

UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA – UNIARA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL E
MEIO AMBIENTE

MICAELA FERNANDA PEREIRA FRANCISCO

**Parâmetros funcionais em comunidades de Oligochaeta (Annelida:
Clitelata): uma abordagem para a utilização em Programas de
Biomonitoramento em mananciais paulistas**

Araraquara, SP
2026

MICAELA FERNANDA PEREIRA FRANCISCO

Parâmetros funcionais em comunidades de Oligochaeta (Annelida: Clitelata): uma abordagem para a utilização em Programas de Biomonitoramento em mananciais paulistas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente da Universidade de Araraquara – UNIARA – como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente.

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

Araraquara, SP
2026

FICHA CATALOGRÁFICA

F893p Francisco, Micaela Fernanda Pereira.

Parâmetros funcionais em comunidades de Oligochaeta (Annelida: Clitelata): uma abordagem para a utilização em programas de Biomonitoramento em mananciais paulistas/Micaela Fernanda Pereira Francisco. – Araraquara: Universidade de Araraquara, 2026.
60f.

Dissertação (Mestrado)- Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente- Universidade de Araraquara-UNIARA

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

1. Oligochaeta. 2. Diversidade funcional. 3. Biomonitoramento.
I. Título.

CDU 577.4



UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA - UNIARA

Rua Voluntários da Pátria, 1309 - Centro - Araraquara - SP
CEP 14801-320 | (16) 3301-7100 | www.uniara.com.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

NOME DO(A) ALUNO(A): **Micaela Fernanda Pereira Francisco**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, curso de Mestrado, da Universidade de Araraquara – UNIARA – como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente.

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni
UNIARA – Araraquara

Profa. Dra. Mariana Futenma de Lima
UNIARA – Araraquara

Prof. Dr. Adriano Marques Gonçalves
UNIARA – Araraquara

Araraquara – SP 26 de fevereiro de 2026.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por sempre guiar meus passos, iluminar meus caminhos e me conceder força nos momentos de incerteza. Também por me proporcionar coragem para seguir em frente e transformar desafios em aprendizado, vivendo experiências inesquecíveis e profundamente gratificantes.

Agradeço à minha família e aos meus pais, que são minha base e meu porto seguro. Em especial, à minha mãe, cujo amor incondicional, apoio constante e fé inabalável foram essenciais em cada etapa dessa jornada. Em meio à intensidade e às incertezas que tive ao longo do mestrado, foram vocês que me acolheram, me fortaleceram e me lembraram, tantas vezes, do meu próprio valor.

Ao Prof. Dr. Guilherme, carinhosamente conhecido como “chefe”, expresso minha mais sincera gratidão. Desde a graduação, tornou-se uma referência para mim, não apenas pela competência e dedicação, mas pela forma como conduzia suas aulas e expressava suas experiências. Obrigada por acreditar em mim, por me acolher e por me proporcionar uma oportunidade única, que marcou profundamente minha trajetória. Sua orientação, seus conselhos, sua paciência e até mesmo os momentos de descontração foram fundamentais para que eu crescesse não só como pesquisadora, mas como pessoa.

Aos meus amigos de laboratório, em especial Daiane, Gabriel e Rafael, minha eterna gratidão. Vocês foram muito mais do que colegas, foram apoio, amizade e leveza nos dias difíceis. Entre conversas, risadas, desabafos e momentos compartilhados, construímos memórias que levarei comigo para sempre. É difícil traduzir em palavras o quanto vocês significam para mim, mas saibam que cada gesto de apoio fez toda a diferença nessa caminhada.

Agradeço também às meninas da secretaria, Silvinha e Ivani, pela paciência, cuidado e disposição em ajudar, especialmente nos momentos de maior ansiedade e desespero. A presença de vocês tornou muitos obstáculos mais leves de enfrentar. Expresso minha gratidão também aos outros membros do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente da Universidade de Araraquara (UNIARA) e ao Programa de Suporte à Pós-Graduação de Instituições de Ensino Particulares (PROSUP).

Aos meus amigos, Greice, Larissa, Renata, Olavo, Marília, André e tantos outros que fizeram parte dessa trajetória, deixo meu carinho e gratidão. Cada palavra de incentivo, cada gesto de apoio e cada momento compartilhado contribuíram para que eu chegasse até aqui.

