª coleta), a alta carga de fósforo ocorreu de forma única e exclusiva, indicando algum evento mais pontual no trecho, mas que ocorreu apenas naquele período.

No EPA 1, na 2ª coleta, percebe-se claramente os altos níveis de fósforo e nitrogênio acompanhados de uma maior condutividade e sólidos dissolvidos totais, além de oxigênio reduzido em relação ao próximo ponto (EPA2) do arroio. Deve-se considerar que o EPA1, além de atividade agrícola em seu entorno, localiza-se abaixo de um frigorífico que também pode estar contribuindo com a baixa qualidade da água, pois de acordo com a CETESB (2017) esta atividade pode causar quantidades excessivas de nutrientes.

Segundo Oliveira e Henkes (2013), a elevada carga orgânica (fósforo e nitrogênio) existente nos despejos de efluentes orgânicos, colabora com a redução de oxigênio dissolvido nos corpos hídricos, e este pode então funcionar como um indicador de poluição por matéria orgânica. Portanto, no EPA1, pode estar havendo um comprometimento da qualidade da água em virtude de eventuais despejos realizados pelo frigorífico.

A Figura 14 representa o enquadramento nas classes de uso dos trechos em cada uma das amostragens, conforme Resolução CONAMA 357/2005, a partir dos valores obtidos para os parâmetros analisados. É possível perceber que, com exceção dos pontos B2, EPA1 e EPA2, que sempre se mantiveram na classe 4, os parâmetros não se mantêm na mesma classe ao longo das coletas.

Isto pode estar relacionado com a precipitação e com o uso do solo no entorno dos trechos estudados, corroborando com Paula, Benedetti e Filho

(2016), que perceberam em seu estudo uma forte relação das alterações das variáveis limnológicas com as alterações de uso do solo, aliados à precipitação.

A terceira coleta, por exemplo, obteve melhores enquadramentos provavelmente devido à alta precipitação do período antecedente à amostragem, causando diluição dos poluentes e, conseqüentemente, melhor qualidade da água. O oposto foi observado na última coleta, que apresentou o pior enquadramento devido ao período de seca em que a região se encontrava.

Com pouco volume de água nos canais, a reaeração foi comprometida e as concentrações de oxigênio ficaram nos limites de classe 3 no EPA3 e 4 para todos os outros pontos. Além disso, com a baixa vazão, há dificuldade em diluir os poluentes (OLIVEIRA et al., 2008), causando uma concentração de substâncias e resíduos orgânicos que sofrem decomposição pelos microorganismos, que na respiração usam o oxigênio, diminuindo ainda mais a disponibilidade desta variável (GUIMARÃES; RODRIGUES, 2012).

Enquadramento dos trechos

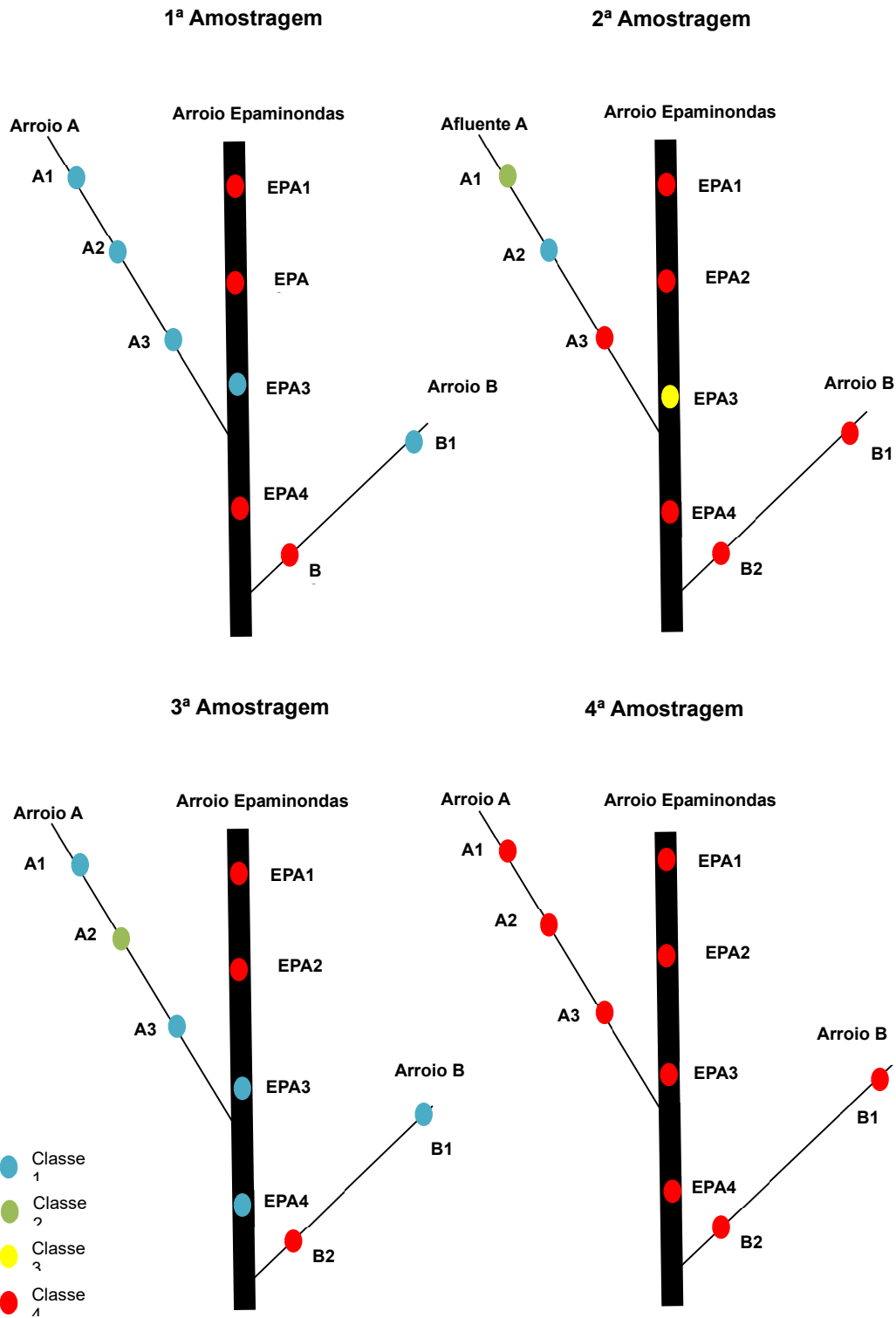


Figura 14 - Enquadramento dos trechos nas classes de uso da água, conforme resolução 357/2005, CONAMA.

A partir da Tabela 5 percebe-se que o fósforo foi um dos elementos que mais se destacou como limitante para classes de enquadramento 3 e 4. O transporte deste elemento através das águas é essencial para o seu ciclo, sendo seu comportamento em rios dependentes do nível e intensidade das contribuições. Porém, quando estes aportes ocorrem de maneira excessiva causam a presença prejudicial do fósforo no meio ambiente podendo assim desencadear processos de eutrofização, o que pode impossibilitar os diversos usos, impedindo até sua utilização para abastecimento público (QUEVEDO; PAGANNINI, 2011).

A barragem Santa Bárbara vem sofrendo processo de eutrofização, acarretando problemas ao SANEP para realização de tratamento de água visando a potabilidade para o abastecimento humano. Este processo está ligado ao aporte de efluentes agrícolas, domésticos e industriais, carreados pelos afluentes contribuintes (PIEDRAS, et al., 2006), inclusive a bacia em questão.

No presente trabalho, foram encontrados cinco níveis de estado trófico nos arroios estudados, sendo eles Ultraoligotrófico, Oligotrófico, Mesotrófico, Eutrófico e Hipereutrófico.

Em geral, foram verificados os melhores resultados no arroio A em relação à qualidade da água, com melhores enquadramentos nas classes de uso e melhores estados de trofia (Tabela 6). Este arroio foi o que esteve mais estável em relação aos parâmetros analisados.

O A1 manteve-se em estados ultraoligotrófico e oligotrófico em todas as coletas. Na 2ª coleta observou-se uma piora no estado de trofia (A2 e A3), e nas classes de enquadramento, chegando à classe 4, indicando um aumento no aporte de nutrientes neste período, provavelmente em virtude da precipitação do dia anterior. Já na 3ª coleta estes pontos apresentaram uma melhora nas condições da água, retornando à classe 1 e ao estado oligotrófico.

A 4ª coleta, apesar do enquadramento na classe 4 devido à pouca concentração de oxigênio, os pontos apresentaram bons estados de trofia, sugerindo que essa queda no OD esteja relacionada à estiagem e não à entrada de material orgânico.

Portanto, as variações mais importantes foram em relação ao aumento de fósforo nos pontos A2 e A3 (Tabela 5) na 2ª coleta e à baixa concentração de oxigênio na 4ª coleta, sendo que ambos os eventos podem estar associados à

alta e baixa precipitação. Assim, percebe-se que o arroio A se encontra em boas condições de qualidade de água, conseguindo recuperar-se de estressores que ocorram eventualmente.

Tabela 6 - Classes de enquadramento (E), estado trófico (ET) e oxigênio dissolvido (OD, mg L⁻¹) obtidos nas amostragens do Arroio A.

Auto depuração do Arroio A			
Pontos	1ª Coleta		
	E	ET	OD
A1	1	O	7,38
A2	1	O	7,71
A3	1	O	7,32
2ª Coleta			
	E	ET	OD
A1	2	U	9,26
A2	1	E	7,70
A3	4	H	9,03
3ª Coleta			
	E	ET	OD
A1	1	U	9,11
A2	2	O	5,80
A3	1	O	8,30
4ª Coleta			
	E	ET	OD
A1	4	O	3,22
A2	4	O	3,97
A3	4	O	3,66

Onde: O=Oligotrófico; U=Ultraoligotrófico; E=Eutrófico; H=Hipereutrófico.

O Arroio B apresentou-se em estado eutrófico e hipereutrófico durante as amostragens realizadas (Tabela 7).

O Ponto B1 foi eutrófico em todas as coletas. Apresentou variações na qualidade da água ficando com enquadramento nas classes 1 e 4, sendo esta última devido à pouca concentração de oxigênio na 2ª e 4ª coletas, além da concentração elevada de fósforo, também na 4ª coleta.

Quanto ao B2, apresentou além do estado eutrófico, o hipereutrófico (4ª coleta) e qualidade da água em classe 4 em todo o período de amostragens, sendo este o ponto mais crítico em relação à qualidade da água entre todos os outros analisados na bacia.

Neste ponto, não foi verificada a capacidade de autodepuração, porém a queda no oxigênio dissolvido no decorrer do percurso pode estar indicando uma maior demanda dos microorganismos na tentativa de decompor os poluentes.

Além disso, ressalta-se que este é um arroio localizado em região mais baixa e com pouca variação de relevo. Portanto, pode ser que o processo de reaeração esteja ocorrendo de forma mais lenta devido ao baixo fluxo do curso d'água. De qualquer forma, esta é a característica deste arroio e ações de gestão e conservação ambiental são necessárias para que o mesmo, dentro destas características, possa promover a melhoria na qualidade da água por depuração de poluentes, e que estes não ultrapassem sua capacidade de recuperação.

Tabela 7 - Classes de enquadramento (E), estado trófico (ET) e oxigênio dissolvido (OD, mg L⁻¹) obtidos nas amostragens do Arroio B.

Auto depuração do Arroio B			
Pontos	1ª Coleta		
	E	ET	OD
B1	1	E	6,78
B2	4	E	0,30
2ª Coleta			
	E	ET	OD
B1	4	E	3,34
B2	4	E	0,83
3ª Coleta			
	E	ET	OD
B1	1	E	8,64
B2	4	E	2,96
4ª Coleta			
	E	ET	OD
B1	4	E	2,96
B2	4	H	0,00

Onde E=Eutrófico; H=Hipereutrófico.

Com relação ao arroio Epaminondas, nota-se que a qualidade da água melhora no decorrer do curso, tendo este fato ocorrido em todos os períodos de amostragens (Tabela 8).

O ponto EPA1, que é o ponto mais a montante, apesar de encontrar-se em bom estado de conservação, apresentou os piores resultados para qualidade da água em todos os períodos, mantendo-se com classe 4 e estado hipereutrófico. Isto provavelmente ocorra devido à proximidade do ponto com um matadouro, indicando uma possível entrada de efluente próximo ao trecho.