Por fim, agradeço ao meu noivo, Matheus, por ser meu apoio constante, meu refúgio e minha motivação diária. Obrigada por acreditar em mim mesmo quando eu duvidei, por me

acolher nos momentos difíceis e por celebrar comigo cada pequena conquista. Sua parceria é um presente raro, que transforma meus dias e me inspira a ser melhor. Você me impulsiona a enfrentar meus medos e a superar as barreiras que, muitas vezes, eu mesma coloco no meu caminho. Obrigada por caminhar ao meu lado com tanto amor, paciência e cumplicidade.

A todos que, de alguma forma, fizeram parte dessa jornada, deixo minha mais profunda gratidão. Este trabalho carrega um pouco de cada um de vocês.

Resumo

A urbanização e a industrialização têm causado impactos significativos nos ecossistemas aquáticos, especialmente sobre os recursos hídricos, comprometendo a qualidade dos mananciais. Nesse contexto, o biomonitoramento por meio de comunidades biológicas, como os macroinvertebrados bentônicos, constitui uma ferramenta eficaz para a avaliação da qualidade ambiental. Os oligoquetas destacam-se por sua abundância, papel ecológico e sensibilidade às condições do habitat, sendo amplamente utilizados como bioindicadores. A abordagem funcional, ao considerar atributos biológicos e ecológicos das espécies, permite avaliar a relação entre diversidade e funcionamento dos ecossistemas, bem como sua resistência e resiliência frente a perturbações. Assim, este estudo busca avaliar a diversidade funcional de comunidades de oligoquetas ao longo de um gradiente ambiental, contribuindo para o biomonitoramento e a conservação de ecossistemas aquáticos. As amostras de comunidades bentônicas, foram cedidas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e a coleta das comunidades bentônicas seguiu os procedimentos da Norma Técnica CETESB L5.309. As análises estatísticas foram realizadas no software R (R Core Team, 2023), incluindo Análise de Componentes Principais (PCA) e correlação de Pearson para caracterização ambiental, além do cálculo do índice Q de Rao para estimar a diversidade funcional. Os resultados deste estudo contribuem para o aprimoramento do biomonitoramento e para estratégias de conservação e manejo sustentável dos mananciais.

Palavras-chave: Oligochaeta. Diversidade funcional. Biomonitoramento.

Abstract

Urbanization and industrialization have caused significant impacts on aquatic ecosystems, particularly on water resources, compromising the quality of water sources. In this context, biomonitoring based on biological communities, such as benthic macroinvertebrates, constitutes an effective tool for assessing environmental quality. Oligochaetes stand out due to their abundance, ecological role, and sensitivity to habitat conditions, and are therefore widely used as bioindicators. The functional approach, by considering biological and ecological traits of species, allows the evaluation of the relationship between diversity and ecosystem functioning, as well as ecosystem resistance and resilience to disturbances. Thus, this study aims to assess the functional diversity of oligochaete communities along an environmental gradient, contributing to biomonitoring and the conservation of aquatic ecosystems. Benthic community samples were provided by the São Paulo State Environmental Company (CETESB), and sampling followed the procedures established in CETESB Technical Standard L5.309. Statistical analyses were performed using R software (R Core Team, 2023), including Principal Component Analysis (PCA) and Pearson correlation for environmental characterization, as well as the calculation of Rao's Q index to estimate functional diversity. The results contribute to the improvement of biomonitoring and to strategies for conservation and sustainable management of water resources.

Keywords: Oligochaeta. Functional diversity. Biomonitoring.

INDÍCE DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Localização dos reservatórios.....	20
Figura 2. Classificação dos reservatórios.....	21
Figura 3. Biplot das Variáveis Ambientais Seleccionadas.....	27
Figura 4. Relação entre Diversidade Funcional e Gradiente Ambiental Principal.....	28
Figura 5. Bloxpot da Diversidade Funcional por Reservatório.....	29
Figura 6. Associação das espécies de acordo com os FTrs	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Traços funcionais utilizados nas análises	21
Tabela 2. Espécies utilizadas nas análises.....	25
Tabela 3. Associação das espécies de acordo com os FTrs.....	46

Sumário

Introdução	11
1. Objetivos.....	16
1.1 Objetivo Geral.....	16
1.2 Objetivos Específicos.....	16
Hipóteses.....	16
Capítulo 1 – Relação entre a Diversidade Funcional de Oligoquetos e o Gradiente Ambiental em Reservatórios Paulistas.....	17
1. Introdução.....	17
2. Metodologia.....	19
2.1 Origem das Amostras	19
2.2 Área de Estudo e Caracterização Ambiental	19
2.3 Coleta de Dados e Variáveis Ambientais.....	21
2.4 Traços Funcionais	22
2.5 Análises Estatísticas	24
3. Resultados.....	25
4. Discussão.....	29
5. Considerações finais	33
REFERÊNCIAS	34
Capítulo 2 - Diversidade Funcional e Respostas Ambientais de Comunidades de Oligoquetos em Ecossistemas Lênticos.....	40
1. Introdução.....	40
2. Metodologia.....	42
2.1 Origem das Amostras	42
2.2 Área de Estudo e Caracterização Ambiental.....	43
2.3 Coleta de Dados e Variáveis Ambientais	43
2.4 Métricas das comunidades	43
2.5 Análises Estatísticas	44
3. Resultados.....	44
4. Discussão.....	47
5. Considerações finais	50
REFERÊNCIAS	51
6. Conclusão	56
REFERÊNCIAS	57

Introdução

O processo de urbanização, feito de forma acelerada e inadequada, associado à industrialização e ao crescimento populacional, provocou inúmeros impactos no ambiente, alterando suas características (Perez, 2011). Como consequência dessa expansão, a deterioração dos mananciais e a redução de cobertura de água segura para a população, resultou em uma escassez qualitativa (Prat; Munné, 2000).

Nesse cenário, a degradação dos recursos aquáticos tem despertado crescente preocupação ecológica. Desta forma, intensifica-se o interesse em conhecer e preservar esses ecossistemas, bem como compreender suas interações com o ambiente, desenvolvendo critérios que possibilitam diagnosticar os efeitos e a magnitude das intervenções humanas (Norris & Hakwins, 2000). Sendo assim, a saúde de um ecossistema aquático pode ser inferida com base na caracterização da sua estrutura, por meio de elementos biológicos e sua interação com parâmetros físicos e químicos, de seu funcionamento, através de processos fundamentais à manutenção da biodiversidade, como produção, consumo e decomposição de matéria orgânica (Barbosa *et al.*, 2000).

O monitoramento de ambientes dulcícolas, por meio de comunidades biológicas fornece informações relevantes sobre os impactos das atividades antrópicas, que por sua vez influenciam na saúde humana (Callisto, M. *et al.* 2001). Assim, os macroinvertebrados bentônicos têm sido utilizados como indicadores de impactos ambientais. Estes organismos necessitam de características (condições) ambientais específicas para os estabelecimentos de suas populações (Callisto *et al.*, 2000). Neste sentido, a utilização de indicadores biológicos em abordagens de avaliação da saúde de ecossistemas, possibilita a identificação de padrões espaciais e temporais (Scrimgeour e Wicklum, 1996). A análise da funcionalidade dos sistemas aquáticos e de suas comunidades pode ser realizada a partir de atributos funcionais, que expressam características biológicas relevantes (Vieira *et al.*, 2006) permitindo, desse modo, a incorporação das diferenças nos papéis desempenhados pelas espécies e suas contribuições para as relações de diversidade e funcionamento do ecossistema (Díaz & Cabido, 2001).

Entre os macroinvertebrados aquáticos utilizados como bioindicadores, os representantes da Classe Oligochaeta se destacam por apresentarem elevada densidade populacional e por desempenharem papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Esses organismos atuam ativamente na decomposição da matéria orgânica, em função de seus hábitos predominantemente detritívoros, alimentando-se da matéria orgânica depositada no sedimento e contribuindo para o ciclo de nutrientes e energia no ecossistema

(Esteves, 1998; Girolli, 2019). Além disso, ao se deslocarem no sedimento, os oligoquetos promovem o transporte de matéria orgânica das camadas mais profundas para a superfície, favorecendo processos biogeoquímicos e a disponibilidade de nutrientes (Esteves, 1998).