O EPA2 apresentou classe 4 em todas as coletas, com variações no enriquecimento por nutrientes entre estado hipereutrófico e eutrófico.

Ainda em relação ao EPA2, percebe-se que este trecho pode ser considerado importante para o processo de autodepuração, pois sempre se

verificou uma boa reaeração do curso em relação ao trecho anterior.

Já no EPA3 percebe-se uma melhora no estado de trofia, ficando com variações entre eutrófico e mesotrófico, não mais aparecendo o estado hipereutrófico neste trecho do rio. Na 2^a, 3^a e 4^a coletas, o trecho apresentou uma queda de OD, juntamente com melhora do estado trófico em relação ao ponto anterior, que pode estar relacionada ao processo de decomposição e degradação dos poluentes, indicando uma possível zona de recuperação.

O estado mesotrófico manteve-se na 1^a, 2^a e 3^a coletas do EPA4, que é o ponto mais a jusante do arroio Epaminondas, indicando a capacidade do rio de depurar os nutrientes no decorrer do seu curso. Cabe aqui ressaltar que neste ponto já houve a confluência com o arroio A. Na 4^a coleta encontrou-se em estado eutrófico, provavelmente devido ao baixo volume e vazão de fluxo, dificultando a diluição dos poluentes.

Em relação ao oxigênio, percebe-se uma reaeração no sentido montante-jusante, com exceção da 4^a coleta.

Assim, é notável a capacidade de depuração do arroio Epaminondas, porém é preocupante a situação da qualidade da água à montante, pois afeta diretamente a qualidade nos trechos de jusante do arroio.

Tabela 8 - Classes de enquadramento (E), estado trófico (ET) e oxigênio dissolvido (OD, mg L⁻¹) obtidos nas amostragens do Arroio Epaminondas.

Auto depuração do Arroio EPA			
Pontos	1ª Coleta		
	E	ET	OD
EPA1	4	H	5,30
EPA2	4	H	7,16
EPA3	1	E	7,88
EPAA4	4	M	9,02
2ª Coleta			
	E	ET	OD
EPA1	4	H	5,38
EPA2	4	E	7,67
EPA3	3	M	4,46
EPAA4	1	M	7,66
3ª Coleta			
	E	ET	OD
EPA1	4	H	7,80
EPA2	4	H	8,98
EPA3	1	E	6,64
EPAA4	1	M	8,48
4ª Coleta			
	E	ET	OD
EPA1	4	H	1,13
EPA2	4	E	4,73
EPA3	4	M	1,49
EPAA4	4	E	0,00

Onde H=Hipertrófico; E=Eutrófico; M=Mesotrófico

Em geral, os resultados obtidos sugerem que a bacia em estudo possui capacidade de autodepuração nos arroios A e EPA, e indicam que o arroio B encontra-se em condições preocupantes. Embora tenham sido analisados apenas dois pontos neste arroio, este não apresentou melhora na qualidade entre os trechos 1 e 2 em nenhuma das amostragens. As elevadas concentrações de fósforo no trecho B2 demonstram que este arroio está sofrendo uma pressão, que provavelmente esteja ultrapassando seu limite de resiliência e comprometendo sua capacidade como prestador de serviços ecossistêmicos.

Por estar em região plana, configurando um curso de fluxo lento, há uma maior dificuldade em degradar e decompor os poluentes. De acordo com Sant'Anna Jr (2010) quanto maior a velocidade e agitação do curso d'água, maior

será dissipação do oxigênio, influenciando na autodepuração deste arroio.

Ainda, a queda no oxigênio do trecho B1 para o B2 pode também estar relacionada também com uma alta atividade de organismos decompositores. Deve-se considerar também a entrada de sedimentos e nutrientes no curso d'água, visto que há produção agrícola e pouca mata ciliar no entorno deste arroio, causando assoreamento e eutrofização.

4.2 Condição de hábitats

A manutenção dos hábitats no leito é de fundamental importância para a comunidade aquática. A erosão e o assoreamento são fatores que prejudicam esta manutenção, pois com a entrada de sedimentos no leito a diversidade dos hábitats é diminuída, bem como a lâmina d'água, afetando o curso d'água de várias formas negativas (CIONEK; BEAURMORD; BENEDITO, 2011, RODRIGUES; MALAFAIA, CASTRO, 2010; BERKMAN; RABENI, 1987) e prejudicando a prestação de serviços ecossistêmicos.

O protocolo de avaliação rápida de hábitats (PAR) em cada período de amostragem indicou que a condição de hábitats permaneceu a mesma ao longo do tempo estudado, variando apenas espacialmente (Tabela 9). Observam-se algumas alterações nos valores obtidos no protocolo entre as coletas, porém sem influenciar a caracterização da condição dos hábitats e sua categorização.

Tabela 9 - Resultados obtidos na aplicação do protocolo de avaliação rápida de hábitats.

Protocolo de avaliação rápida de hábitats								
Pontos	Coletas							
	1ª		2ª		3ª		4ª	
	Valor	Condição	Valor	Condição	Valor	Condição	Valor	Condição
A1	122	B	121	B	111	B	92	B
A2	106	B	106	B	103	B	91	B
A3	64	R	64	R	64	R	71	R
B1	54	R	54	R	48	R	32	R
B2	49	R	49	R	45	R	44	R
EPA1	133	O	132	O	126	O	102	O
EPA2	56	R	56	R	53	R	48	R
EPA3	91	B	91	B	84	B	74	B
EPA4	71	R	71	R	70	R	41	R

Onde: (B) Bom, (R) Regular, (O) Ótimo.

O trecho EPA1 foi o único que apresentou condição ótima pela avaliação do PAR, apesar de que os resultados para qualidade de água neste trecho foram

os piores observados durante o estudo. Ou seja, apesar das alterações nas variáveis limnológicas abióticas, não houve transformação perceptível na estruturação do habitat, mantendo-se em estado conservado.

Esta condição ótima se deu pela boa preservação da mata ciliar, proporcionando uma melhor estabilidade nas margens e disponibilização de material orgânico de origem vegetal no leito do arroio. Isto, juntamente com a minimização dos processos de erosão e assoreamento, possibilitou uma maior diversidade de habitats para a fauna aquática.

Silva (2007) observou que locais preservados obtêm menores concentrações de amônia e fósforo e presença de organismos mais sensíveis, em contraponto aos resultados encontrados para o trecho EPA1. Os resultados observados estão provavelmente relacionados com entrada de efluente a montante do local amostrado. Porém a boa condição dos habitats nesse trecho pode ter possibilitado a melhora na qualidade da água para os trechos a jusante (EPA2, EPA3 e EPA4).

Os pontos do A1 e A2 tiveram boa condição de habitats, ao mesmo tempo em que tiveram melhores qualidades de água, com parâmetros dentro dos limites para classes 1 e 2 (com exceção da 4ª amostragem, que obteve baixa concentração de oxigênio dissolvido devido à estiagem do período), e capacidade de depuração do arroio. Estes trechos apresentavam proteção vegetal por mata ciliar, embora fosse possível verificar clareiras de origem antrópica. De qualquer forma, permitiu uma boa estabilidade nas margens, com poucos focos de processos erosivos e assoreamento, porém com menor diversidade de habitats no leito devido à deposição de sedimentos, embora em pouca quantidade.

Ambos os trechos do arroio B apresentaram condição regular devido ao maior soterramento de substrato, causando uma homogeneização dos habitats. Além disso, no B1 havia uma barragem feita com sacos de areia para fins recreativos dos donos da propriedade, e no B2 havia uma ponte e presença de lixo, configurando alterações antrópicas.

O ponto EPA2 apresentou condição regular devido à ausência de vegetação ciliar na margem esquerda, o que causou desbarrancamento das margens. O EPA3 e EPA4 apresentaram alterações antrópicas devido à existência de pontes. Porém o primeiro tinha boa proteção vegetal, que

possibilitou maior diversidade de hábitats no leito, configurando boa condição, enquanto o segundo, além de pouca mata ciliar, continha presença de lixo, definindo o trecho como condição regular.

4.3 Comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Foi coletado um total de 11272 organismos da comunidade bentônica nos trechos dos arroios estudados, com uma riqueza de 38 táxons. A 4ª coleta representou mais de 40% da abundância total, com 4511 organismos coletados, seguida pela 2ª coleta (4046), 1ª (1890) e 3ª (825).

A maior abundância ocorreu na estação seca, e a menor na estação chuvosa, sendo possível verificar a influência sazonal na composição da comunidade bentônica. As diferenças em períodos secos e chuvosos, segundo Hauer e Resh (1996), alteram as características do substrato, disponibilidade de alimento e refúgio, influenciando na distribuição da comunidade bentônica em seu habitat. Além disso, no período chuvoso há um aumento do volume d'água, que pode ocasionar um arraste dos organismos. Ribeiro e Uieda (2005) também verificaram menores abundâncias atribuídas ao período chuvoso, assim como Ramos et al. (2017) e Pimenta et al. (2016).

Durante a época seca, os arroios alteraram suas estruturas, predominando fluxo lento e trechos homogêneos. De acordo com Cruz, Teshima e Cetra (2013), esta perda de hábitats complexos pode acarretar o predomínio de espécies generalistas e oportunistas. Este fato pode ser observado, pois houve abundância de táxons tolerantes, principalmente da família Chironomidae, que apresentou 3375 organismos, representando mais de 74% da abundância da 4ª coleta, com dominância nos pontos A3 (1766) e EPA1 (686). Além disso, se observou a presença em abundância de organismos da família Chaoboridae nos pontos B1 e B2. Considerado como predador e tolerante a poluição, estes organismos aproveitaram a situação de represamento da água nestes pontos, devido ao baixo volume d'água nesta amostragem, para encontrar suas presas. Os resultados bióticos gerais da 1ª e 2ª coletas podem ser observados na Tabela 10 e os da 3ª e 4ª, na Tabela 11.

Na 2ª coleta o trecho EPA1 apresentou 2541 organismos, sendo 1575 da família Simuliidae e 933 da família Chironomidae, demonstrando uma grande abundância comparada aos outros trechos, porém com baixa riqueza.

Tabela 10 -Resultados bióticos da comunidade bentônica, com grupos tróficos funcionais (GTF), abundância e riqueza, para a 1ª e 2ª coletas.

Táxons	GTF	1ª COLETA								2ª COLETA									
		A1	A2	A3	B1	B2	EPA1	EPA2	EPA3	EPA4	A1	A2	A3	B1	B2	EPA1	EPA2	EPA3	EPA4
Acari	PR																		
Crustacea																			
Aeglidae	FR	10	1					2	3	6	1							6	
Hyalellidae	CO																		
Talitridae	CO														1				
Ostracoda	RP			1	3	2							1	3	5				
Collembola	CO																		
Coleóptera																			
Dystiscidae	PR																		
Elmidae	CO	2	5		1	3			1	4	1	3		1	1			1	4
Gyrinidae	PR																		
Diptera																			
Ceratopogonidae	PR							2											
Chaboridae	PR																		
Chironomidae	GE	81	79	45	137	32	598	26	20	40	34	66	103	205	53	933	91	18	70
Culicidae	FIL															28			
Psychodidae	CO						4							1					
Simuliidae	FI		4	42			240	10	3	1	3	106	10	13	7	1575	54		7
Tabanidae	GE										3			1					
Tipulidae	CO											1	1						
Efemeróptera																			
Baetidae	RP	5		9	7	19	1	9	1	179		1	20	55	34		70	5	63
Caenidae	CO	1		1	8	3	4	7	2	9	7		1	12	1		1		2
Leptophlebiidae	CO										3	1							
Gastropoda																			
Ampularidae	RP					3													
Hidrobiidae	RP																		
Lymnaeidae	RP		2		17	15		3			3	10	5	128				1	
Planorbidae	RP				1									1	3				
Physidae	RP						1												
Hirudinida	PR				14	19	11		2					22		4			
Lepidoptera																			
Pyralidae	FR																		
Odonata																			
Calopterygidae	PR					1	10	2		2		1							1
Coenagrionidae	PR																		
Cordulidae	PR										1								
Gomphidae	PR	4								3	5		2				3		2
Libellulidae	PR	1		1			6	3				1		1	1		1		
Plecoptera																			
Gripopterygidae	FR													1					
Perlidae	PR			5	3				21	64	31	1	22		6		1	4	66
Trichoptera																			
Polycentropodidae	FI							1			3	1					1		
Hydropsychidae	FI		1					1			13	5	1				6		
Xyphocentronidae	CO											1							
Abundância		104	92	104	191	97	875	66	53	308	108	198	168	445	108	2541	228	35	215
Riqueza		7	6	7	9	9	9	11	8	9	14	13	12	13	8	6	10	6	8

Onde PR=Predador, FR=Fragmentador, CO=Coletor, RP=Raspador,GE=Generalista, FI=Filtrador.

Tabela 11 - Resultados bióticos da comunidade bentônica, com grupos tróficos funcionais (GTF), abundância e riqueza, para a 3ª e 4ª coletas.

Táxons	GTF	3ª COLETA								4ª COLETA									
		A1	A2	A3	B1	B2	EPA1	EPA2	EPA3	EPA4	A1	A2	A3	B1	B2	EPA1	EPA2	EPA3	EPA4
Acari	PR		1	1															
Crustacea																			
Aeglidae	FR			1		1	1		2	1	3	4	4				1	1	
Hyalellidae	CO					1								3					
Talitridae	CO					1				1				3					
Ostracoda	RP			2		1								1		9			
Collembola	CO			1	3	2													
Coleóptera																			
Dystiscidae	PR																	1	
Elmidae	CO	9	2			19		1	1	1	2	13	8		7		6		21
Gyrinidae	PR			1															
Díptera																			
Ceratopogonidae	PR																		1
Chaboridae	PR													133	111				
Chironomidae	GE	34	47	30	14	56	71	26	6	20	203	191	1766	156	12	686	287	41	33
Culicidae	FIL																		
Psychodidae	CO																		
Simuliidae	FI	17	8	2	5	3	29	7	6	2	1							2	
Tabanidae	GE												4	0				2	
Tipulidae	CO	1	1			1						5							5
Efemeróptera																			
Baetidae	RP	20	3	21	71	34	45	4	31	32	135	1	16					15	
Caenidae	CO		1	2	1	13	1		1	1	21	45	37	1	2	8	225	42	46
Leptophlebiidae	CO	7		5															
Gastropoda																			
Ampularidae	RP																		
Hidrobiidae	RP							2											
Lymnaeidae	RP	1	3	4				2		1		3	2	2	1		4		7
Planorbidae	RP			1		1		1							1	1	1		
Physidae	RP																		
Hirudinida	PR													1		92	2		
Lepidoptera																			
Pyralidae	FR		2	2														4	
Odonata																			
Calopterygidae	PR	1											1		1		3		
Coenagrionidae	PR												1				1		
Cordulidae	PR																		
Gomphidae	PR	2						3			6	2	4					5	
Libellulidae	PR						1				1				1	1			
Plecoptera																			
Gripopterygidae	FR	2		1					2	1									
Perlidae	PR	22	1		3		1		1	24					3				
Trichoptera																			
Polycentropodidae	FI	1									1	9	3					5	
Hydropsychidae	FI	1	1	3			1				19		3						
Xyphocentronidae	CO																		
Abundância		118	70	77	97	133	150	46	50	84	392	273	1849	300	138	798	565	84	112
Riqueza		13	11	15	6	12	8	8	8	10	10	9	12	8	8	7	17	3	5

Onde PR=Predador, FR=Fragmentador, CO=Coletor, RP=Raspador, GE=Generalista, FI=Filtrador.

A abundância e riqueza obtidas por coletas podem ser observadas na Figura 15 e Figura 16.

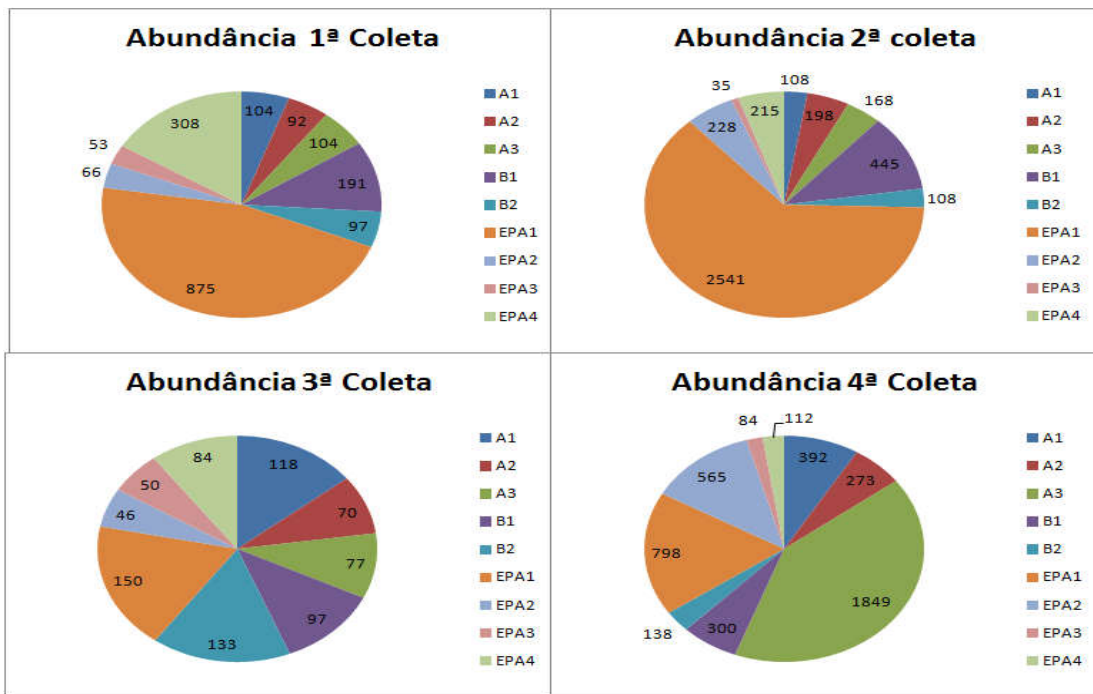


Figura 15 - Abundância obtida nas amostragens realizadas.

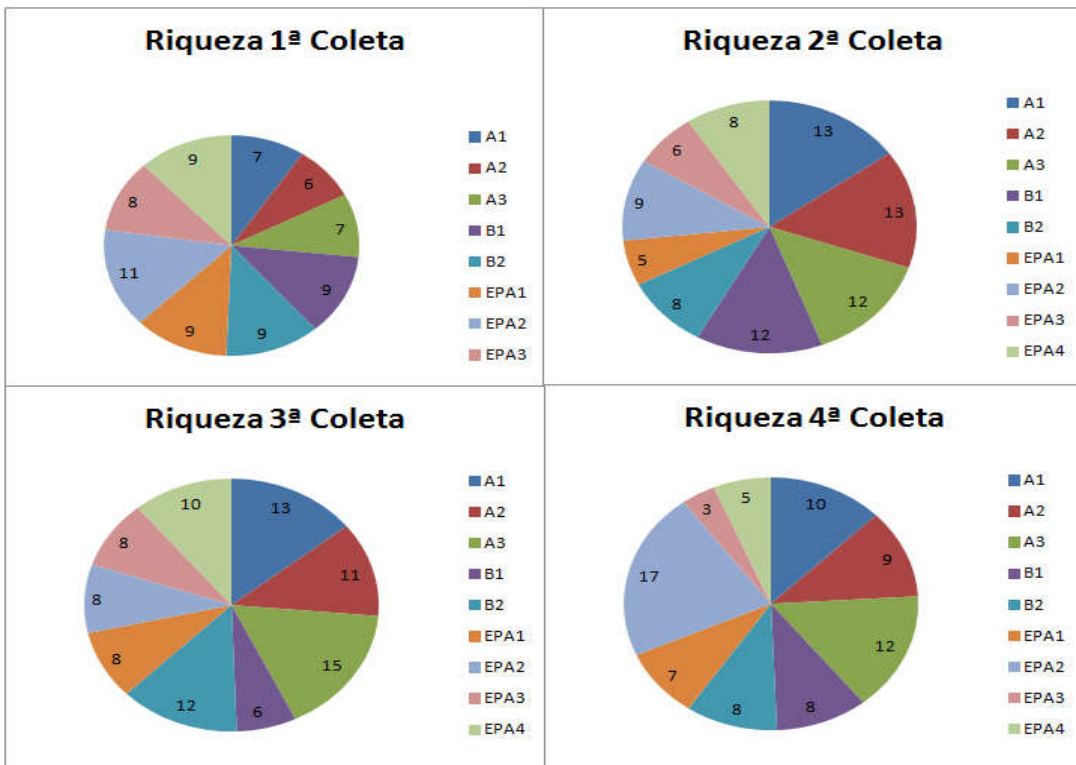


Figura 16 - Riqueza obtida nas amostragens realizadas.

Embora com pior qualidade da água, o EPA1 apresentou as maiores abundâncias. Com maior eutrofização e concentrações de amônia, organismos tolerantes como Chironomidae e Simuliidae, da ordem das dípteras, foram os responsáveis pelas altas abundâncias neste trecho.

Segundo Cardoso e Novaes (2013), estes organismos são mais resistentes à degradação ambiental. Portanto, sua dominância no ambiente indicará forte perturbação na qualidade da água no trecho em análise. Além disso, traz consequências para a população de seu entorno visto que os mesmos são vetores de doenças, como é o caso de Simuliidae, conhecido popularmente como mosquito borrachudo.

Assim, percebe-se que a avaliação da abundância de forma isolada não é eficaz para indicar boa condição ambiental, visto que as maiores abundâncias ocorreram nos ambientes de pior qualidade de água. Isto gerou dominância de táxons resistentes, causando homogeneidade na funcionalidade do ecossistema, podendo comprometer alguns processos ecológicos.

A riqueza apresentou melhor distribuição nos pontos, porém as famílias encontradas em cada ponto tiveram variações. Este fato está relacionado com as condições ambientais dos trechos, distribuindo as famílias conforme sua tolerância. Isto pôde ser observado a partir da aplicação do índice BMWP

Na Tabela 12 são mostrados os dados obtidos para o índice BMWP, sendo que a categoria “Duvidosa” foi a melhor obtida, devido a presença de organismos mais sensíveis nestes locais.

Tabela 12 -Resultado do índice BMWP para todos os trechos durante as amostragens.

ÍNDICE BMWP				
	1ª C	2ª C	3ª C	4ª C
A1	Muito Poluído	Duvidoso	Duvidoso	Poluído
A2	Muito Poluído	Duvidoso	Poluído	Poluído
A3	Muito Poluído	Poluído	Poluído	Poluído
B1	Muito Poluído	Poluído	Muito Poluído	Muito Poluído
B2	Muito Poluído	Poluído	Poluído	Muito Poluído
EPA1	Poluído	Fortemente Poluído	Poluído	Muito Poluído
EPA2	Poluído	Poluído	Muito Poluído	Duvidoso
EPA3	Muito Poluído	Muito Poluído	Poluído	Fortemente Poluído
EPA4	Poluído	Poluído	Poluído	Muito Poluído

As variações dentro do mesmo ponto indicam alterações nos grupos taxonômicos encontrados, em função das condições do ambiente, embora muitas vezes a riqueza não tenha variado (Figura 16). Ambientes bem oxigenados indicam boa condição ambiental e possibilitam a sobrevivência de organismos mais sensíveis, o que acaba elevando a pontuação do BMWP, causando este efeito positivo entre estas variáveis.

As análises multivariadas, a partir da matriz de Sorensen para presença e ausência (Figura 17) e matriz de Bray-Curtis para abundância (Figura 18), mostrou que as variáveis OD, pH, Amo e IET foram relacionadas com a composição da comunidade bentônica dos trechos analisados.

Famílias como Xyphocentronidae, Hydropsychidae, Polycentropodidae e Pyralidae (ordens Trichoptera e Lepidoptera) foram influenciadas pelo oxigênio, Hirudinida (Annelida), Culicidae, Psychodidae (Díptera) e Physidae (Gastropoda) pelo IET e amônia. A família Chaoboridae foi estritamente relacionada com o pH, porém apareceu uma única vez em todas as coletas.

Corroborando com os resultados de influência do oxigênio, em estudo de Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008), diversos grupos de macroinvertebrados bentônicos apresentaram baixa tolerância a níveis reduzidos de oxigênio assim como Colpo et al. (2009), no qual o oxigênio apresentou correlação positiva com os macroinvertebrados bentônicos.

O aporte de nutrientes e matéria orgânica causa diminuição nas concentrações de oxigênio dissolvido, sendo que para Moreno e Callisto (2004), as variáveis fósforo e nitrogênio amoniacal costumam ser inversamente proporcionais às concentrações de oxigênio, e isto foi observado nesta bacia.

Assim, locais com piores estados de eutrofização e maiores aportes de nutrientes, favoreceram apenas os organismos mais tolerantes, como Hirudinida, Culicidae, Psychodidae, Physidae, entre outros. Isto pode comprometer o equilíbrio da estrutura da comunidade bentônica e a prestação dos seus serviços ecossistêmicos.

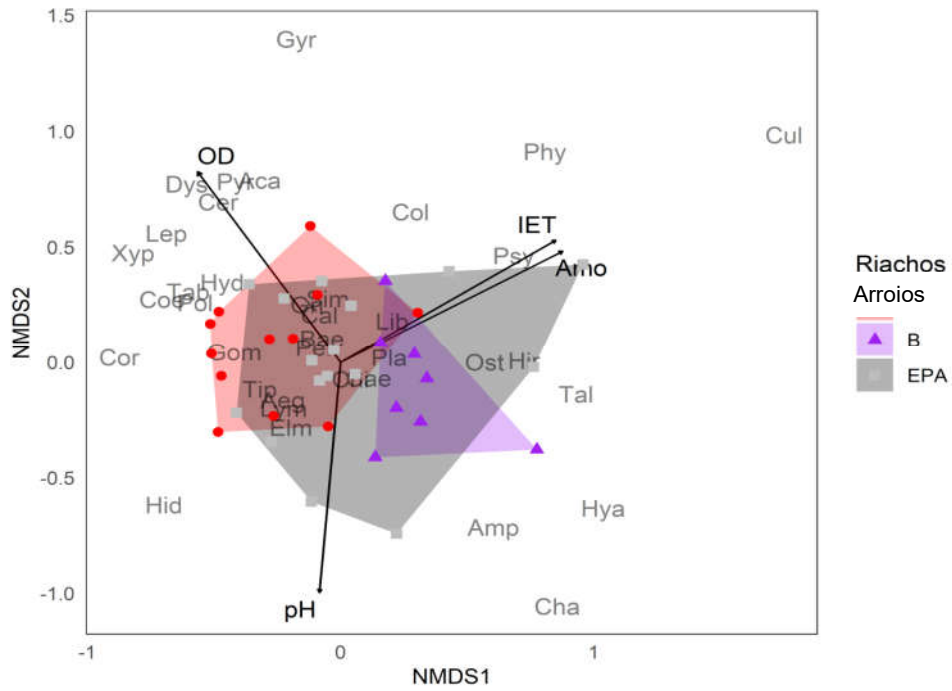


Figura 17 - Análise Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) para a variável presença e ausência dos táxons.

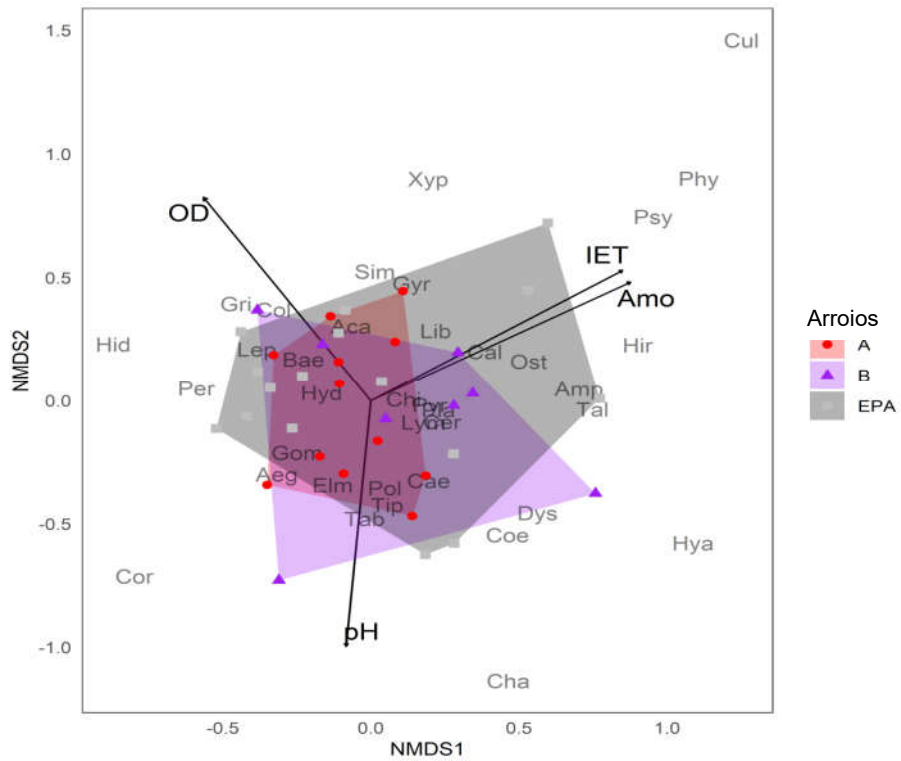


Figura 18 - Análise Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) para a variável abundância dos táxons.

Os organismos bentônicos participam ativamente da decomposição da matéria orgânica, desempenham um papel fundamental na degradação do material alóctone (SANTOS; RODRIGUES, 2015) e integram a cadeia alimentar. Portanto, para uma boa manutenção de serviços ecossistêmicos no ambiente aquático, é necessária uma composição diversa da comunidade bentônica que promova essas funcionalidades.

Quanto aos grupos tróficos funcionais, foram encontrados generalistas, fragmentadores, coletores, filtradores, predadores e raspadores (Figura 19). Verificou-se uma predominância de generalistas, representados principalmente por organismos da família Chironomidae.

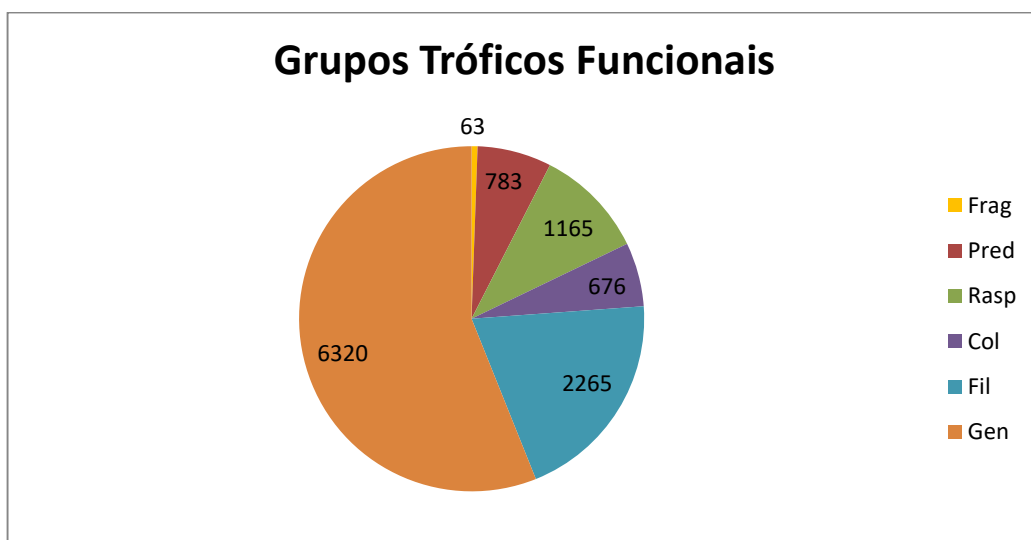


Figura 19 - Distribuição de GTF observados em toda a bacia no período amostrado.

Segundo Cumins (1974), os insetos considerados generalistas utilizam mais de um recurso alimentar, o que permite a eles uma boa capacidade de adaptação aos ambientes com disponibilidades diferentes deste. Portanto, as alterações na disponibilidade e tipo de recursos alimentares juntamente com as alterações ambientais podem ser refletidas na abundância e riqueza destes grupos (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014).

O grupo dos filtradores também foi bastante representativo, estando presente em grande abundância no trecho EPA1, composto em maioria por organismos da família Simuliidae, conforme Tabela 10. A maior abundância de Simuliidae neste trecho parece estar relacionada com a presença de nutrientes,

pois eles são filtradores de partículas dissolvidas na água, e substrato pedregoso, ambos característicos do EPA1.

Os raspadores foram o terceiro grupo mais abundante nas coletas, sendo mais expressivos no arroio B. Segundo Merrit e Cumins (1996) este grupo possui organismos que possuem mecanismos para raspar superfícies duras, alimentando-se de materiais como algas, bactérias, fungos e matéria orgânica morta, encontrados nestes substratos. Neste trabalho, os gastrópodes e efemerópteras, da família Baetidae, foram os principais representantes do grupo trófico de raspadores. Galdean, Callisto e Barbosa (2001) encontraram espécies raspadoras em ambientes com mais iluminação e, conseqüentemente, aumento da produtividade primária. Este fato pode explicar a alta abundância de baetídeos nos trechos do arroio B e no EPA4, pois ambos possuíam pouca mata ciliar e maior incidência de luz.

Os grupos raspadores e filtradores foram amplamente afetados no período de seca (4ª coleta), na qual se pode perceber sua diminuição e substituição por predadores e generalistas (Figura 20), que são grupos mais oportunistas, além dos coletores.

Organismos fragmentadores foram observados em maior abundância nos pontos do arroio A e no ponto EPA3. Isto está relacionado com a cobertura vegetal do entorno, pois estes foram os trechos que apresentaram melhores estados de conservação. Copatti e Schirmer e Machado (2010) também evidenciaram em seu estudo menores ocorrências de fragmentadores em locais com mata ripária escassa.

O EPA 1 é trecho mais a montante do arroio Epaminondas e com boa conservação no entorno, ambas características previstas para o estabelecimento de fragmentadores, segundo Vannote et al. (1980). Porém, a má qualidade de água neste ponto limitou a presença deste grupo de organismos, havendo assim uma perda de funcionalidade e prejuízos dos serviços ecossistêmicos.

Na Figura 20 pode-se visualizar a distribuição dos grupos tróficos em cada trecho e coleta.

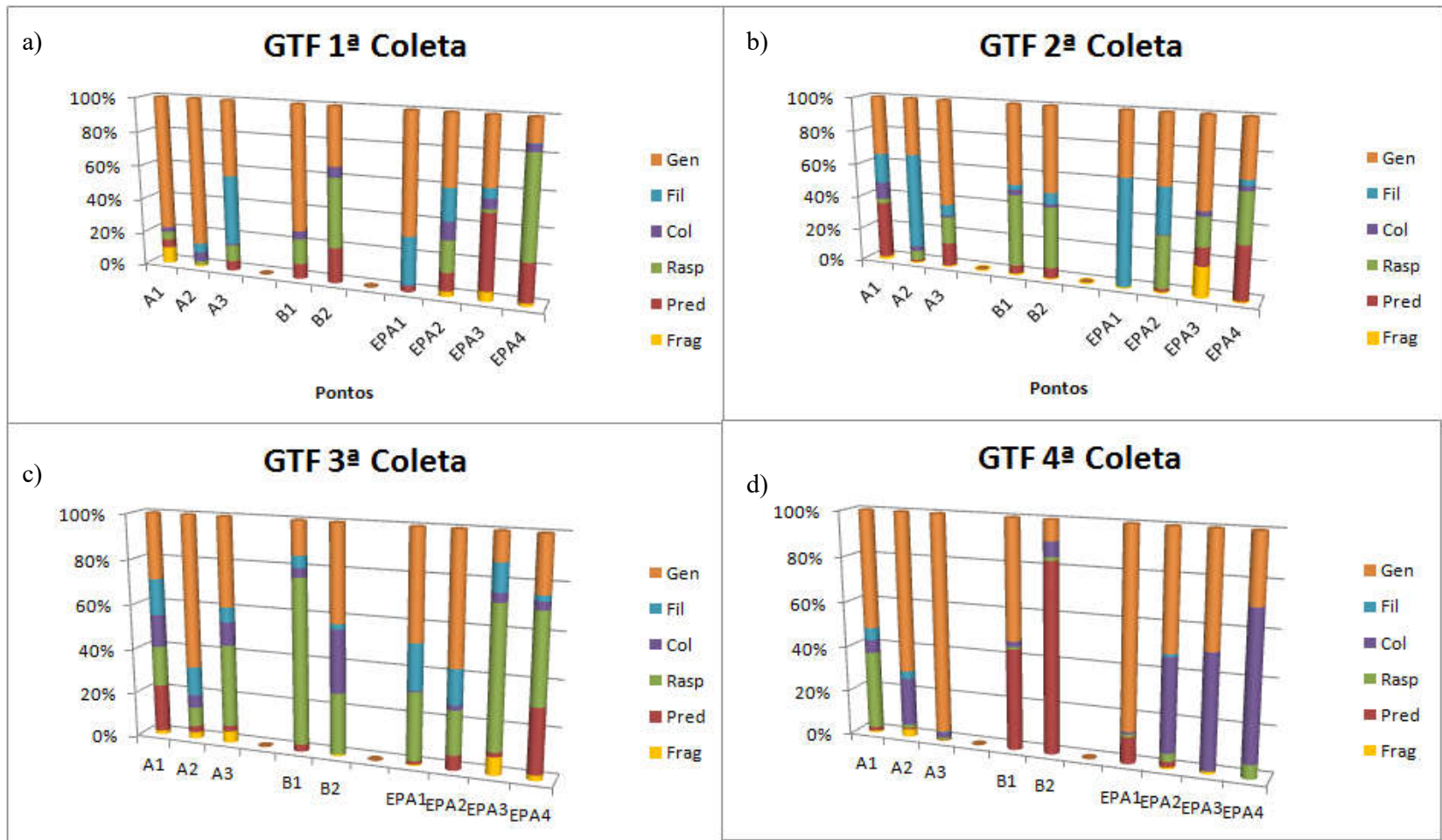


Figura 20 - Grupos tróficos funcionais (GTF) presentes em cada trecho amostrado na 1ª a), 2ª (b), 3ª (c) e 4ª coleta (d). Onde Gen=Generalista, Fil=Filtrador, Col=Coletor, Rasp=Raspador, Pred=Predador e Frag=Fragmentador.

A abundância teve relação com concentrações de amônia, IET e pH, conforme Figura 21, sendo que algumas vezes foi observada dominância de um grupo perante as condições ambientais.

Como exemplo, a grande abundância de filtradores no EPA1, que ocorreu devido a maior eutrofização e disponibilização de nutrientes. Assim como os predadores nos pontos B1 e B2 na última amostragem, representados por Chaoboridae que são extremamente resistentes a condições de anóxia, e aproveitaram a situação de “represamento” das presas devido à formação de poções pelo baixo volume de água no leito. Os ambientes mais oligotróficos e oxigenados, como os trechos do arroio A, apresentaram maior diversidade de grupos funcionais, e conseqüentemente, melhor manutenção das funcionalidades.

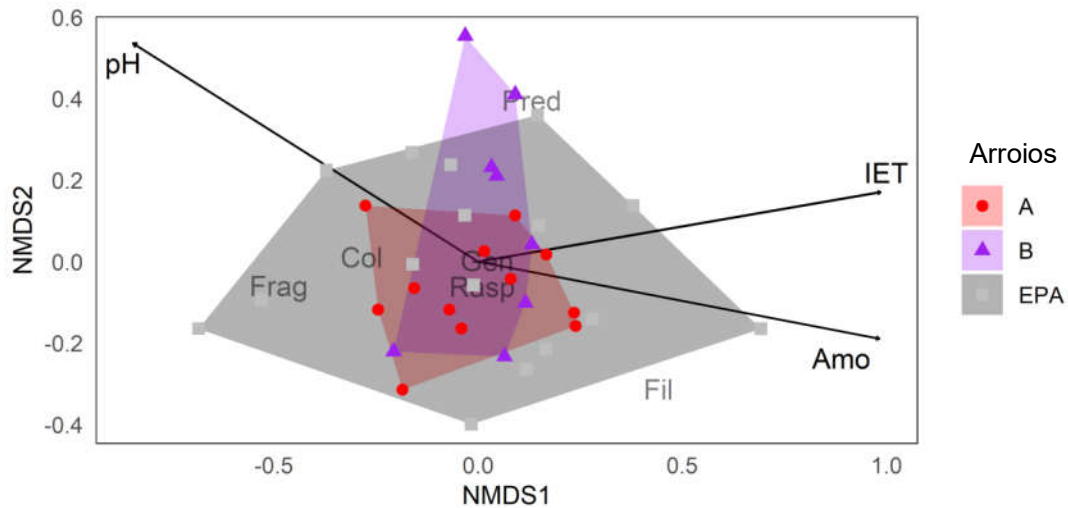


Figura 21 - Análise Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) para a abundância dos grupos tróficos funcionais. Onde Gen=Generalista, Fil=Filtrador, Col=Coletor, Rasp=Raspador, Pred=Predador e Frag=Fragmentador.

Em relação à frequência de ocorrência, Chironomidae (díptera) foi constante em 100% das coletas, geralmente em abundância. As famílias de Simuliidae (díptera, A 75%, B 50% e EPA 75%), Baetidae (efemeróptera, A 83%, B 75% e EPA 75%), Caenidae (efemeróptera, A 75%, B 100% e EPA 81%), Elmidae (coleóptero, A 75%, B 5% e EPA 56%) também foram constantes em todos os arroios, sendo estes organismos tolerantes e pouco sensíveis à poluição.

Além destes, o arroio A teve constância de Aeglidae (58%), Lymnaeidae

(75%), Gomphidae (58%) e Hydropsychidae (75%), totalizando 9 famílias constantes; o Arroio B apresentou Ostracoda (75%) e Lymnaeidae (62%), somando 7 famílias constantes; e o Arroio EPA apresentou Aeglidae (56%), tendo assim 6 famílias constantes.

Na Tabela 13 pode-se observar a porcentagem de táxons constantes, acessórias e acidentais para cada arroio.

Tabela 13 -Frequência de ocorrência de táxons para cada arroio.

Frequência de ocorrência de espécies (%)			
Arroio	Constantes	Acessórias	Acidentais
A	34,62	19,23	46,15
B	33,33	19,05	47,62
EPA	21,43	21,43	57,14

Os Chironomidae são organismos tolerantes diante de alto poder adaptativo a diferentes substratos e diferentes situações de estresse ambiental (WINCKLER et al., 2017), e também as alterações na disponibilidade de recursos alimentares. Assim como este trabalho, a pesquisa de Chagas et al. (2017) e Freitas et al. (2017) também evidenciaram grande abundância e densidade de Chironomidae.

Conforme Suriano e Fonseca-Gessner (2004), organismos da família Chironomidae geralmente se destacam em abundância, dominando ambientes de água doce de diversas regiões climáticas. Porém, as altas densidades destes gêneros, como observadas neste estudo, podem indicar altas cargas de matéria orgânica no ambiente, sendo considerados bons indicadores de ambientes degradados (BARBOLA et al., 2011; CHAGAS et al., 2017).

As larvas de Simuliidae, conhecido popularmente como borrachudo, preferem ambientes de maior correnteza e substrato pedregoso visto que elas se fixam ao substrato e se alimentam filtrando elementos orgânicos presentes na água. Em estudo de distribuição das larvas de *Simulium* spp, Viviani et al. (2012) constataram relação da presença das larvas com variáveis como fósforo e nitrogênio amoniacal, similar a este trabalho, na qual as larvas foram presentes e abundantes em locais com maior quantidade destes nutrientes, principalmente no EPA1.

Os efemerópteros são muito utilizados como indicadores de boa qualidade de água. Porém neste trabalho foi observada uma alta distribuição de

Baetidae e Caenidae nos trechos amostrados.

Buss et al. (2002) encontraram abundância elevada de Baetidae em ambientes alterados, indicando os baetídeos como pouco sensíveis às modificações do ambiente. Em sua pesquisa, Souza, Cabette e Juen (2011) também observaram tanto riqueza quanto abundância de baetídeos elevada em ambientes alterados.

No geral, percebeu-se que o arroio A apresentou uma melhor estrutura da comunidade bentônica, com maior diversidade funcional, e presença de famílias mais sensíveis. Isto provavelmente está relacionado com a boa condição da vegetação ciliar dos trechos, que possibilitou variação nos habitats. A diversidade e preservação de habitats ocasiona uma variabilidade que permite tanto uma reaeração quanto uma maior diversidade de microhabitats para a comunidade aquática, que também poderão cumprir seu papel para a melhoria da qualidade da água.

4.4 Espécies Indicadoras

A condição ambiental no entorno, juntamente com as características de cada trecho do rio (ordem, disponibilidade de alimentos, relevo, etc), influenciam na distribuição dos grupos tróficos. Entender esse gradiente de distribuição e a dinâmica do estabelecimento de comunidades aquáticas permite compreender as alterações que estejam ocorrendo no seu entorno. Porém, não se deve esperar a presença de certos organismos em habitats que não sejam adequados para o seu estabelecimento, devendo ser avaliado cada trecho individualmente, considerando suas características.

Considerando as características dos trechos analisados, as famílias encontradas, juntamente com as preferências de cada uma e com seu grau de tolerância conforme BMWP (IAP, 2007), além da análise IndVal, foi realizada a sugestão de espécies para os trechos.

Na análise de espécies indicadoras (INDVAL), foram quatro táxons ($p < 0,05$) indicadores do arroio A, sendo eles Hydropsychidae, Policentropodidae (Trichoptera), Gomphidae (Odonata) e Leptophlebiidae (Ephemeroptera). Para o arroio B foram indicados Ostracoda (Crustacea) e Chaoboridae (Díptera), ($p < 0,05$).

Gomphidae, Leptophlebiidae e Policentropodidae são consideradas

famílias indicadoras de boa qualidade de água, conforme BMWP. De acordo com Pereira Júnior et al. (2019), famílias da ordem Trichoptera necessitam de ambientes com boa oxigenação e pouca carga de nutrientes, podendo ser indicadora de ambientes oligotróficos. Isto corrobora com este estudo, visto que o arroio A apresentou estado oligotrófico e ultraoligotrófico.

O grupo Leptophlebiidae, organismos sensíveis às alterações ambientais, ocorreu apenas no arroio A, também sendo apontado como indicador das boas condições apresentadas pelo mesmo. Pimenta et al. (2016) e Fernandes (2007) também encontraram representantes deste grupo em ambientes com boa condição ambiental.

Assim, para os trechos A1, A2 e A3, a manutenção e permanência destas famílias pode indicar boa qualidade de água.

Ostracoda e Chaoboridae são grupos tolerantes à poluição, capazes de sobreviver em ambientes com baixo teor de oxigênio (BARBOLA et al., 2011, BEUTEL et al., 2007). Portanto, são possíveis indicadores de degradação no arroio B.

Para o Arroio Epaminondas não foi possível verificar espécie indicadora através da análise IndVal, provavelmente devido às variações em suas características físico-químicas no decorrer do curso d'água.

Ressalta-se que os pontos EPA3, EPA4, B1 e B2 estão em uma região mais plana na bacia, tendo como característica um fluxo lento no curso d'água destes trechos. Considerando isto, foi realizada uma busca de espécies que tenham sido encontradas nestes trechos, para assim poder sugerir famílias indicadoras de boa qualidade de água.

As análises realizadas para abundância e presença e ausência (Figura 17 e Figura 18) indicam o comportamento das famílias em relação às variáveis oxigênio, pH, estado trófico e nitrogênio amoniacal.

Partindo disso, verificou-se que a família Perlidae (predador, plecópetera), apresentou distribuição favorável em relação ao oxigênio e desfavorável com os piores estados de trofia e amônia. Além disso, é considerada boa indicadora de qualidade da água, com score 10 no BMWP (IAP, 2007). Esta família esteve presente nos pontos B1 e B2. Porém, ressalta-se a importância de substrato pedregoso para estes organismos (RIGHI-CAVALLARO et al., 2017), mas que foram encontrados em alguns pontos destes trechos. Considerando isto, esta

família pode ser sugerida como espécie indicadora de qualidade de água para os trechos B1 e B2.

Os trechos analisados do arroio Epaminondas possuem maiores variações estruturais entre eles (altitude, ordem), apresentando trechos de 2ª a 5ª ordem, enquanto os outros variaram apenas entre 3ª e 4ª ordens. Esta variabilidade impediu que a análise (INDVAL) apontasse espécies indicadoras. Portanto, os trechos foram avaliados separadamente a fim de encontrar espécies que possam ser indicadoras de qualidade de água nestes ambientes.

O EPA1 caracteriza-se por um trecho de 2ª ordem, com substrato pedregoso, bom fluxo de água e ótima conservação no seu entorno. Durante todo o estudo, foram encontrados neste trecho, organismos considerados tolerantes à poluição, além da alta dominância de Simuliidae e Chironomidae. Observou-se que na 3ª amostragem, quando se obteve melhores valores de oxigênio, este trecho apresentou representante da família Hydropsychidae (Trichoptera).

Por ter proximidade e semelhança estrutural do arroio com o ponto A1, além de ser um trecho a montante, com características estruturais que atendem às necessidades destas famílias, indica-se para o trecho EPA1 famílias Policentropodidae, Hydropsychidae, Perlidae, Leptophlebiidae, além de famílias fragmentadoras, Gripopterygidae (Plecoptera).

Quanto ao EPA2, percebeu-se durante o estudo uma grande variabilidade taxonômica neste trecho, principalmente na última coleta, em que o mesmo apresentou 17 famílias. Portanto, estruturalmente ele apresenta característica que atendem os requisitos destas famílias. Considerando isto e o grau de sensibilidade das famílias, sugere-se para este ponto famílias Hydropsychidae, Policentropodidae e Gomphidae (Odonata).

O EPA3 apresentou sempre as menores abundâncias, mas com grupos taxonômicos bem estabelecidos, tendo poucas variações durante o estudo. A família Perlidae (Plecoptera) se mostrou constante, porém na 4ª coleta ela não teve representante. Assim, esta família fica como sugestão de indicadora de boa qualidade de água para o trecho EPA3.

O trecho EPA4 apresenta características diferentes dos outros trechos do arroio Epaminondas, pois é o ponto mais a jusante, apresentando sedimento mais fino e fluxo de água mais lento. Novamente baseado no comportamento da

família neste trecho durante o estudo, e na sua sensibilidade à poluição (BMWP), sugere-se a família Perlidae como indicadora neste trecho.

A Tabela 14 apresenta as famílias que foram sugeridas como indicadoras de qualidade de água para cada trecho.

Tabela 14 -Sugestão de famílias indicadoras de boa qualidade de água para cada trecho analisado.

Trechos	Famílias
A1, A2 e A3	Gomphidae, Leptophlebiidae, Policentropodidae
B1	Perlidae
B2	Perlidae
EPA1	Policentropodidae
EPA2	Hydropsychidae, Perlidae, Leptophlebiidae, Gripopterygidae
EPA3	Perlidae
EPA4	Perlidae

Contudo, além das famílias sugeridas, deve-se averiguar ocorrência de dominância de espécies, sendo este um fato que pode estar indicando degradação ambiental (BARBOLA et al., 2011).

Com esses resultados pretende-se agregar informações que possam auxiliar na tomada de decisões para um plano de monitoramento do projeto de Pagamentos por Serviços Ambientais no município de Pelotas/RS.

5 Conclusões

Foi coletado um total de 11272 organismos da comunidade bentônica nos trechos dos arroios estudados, com uma riqueza de 38 táxons. Destaca-se a presença constante de Chironomidae, Simuliidae, Baetidae, Caenidae e Elmidae, em todas as coletas, considerados organismos tolerantes e pouco sensíveis à poluição. Os mesmos representam grupos tróficos de generalista, filtrador, raspador e coletor, indicando que a estrutura trófica da comunidade na bacia em geral tem diversificação de funções tróficas.

Ambientes que apresentaram melhores condições de habitat tiveram mais diversidade de grupos tróficos e conseqüente manutenção de processos e funções ecológicas realizadas por estes grupos, relacionadas principalmente com a regulação da qualidade de água. Os arroios A e EPA apresentaram uma boa autodepuração, diferente do arroio B. Os pontos deste arroio tinham habitats mais homogêneos, tanto pela característica própria dos trechos, quanto por pressão antrópica, além de eutrofização e baixas concentrações de oxigênio.

O ponto EPA1, B1 e B2 apresentaram baixa diversidade trófica, tendo assim prejuízo na realização de serviços ecossistêmicos que deveriam ser prestados nestes locais, dificultando a regulação da qualidade da água.

As variáveis Nitrogênio Amoniacal, Oxigênio Dissolvido, pH e o estado trófico (a partir de valores obtidos de fósforo total) foram os que melhor explicaram a composição da comunidade bentônica. Assim, há uma tendência de que alguns grupos taxonômicos podem indicar variações nessas variáveis, corroborando com a hipótese deste trabalho.

A melhor qualidade de água para os trechos é indicada por diferentes famílias. Para os trechos A1, A2 e A3 são sugeridas Gomphidae, Leptophlebiidae Policentropodidae; para B1 e B3 a família Perlidae; No EPA1 as famílias Policentropodidae, Hydropsychidae, Perlidae, Leptophlebiidae, Gripopterygidae; para o EPA2 as famílias Hydropsychidae, Policentropodidae Gomphidae; e para os trechos EPA3 e EPA4 a família Perlidae.

Os resultados obtidos neste estudo indicam que os arroios que tem uma melhor condição ambiental e de habitats, possuem melhor estrutura na comunidade bentônica e uma melhor depuração, podendo este fato estar relacionado com a prestação dos serviços ecossistêmicos desta comunidade

através da regulação da qualidade da água, ocasionada pela diversidade funcional. Apesar disso, a qualidade em pontos específicos pode ser inadequada devido a alterações e pressões antrópicas.

A estrutura da comunidade permite inferir a avaliação da qualidade da água de forma prática e rápida, pois os impactos negativos sobre a qualidade da água, podem ser percebidos por meio das modificações na composição desta comunidade.

Referências

- ALBERTI, E. A.; PEREIRA FILHO, W. Influência do uso da terra em variáveis limnológicas na microbacia hidrográfica do arroio Alberti – São João Do Polêsine/RS. **Geoambiente On-Line**, Revista eletrônica do curso de Geografia, Jataí/GO., v. 22, p. 20-38, jan./jun. 2014.
- ALLAN, J. D. **Stream ecology. Structure and function of running waters**. London: Chapman & Hall. 1995. 388p.
- ALVES, E. I. S.; MENDES, M. A. **Avaliação de Parâmetros de Qualidade da Água com Base no Uso Pretendido**. Programa de Apoio à Iniciação Científica (PAIC 2010 - 2011), Curitiba, p. 429 – 446, 2010. Disponível em <https://img.fae.edu/galeria/getImage/1/2167242649388242.pdf>
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. **Texto para Discussão**. Campinas: IE/UNICAMP, n. 155, fev. 2009.
- ANDRADE, L. C.; RODRIGUES, L. R.; ANDREAZZA, R.; CAMARGO, F. A. O. Lago Guaíba: uma análise histórico-cultural da poluição hídrica em Porto Alegre, RS, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 24, n. 2, p. 229-237, mar./abr. 2019.
- ARAÚJO, L. M. N. **Identificação de padrões hidrológicos de precipitação e de umidade do solo na bacia hidrográfica do rio Piabanha/RJ**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Civi) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.
- ARAÚJO, M. C.; OLIVEIRA, M. B. M. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Revista Ambiente & Água**. Taubaté, v. 8, n.3, p. 247-257, set./dez. 2013.
- ARNOLD, C. A.; GREEN, O. O.; DECARO, D.; CHASE, A.; EWA, J. C. **The SocialEcological Resilience of an Eastern Urban-Suburban Watershed: The Anacostia River Basin**. 2015. 67 p. Disponível em: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2584968 Acesso em: 15 de março de 2020.
- BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12 n. 3, p. 425 – 441, 2008.
- BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F. P. G.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do Rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 2, p. 15-23, 2011.
- BARBOUR, M. T.; GERRISTSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition**. EPA-841-B-99-002. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water. 1999. 339p.

- BERKMAN, H. E.; RABENI, C. F. Effect of siltation on stream fish communities. **Env. Biol. Fish.**, v 18, n.4, p. 285-294, 1987.
- BEUTEL, M., HANNOUN, J. I., PASEK, K. K. Evaluation of Hypolimnetic Oxygen Demand in a Large Eutrophic Raw Water Reservoir, San Vicente Reservoir, California. **Journal of Environmental Engineering**, v.133, n. 1, p. 130-138. 2007.
- BISCALQUINI, A. C. **Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água da microbacia do córrego dos Palmitos, Orlândia-SP**. 2018. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2018.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, n. 1, p. 495-523. 2006.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo, SP: Prentice Hall: 2005.
- BUBINAS, A.; JAGMINIENÉ, I. Bioindication of ecotoxicity according to community structure of macrozoobenthic fauna. **Acta Zoológica Lituanica**, v. 11, n. 1, p. 90-96, 2001.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**, v. 481, n. 1, p.125-136, 2002.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES, Jr. J. F. Bioindicadores bentônicos. Impactos ambientais em ecossistemas aquáticos continentais. In: ROLAND, F., CESÁR, D. e MARINHO, M. **Lições de Limnologia**. São Carlos: Rima, 2005. p. 371-379.
- CARDOSO, R. S.; NOVAES, C. P. Variáveis limnológicas e macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 01, n. 05, p. 16-35, 2013.
- CARVALHO, A. B. P. **Estrutura e dinâmica da comunidade de macroinvertebrados em uma bacia hidrográfica do Sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia) — Centro de Ciências da Saúde, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS, 2009.
- CARVALHO, A. L.; J. L. NESSIMIAN. Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: Hábitats e hábitos das larvas. In: J. L. Nessimian; A. L. Carvalho (ed.). **Ecologia de Insetos Aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, v. 5 n. 1. 1998. p. 3-28.
- CARVALHO, D. F.; SILVA, L. D. B. **Hidrologia**. Rio de Janeiro: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2006.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo, 2016**. São Paulo: CETESB. 2017.

- 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 da água em rios no sul do Brasil. **Revista Ambiente & Água**. Taubaté, v. 12, n. 3, p. 416-425, 2017.
- CHAPRA, S.C. **Surface Water-Quality Modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997.
- CIONEK, V.; BEAUMORD, A. C.; BENEDITO, E. **Protocolo de avaliação rápida do ambiente para riachos inseridos na região do Arenito Caiuá – Noroeste do Paraná**. Maringá: EDUEM, 2011. Coleção Fundamentum, n. 72, p. 47.
- COLPO, K. D.; BRASIL, M. T.; CAMARGO, B. V. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores do impacto ambiental promovido pelos efluentes de áreas orizícolas e pelos de origem urbana/industrial. **Ciência Rural**. v. 39, n. 7, p. 2087-2092, 2009.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 18 de março de 2005**. Disponível em: www.mma.gov.br/port/CONAMA/. Acesso em: 10 de setembro de 2019.
- CRUZ, B.B., TESHIMA, F.A., CETRA, M. Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater streams of lower Sorocaba River basin, São Paulo, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 1, p. 171–178, 2013.
- CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**. v. 18, n. 1, p. 183-206, p. 1974.
- CUMMINS, K. W.; MERRIT, R. W.; ANDRADE, P.C.N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.
- DALY, H.E., FARLEY, J. **Ecological Economics: principles and applications**. Washington, DC: Island Press, 2004.
- DE GROOT, R.S., WILSON, M.A., BOUMANS, R.M.J. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393-408, 2002.
- DEATH, R. G. A modelo f stream invertebrate diversity for autochthonous streams. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, v. 28, p. 328-331, 2002.
- DEZOTTI, M. **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. II serie. –Rio de Janeiro: Escola Piloto em Engenharia Química, COPPE/UFRJ; 2008.
- EFTEC (Economic for the Environment Consultancy). **Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: a literature review**. London: EFTEC, 2005.
- EIGER, S. Autodepuração dos cursos d'água. In: Mancuso, P. C. S., Santos, H. F. **Reúso de Água**. Barueri, SP: Editora Manole. 2003.

- ENGEL, S. e MULLER, A. Payments for environmental services to promote “climate-smart agriculture”? Potential and challenges. **Agricultural Economics**, v. 47, p. 173-184. 2016.
- ESPÍNDOLA, S. C. M.; CAMARGO, F. V. Caracterização Morfológica da Fauna de Macroinvertebrados Bentônicos da Cachoeira Itagyba no Município de Delfim Moreira, Minas Gerais. **Revista Científic@ Universitas**, Itajubá, v.5, n.2, p.1-10, jul./dez. 2018.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.
- ESTEVES, F. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The state of food and agriculture**. Rome. (FAO agriculture series, 38). Disponível em: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a1200e/a1200e00.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2016.
- FERNANDES, A. C. M.. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de Qualidade da água: proposta de elaboração de um índice de integridade biológica**. 2007. 226 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- FIDALGO, E. C. C. ; PRADO, R. B. ; TURETTA, A. P. D. ; SCHULER, A. E. . **Manual para pagamento por serviços ambientais hídricos: seleção de áreas e monitoramento**. 1ª ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017.
- IORE, F. A.; BARDINI, V. S. S.; NOVAES, R. C. Monitoramento da qualidade de águas em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos: estudo de caso no município de São José dos Campos/SP. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1141-1150, nov./dez. 2017.
- FREITAS, D. A. C.; CASTRO, M. L. L.; BYK, J.; GUIMARÃES, R. M., OLIVEIRA, A. P. A. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água no Córrego Pipoca em Morrinhos/GO**. Universidade Estadual de Goiás: I Simpósio Interdisciplinar em Ambiente e Sociedade, v. 1, n. 1, 2017.
- FUNASA. **Manual prático de análise de água**. 4. ed. Brasília, DF: FUNASA, 2013, 150 p.
- GALDEAN, N.; M. CALLISTO; F.A.R BARBOSA. Biodiversity assesment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of serra do cipó (MG, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 239-248, 2001.
- GJORUP, A. F.; FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B.; SCHULLER, A. E.. Analise de procedimentos para selecao de areas prioritarias em programas de pagamento por servicos ambientais hidricos. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, p. 225-238, 2016.
- GRIMA, N.; SINGH, S. J.; SMETSCHKA, B.; RINGHOFER, L. Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: analysing the performance of 40 case studies. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 24-32. 2016.

GUERESCHI, R. M.; FONSECA-GESSNER, A. A. Análise de variáveis físicas e químicas da água e do sedimento de três córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. (Eds.) **Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: Editora Rima. v. 2, p. 387-402. 2000.

GUIMARÃES, A. C.; RODRIGUES, C. Linguagem Científica e Conceito de Oxigênio Dissolvido no Projeto Água em Foco. In: **XVI ENCONTRO NACIONAL DE ENSINO DE QUÍMICA (XVI ENEQ) E X ENCONTRO DE EDUCAÇÃO QUÍMICA DA BAHIA (X EDUQUI)**. Salvador, Bahia. p. 1-9. 2012.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B.; **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, Biologia e Ecologia**, 1. ed. Manaus: INPA, 2014.

HAUER, F. R.; RESH, V. H. Benthic macroinvertebrates. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). **Methods in Stream ecology**. San Diego: Academic Press, 1996. p. 339-369.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Feeding habits of chironomid larvae (insecta: diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 269-281, 2003.

HERMES, L. C.; SILVA, A. S. **Avaliação da Qualidade da águas: manual prático**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2004. 55p.

HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. **Limnology**. 2 ed. New York: McGraw-Hill, 1994.

HUETING, R.; REIJNDERS, L.; de BOER, B.; LAMBOOY, J.; JANSEN, H. The concept of environmental function and its valuation. **Ecological Economics**, v. 25, p. 31- 35, 1998.

HYNES, H.B.N. **The ecology of running waters**. 3 ed. Canada: Canada Toronto Press, 1970.

IAP – Instituto Ambiental do Paraná. **Avaliação da qualidade da água através dos macroinvertebrados bentônicos – índice BMWP**. Circular Técnica, 2007, 26p. Disponível em http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Monitoramento/bioindicadores_qualidade_aguas.pdf

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Catálogo Online. Disponível em <https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo.html?id=445774&view=detalhes>. Acesso em 05 de março de 2020.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas da população residente com data de referência 1º de julho de 2019**. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/rs/pelotas.html>. Acesso em: 10 de mar de 2020.

JÚNIOR, A. P.; CONCEIÇÃO, C. S.; LOBO, R. R.; SANTOS, C. O. R.; SARDINHA, A. S.; Associação entre ephemeroptera, plecoptera e trichoptera e os parâmetros limnimétricos do índice de qualidade da água. **Brazilian Applied Science Review**, Curitiba, v. 3, n. 2, p. 839-863, mar/abr., 2019.

- KRUPEK, R.A.; BRANCO, C.C.Z.; PERES, C.K. Variação sazonal de alguns parâmetros físicos e químicos em três rios pertencentes a uma bacia de drenagem na região centro-sul do Estado do Paraná, Sul do Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 30, n. 4, p. 431-438, 2008.
- LANDELL-MILLS, N.; PORRAS, I. **Silver bullet or fool's gold? A global review of markets for forest environmental services and their impacts on the poor.** Instruments for sustainable private sector forestry series. London: International Institute for Environment and Development, 2002.
- LANT, C.L.; RUHL, J.B.; KRAFT, S.E. The tragedy of ecosystem services. **BioScience**, v. 58, p. 969-974. 2008.
- LIMA, A. P. M.; PRADO, R. B.; SCHULER, A. E.; FIDALGO, E. C. C. Metodologias de monitoramento de programas de pagamento por serviços ambientais hídricos no Brasil. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 21., 2015, Brasília, DF. **Anais**. Brasília, DF: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2015.
- LIMA, A. P. M.; ALBUQUERQUE, R. H.; PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; FIDALGO, E. C. C.; SCHULER, A. E. Pagamento por serviços ambientais hídricos no Brasil: experiências iniciais e os desafios do monitoramento. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves. **Anais**. Bento Gonçalves: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013.
- MARCHESE, M.; EZCURRA de DRAGO, I. Bentos como indicador de condiciones troficas del sistema del rio Parana medio. In: Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T.; Sidagis Galli, C. (Ed.). **Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle**. IIE, IIEGA, ABC, IAP, Ianas, 2006.
- MARCHETTO, M.; NOQUELLI, L. H.; ALVES, M. F. Qualidade e Enquadramento dos Recursos Hídricos na Bacia do Rio Cuiabá na região metropolitana de Cuiabá. **E&S - Engineering and Science**, v. 8, n. 3, p. 2-20, 2019.
- MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. **Hydrobiologia**, v. 457, p. 69-76, 2001.
- MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R.L; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 203-210, 1999.
- MC DONALD, R. I.; WEBER, K. F.; PADOWSKI, J.; BOUCHER, T.; SHEMIE, D. Estimating watershed degradation over the last century and its impact on water-treatment costs for the world's large cities. **PNAS**, v. 113, n. 32, p. 9117-9122. 2016.
- MCDONOUGH, K.; HUTCHINSON, S.; MOORE, T.; HUTCHINSON, J. M. S. Analysis of publication trends in ecosystem services research. **Ecosystem Services**, v. 25, p. 82-88, 2017.

- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendal/Hunt, 1996, 862 p.
- MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 2. ed. Dubuque: Kendall/Hunt, 1984.
- MERRITT, R. W., CUMMINS, K. W., CAMPBELL, E. Y. Uma Abordagem Funcional Para a Caracterização de Riachos Brasileiros. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, p. 69-86, 2014.
- MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. Washington, DC: Island, 2003. 245 p.
- MORENO, P.; CALLISTO, M. Bioindicadores de Qualidade de Água ao Longo da Bacia do Rio das Velhas (MG). In: FERRACINI V.L.; QUEIROZ S.C.N.; SILVEIRA M.P. **Bioindicadores de Qualidade da Água**. 1 ed. Jaguariuna: EMBRAPA, v. 1, p. 95-116, 2004.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. 176p.
- NEGRÃO, G. N; CUNHA, M. C. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação do uso do solo e qualidade ambiental da bacia do Guabirola, Guarapuava, PR, Brasil. **Revista Geografar**, Curitiba, v.14, n.1, p.7-26, jan./jun. 2019.
- NOVAES, R. M. L. Monitoramento em programas e políticas de pagamentos por serviços ambientais em atividade no Brasil. **Estudos Sociedade e Agricultura**, ano 22, v. 2, p. 408-431, out. 2014.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Guanabara. 1988. 434p.
- OLIVEIRA, L. C.; GOMES, B. M.; BAUMGARTNER, G.; SEBASTIEN, N. Y. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.28, n.4, p.770-781, out./dez. 2008.
- OLIVEIRA, L. A. de; HENKES, J. A. Poluição hídrica: poluição industrial no Rio dos Sinos-RS. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 2, n. 1, p.186-221, abr./set. 2013.
- PAIVA SOBRINHO, R.; GARCIA, J. R.; MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R. Tecnologia Blockchain: inovação em Pagamentos por Serviços Ambientais. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 33, n. 95, p. 151-176, 2019.
- PAULA, M. R.; BENEDETTI, A. C. P.; FILHO, W. P. Influência do Uso e Cobertura da Terra Aliado à Precipitação Pluviométrica na Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica do Rio Ingaí – RS/Brasil. **Revista do Departamento de Geografia-USP**, v. 32, p. 143-152. 2016.

PELOTAS. **Portaria 052, de 05 de outubro de 2017**. Nomeia os integrantes do Grupo de Trabalho sobre Serviços Ambientais. Prefeitura Municipal de Pelotas. Pelotas: Gabinete da Prefeita, 2017.

PEREIRA, A. A. **Avaliação da qualidade da água: proposta de novo índice alicerçado na Lógica Fuzzy**. 2010. Tese (Doutorado em Ciências da Saúde) - Faculdade de Ciências da Saúde, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

PEREIRA JÚNIOR, A.; CONCEIÇÃO, C. S.; LOBO, R. R.; SANTOS, C. O. R.; SARDINHA, A. S. Associação entre ephemeroptera, plecoptera e trichoptera e os parâmetros limnométricos do índice de qualidade da água. **Brazilian Applied Science Review**, Curitiba, v. 3, n. 2, p. 839-863, mar./abr. 2019.

PETTS, G. E. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. In: JUNGWIRTH M.; MUHAR S.; SCHMUTZ S. (eds) *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters. Developments in Hydrobiology*. Dordrecht: Springer, Hidrobiologia. vol 149, p. 15-27. 2000.

PHILIPS, D. J. H. **Quantitative aquatic biological indicators**. 1 ed. London: Applied Science Publishers, 1980. 72p

PIEDRAS, S. R. N.; BAGER A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria/RS, v.36, n.2, p.494-500, Mar./Apr. 2006.

PIMENTA, S. M.; BOAVENTURA, G. R.; PENÃ, A. P.; RIBEIRO, T. G. Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 11, n. 1, p. 198-210, 2016.

PIÑEIRO DI BLASI, J. I.; MARTÍNEZ TORRES, J.; GARCÍA NIETO, P. J.; ALONSO FERNÁNDEZ, J. R.; DÍAZ MUÑIZ, C.; TABOADA, J. Analysis and detection of outliers in water quality parameters from 'different automated monitoring stations in the Miño river basin (NW Spain). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 60–66, 2013.

PIRATOBA, A. R. A.; RIBEIRO, H. M. C.; MORALES, G. P.; GONÇALVES, W. G. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 12 n. 3, p. 435-456, 2017.

QUEIROZ, M. E. F.; SCHÄFFER, A. L.; VILLELA, A. C. A. S.; MARTINS, D. E. M.; SILVA, P. H. T. Utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores em córrego urbano de Conceição do Araguaia-PA. **Sustentabilidade em Debate** - Brasília, v. 9, n.3, p. 96-110, dez. 2018.

QUEVEDO, C A. G.; PAGANINI, W. S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v.16, n. 8, p. 3529-3539, 2011.

RAMOS, I. C.; ROSINI, E. F.; VARGAS, R. R.; AZEVEDO, F. D. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores da qualidade da água da bacia hidrográfica Popuca-Botinhas, Guarulhos (SP). **Revista Geociências UNG-Ser**, Guarulhos-SP, v. 17, n.1, p. 29-34, 2018.

- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2019. URL <https://www.r-project.org/index.html>
- REICE, S. R.; WOHLBERG, M. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health. In: ROSEMBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. Ed. Chapman and Hall, New York, USA. P. 287–305. 1993.
- ROBERTS, D. W. **labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology**. R package version 2.0-1. 2019. Disponível em <https://CRAN.R-project.org/package=labdsv>. Acesso em 20/11/2019
- RODRIGUES, A. S. de L.; MALAFAIA, G.; CASTRO, P. T. A. A importância da avaliação do habitat no monitoramento da qualidade dos recursos hídricos: uma revisão. **Revista Saúde e Biologia**, v. 5, n. 1, p. 26-42, 2010.
- ROQUE, F.O.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G.; AGOSTINHO, R.C.; FOGO, J.C. Benthic macroinvertebrates in stream of the Jaraguá State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. **Journal of Insect Conservation**, v. 7, p. 63-72, 2003.
- ROSEMBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York, USA: Ed. Chapman and Hall. p. 287–305. 1993.
- RUPPERT, J.; DUNCAN, R.G. Defining and Characterizing Ecosystem Services for Education: A Delphi Study. **Journal of Research in Science Teaching**, v. 54, n. 6, p. 737-763, 2017.
- SANEP - **Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas**. Disponível em: <https://portal.sanep.com.br/agua/sistema-captacao/>. Acesso em: 07 Junho 2019.
- SANT'ANNA JR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**, Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 2010.
- SANTOS, I. G. A. dos; RODRIGUES, G. G. Colonização de macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares em um riacho de primeira ordem na Floresta Atlântica do nordeste brasileiro. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 105, n. 1, p. 84-93, 2015.
- SANTOS, L. A. C.; VIEIRA, L. M. F.; MARTINS, P. T. A.; FERREIRA, A. A. Conflitos de Uso e Cobertura do Solo para o Período de 1985 a 2017 na Bacia Hidrográfica do Rio Caldas-GO. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 8, n. 2, p. 189-211, mai./ago. 2019.
- SCHULER, A. E.; PRADO, R. B.; FIDALGO, E. C. C.; TURETTA, A. P. DD.; DIEDERICHSEN, A.; VEIGA, F.; ATANAZIO, R.; SANTOS, D. G.; MARTINS, A. L. Serviços ambientais hídricos. In: FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; SCHULER, A. E. **Manual para pagamento por serviços ambientais hídricos: seleção de áreas e monitoramento**. 1ª ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. p. 14-29.
- SILVA, D. F.; ANDRADE, C. L. T.; SIMEONE, M. L. F.; AMARAL, T. A.; CASTRO, L. A.; MOURA, B. F. **Análise de Nitrato e Amônio em Solo e Água**. Embrapa Milho e Sorgo, Documentos 114. Sete Lagoas, MG: Embrapa Milho e Sorgo, 2010.

- SILVA, M. L. N.; MANSUR, K. L.; NASCIMENTO, M. A. L. Serviços ecossistêmicos da natureza e sua aplicação nos estudos da geodiversidade: uma revisão. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 41, n. 2, p. 699-709, 2018.
- SILVA, N. T. C. Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre d'armas, DF. 2007. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Embrapa Meio Ambiente, Documentos 36. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 2004. 68 p.
- SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F. de; BOEIRA, R. C. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos**. Embrapa Meio Ambiente, Comunicado técnico 19. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004, 7 p.
- SILVEIRA-MANZOTTI, B.N.; MANZOTTI, A.R.; CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Trophic structure of macroinvertebrates in tropical pasture streams. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 28, e15, p. 1-10. 2016.
- SMITH, M.; DE GROOT, D.; PERROT-MAITRE, D.; BERGKAMP, G. **Pay: establishing payments for watershed services**. Gland: IUCN, 2008.
- SOUZA, C. A.; GALLARDO, A. L.; SILVA, E. D.; MELLO, Y. C.; RIGHI, C. A. e SOLERA, M. L. Serviços ambientais associados à recuperação de áreas degradadas por mineração: potencial para pagamento de serviços ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 2, p. 139-168, 2016.
- SOUZA, H. M. L.; CABETTE, H. S. R.; JUEN, L. Baetidae (Insecta, Ephemeroptera) em córregos do cerrado matogrossense sob diferentes níveis de preservação ambiental. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v. 101, n. 3, p. 181-190, 2011.
- SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chironomidae (Diptera) Larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo state, Brazil. **Acta Limnológica Brasileira**, v. 16, n. 2, p. 129-136, 2004.
- TAVARES, M. A. R. **Capacidade de uso da terra e abatimento de erosão hídrica em propriedades da bacia hidrográfica do arroio Epaminondas em Pelotas (RS)**. 2019. 119 f. Dissertação. (Mestrado em Manejo e Conservação do Solo e da Água). Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas. 2019.
- TOLEDO, Jr. A.P. **Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. Relatório técnico. São Paulo: CETESB. 1990. 11p.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros**. PPG-Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos: UFSCar, 229p. 1995.
- TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4.ed. Porto Alegre: ABRH/UFRGS, 2007.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

VANNOTE, R. L., MINSHALL G. W., CUMMINS K. W., SEDELL J. R.; CUSHING C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p.130–137, 1980.

VARGAS, E.H.; MARQUES, F.S. Análise da autodepuração do curso d' água Pomba Cuê utilizando o modelo Streeter Phelps. **Pleiade**, v. 9, n. 17, p. 83-92, 2015.

VEIGA, F.; GALVADAO, M. Iniciativas de PSA de conservação dos recursos hídricos na Mata Atlântica In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Org.). **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Serie biodiversidade, 42. p. 123-146. 2011.

VEIGA NETO, F. C. da. A construção dos mercados de serviços ambientais e suas implicações para o desenvolvimento sustentável no Brasil. 2008. 286 f. Tese (Doutorado em Ciências Sociais em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade) – Instituto de Ciências Humanas e Sociais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2008.

VIEIRA, M. S. G.; FERREIRA, R. L.; OLIVATI, F. N. A utilização de bioindicadores como instrumento de perícia ambiental. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 5, p. 36-49, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA - Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: Introdução e qualidade das águas e do tratamento de esgotos**. 2ª. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

WINCKLER, L. T.; GÜTHS, A. K.; GAYER, P. R. Benthic macroinvertebrates and degradation of phytomass as indicators of ecosystem functions in flooded rice cropping. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 52, n. 4. p. 261-270. 2017.

WREGE, M. S.; STEINMETZ, S.; REISSER JÚNIOR, C.; ALMEIDA, I. R. de. **Atlas climático da região Sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. Brasília: Embrapa, 2012.

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. **Cifor Occasional paper n. 42**. Bogor, Cifor. 2005.

Apêndices

Apêndice I: Protocolo de avaliação rápida (PAR) aplicado aos trechos amostrados

Parâmetro 1 - Substratos e/ou habitats disponíveis																				
CATEGORIAS																				
ÓTIMA					BOA					REGULAR					PÉSSIMA					
Mais de 75% do trecho apresenta substratos, possuindo areia, pedras, vegetação aquática submersa, troncos, galhos e folhas caídos na água, disponibilizando diversos substratos avaliados como habitats em potencial					O trecho avaliado apresenta de 51% a 75% de substratos em potencial, como areia, troncos, galhos e folhas caídos na água; bem como de vegetação aquática submersa e/ou material orgânico em decomposição					De 26% a 50% do trecho com ausência ou presença mínima de material orgânico e/ou vegetação aquática submersa, prevalece a presença de areia, com troncos, galhos e folhas caídos na água					Trechos com dominância clara de areia, apresentando habitats monótonos ou com pouca diversificação. Menos de 25% do trecho com troncos, galhos e folhas. Ausência de vegetação aquática.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Parâmetro 2 – Assoreamento																				
CATEGORIAS																				
ÓTIMA					BOA					REGULAR					PÉSSIMA					
Os substratos presentes no trecho têm sua superfície disponível para a biota, sem cobertura por sedimentos, fornecendo diversidade de nichos. Ausência ou pequeno alargamento de ilhas, não afetando o curso normal do rio.					Substratos apresentam de 20% a 40% de suas superfícies cobertas por sedimentos. Presença de acréscimos recentes de sedimentos na formação de ilhas. Fundo do leito apresenta pouca deposição de sedimentos.					Substratos com 50% a 80% de suas superfícies cobertas por sedimentos. Deposição moderada de sedimentos novos em ilhas recentes ou antigas. Fundo apresenta deposição de sedimentos					Substratos com mais de 80% de sua superfície afetada, estando pouco ou nada disponíveis para a biota aquática. Alta deposição de sedimentos formando ou aumentando ilhas. Fundo em sua maior parte ou em totalidade coberto por sedimentos.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Parâmetro 3- Variação de velocidade e profundidade																				
CATEGORIAS																				
ÓTIMA					BOA					REGULAR					PÉSSIMA					
Presença dos 4 tipos de regimes. Rápido/roso ; rápido/fundo; lento/roso; lento/fundo.					Presença de 3 regimes, sendo obrigatória a presença do regime do tipo rápido/roso.					Presença de 2 tipos de regimes; se o regime rápido/roso estiver ausente a pontuação é menor.					Prevalência de apenas 1 tipo de regime, caso predomine o regime lento a pontuação é menor.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Parâmetro 4- Alterações antrópicas no trecho																				
CATEGORIAS																				
ÓTIMA					BOA					REGULAR					PÉSSIMA					
Ausência ou mínima presença de alterações antrópicas no curso d'água. O curso d'água segue com padrão de fluxo natural .					Presença de algumas alterações antigas como pontes, canalizações ou dragagens em até 20% do trecho, com ausência de alterações recentes					Presença de barragens, diques, escoamento ou qualquer uma das alterações citadas, recentes, modificando de 21% a 50% do curso natural do rio. Pode haver entrada de efluentes domésticos em pequena escala					As margens estão revestidas de cimento ou sustentadas por gabiões, ou ainda em locais onde mais de 51% da extensão do curso está canalizado e com presença de rupturas ou qualquer outra alteração. Pode haver entradas de efluentes doméstico e industrial.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Parâmetro 5- Estabilidade das margens (Barranco)												
CATEGORIAS												
ÓTIMA			BOA			REGULAR			PÉSSIMA			
Margens estáveis, com ausência ou ocorrência mínima de processos erosivos, apresentando até 10% de sua extensão com pequenos sinais de perda de massas do solo			Margens moderadamente estáveis, apresentando 11% a 30% de sinais de erosão cicatrizadas, com exposição do solo em pontos esparsos por falta de vegetação preservada, exposição de raízes.			Margens moderadamente instáveis, processos erosivos alcançam de 31% a 65% do trecho, com exposição de raízes, presença mínima de vegetação e consequente susceptibilidade aos efeitos de chuvas fortes, com movimentação clara e abundante de massas de solo			Mais de 66% das margens encontrarem-se erodidas causando instabilidade, com sinais claros de soterramento, interrupção do fluxo de água e ausência ou presença mínima de vegetação			
ME	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0	
MD	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0	

Parâmetro 6- Proteção vegetal das margens (barranco)												
CATEGORIAS												
ÓTIMA			BOA			REGULAR			PÉSSIMA			
Trechos com mais de 90% das margens e imediata zona ciliar coberta por vegetação natural. A maioria das plantas pode crescer naturalmente			De 70% a 89% da extensão da margem coberta por vegetação natural, ausência de grandes descontinuidades na vegetação			De 50% a 69% da margem está coberta por vegetação.			Menos de 50% da superfície das margens apresentarem-se cobertas por vegetação, com grandes descontinuidades ou ausência de vegetação			
ME	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0	
MD	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0	

Parâmetro 7- Vegetação do entorno											
CATEGORIAS											
ÓTIMA			BOA			REGULAR			PÉSSIMA		
A vegetação do entorno é composta por espécies nativas em bom estado de conservação, encontrando-se em estágio primário ou regeneração em estágio avançado.			A vegetação é composta não só por espécies nativas, mas também por espécies exóticas, contudo apresentando bom estado de conservação, com mínima evidência de impactos antrópicos. Apresentando estágio avançado ou médio de regeneração			Presença nítida de espécies exóticas e pouco resquício de vegetação nativa associada à presença de impactos antrópicos. Vegetação nativa encontra-se em estágio médio ou inicial de regeneração			A vegetação do entorno é praticamente inexistente devido, principalmente, a retirada da vegetação nativa, abertura de trilhas e clareiras ou ainda queimadas e desmatamento. Uso antrópico da área		
ME	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
MD	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Parâmetro 8- Condição da APP											
CATEGORIAS											
ÓTIMA			BOA			REGULAR			PÉSSIMA		
Trechos com mais de 90% da APP coberta por vegetação natural, sem evidências de áreas de cultivo, pastagens e/ou edificações. Vegetação em estágio primário ou avançado de regeneração. A maioria das plantas pode crescer naturalmente. Pode possuir trilhas controladas de acesso à água			APP com 70% a 89% da extensão coberta por vegetação natural, com evidências mínimas de áreas de cultivo, pastagens e/ou edificações, ausência de grandes descontinuidades na vegetação. Possui trilha de acesso para animais. Vegetação pode apresentar estágio médio de regeneração			APP com 50% a 69% coberta por vegetação, com focos representativos de ocupação antrópica para fins agrícolas, pastoris e/ou edificações. Pode haver presença de lixo acumulado. Vegetação em estágio inicial de regeneração.			Menos de 50% da APP coberta por vegetação, com grandes descontinuidades ou ausência de vegetação. Lixo acumulado e uso antrópico da área		
ME	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
MD	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

CATEGORIAS	PONTUAÇÕES
Ótima	125-160
Boa	81-124
Regular	37-80
Péssima	0-36