Os oligoquetos apresentam mobilidade limitada e são fortemente influenciados pelas características físicas e químicas do habitat em que ocorrem, o que os torna particularmente sensíveis a alterações ambientais (Behrend *et al.*, 2012). Dessa forma, sua ocorrência e distribuição podem refletir variações nas condições do ambiente, sendo influenciadas por fatores físicos como profundidade, largura, velocidade da corrente e vazão, bem como pelo enriquecimento de matéria orgânica em ecossistemas aquáticos (Gorni *et al.*, 2015).

Em função dessa sensibilidade às alterações químicas do meio, esses indivíduos são amplamente utilizados como bioindicadores em programas de monitoramento da qualidade da água. A riqueza e a abundância desses organismos estão diretamente relacionadas às variáveis ambientais, permitindo a identificação de gradientes de qualidade e a caracterização de habitats específicos (Marchese & Drago, 1999; Falci *et al.*, 2015; Jablonska, 2014).

Neste cenário relacionado a biomonitoramento e qualidade ambiental, a abordagem funcional para a ecologia é a chave para compreensão do papel dos organismos vivos na manutenção do equilíbrio ecossistêmico (Violle *et al.* 2007), por meio de características que determinam a diversidade funcional nas comunidades, possibilitando a detecção das possíveis relações entre os organismos vivos e processos ecossistêmicos, em estudos com diferentes grupos, e.g., vertebrados (Halpern & Floeter 2008, Petchey *et al.* 2007, Micheli & Halpern 2005), artrópodes (Bihn *et al.* 2010, Nichols *et al.* 2008, Andersen 1997), microrganismos (Worsfold *et al.* 2009, McGrady – Steed & Morin 2000; Setälä *et al.* 1998), plantas (Cianciaruso *et al.* 2009, Diaz *et al.* 2007, Walker & Langridge 2002), e estrutura do solo (Maestre & Puche 2009).

A investigação das relações entre a diversidade taxonômica e a diversidade funcional, assim como a influência de variáveis ambientais e espaciais na explicação dos padrões de diversidade funcional, constitui um dos temas centrais e recorrentes na ecologia (Mitchell, 1979; Bengtsson, 1998; Farias & Jaksic, 2009; Heino, 2005, 2009).

Nesse contexto, a incorporação de atributos funcionais — entendidos como características ecológicas relevantes para a persistência das espécies no ambiente — nos estudos de comunidades possibilita avaliar como a composição funcional varia entre assembleias ao longo de gradientes espaciais (Stevens *et al.*, 2003) e temporais (Micheli & Halpern, 2005), além de contribuir para a compreensão dos fatores que determinam a dominância ou raridade de espécies em diferentes condições ambientais (Sacco *et al.*, 2015).

Inúmeras definições para diversidade funcional têm sido sugeridas, entretanto a mais utilizada é a de Tilman (2001), que a descreve como “o valor e a variação das espécies e das características que influenciam o funcionamento das comunidades”, Esse conceito é voltado para a diversidade relacionada à produtividade ambiental, onde em teoria ambientes com maior diversidade de espécies tendem a funcionar de forma mais eficiente, aumentando as taxas dos processos ecológicos (Tilman 2001)

Ademais, segundo Keddy (1992) outra definição relacionada à diversidade funcional é referente às regras de montagem de comunidades, que por sua vez explicam a coexistência das espécies em relação às diferenças em seus atributos, como formas de se alimentar, ocupar espaço ou utilizar recursos. Quando as espécies apresentam funções diferentes, há maior complementaridade no uso dos recursos e maior diferenciação de nichos. Assim, cada uma ocupa um espaço específico no ambiente, o que evita competição excessiva e melhora o aproveitamento dos recursos disponíveis (MacArthur & Levins, 1967; Díaz *et al.*, 1998; Petchey & Gaston, 2002a; Mouillot *et al.*, 2007).

Tais atributos possibilitam comparações entre diferentes habitats, condições ambientais e regiões que apresentam variações na composição taxonômica (Statzner *et al.*, 2004). Assim, o uso de índices que mensuram a biodiversidade em seu aspecto funcional é essencial para compreender a relação entre a biota, o desempenho ecológico dos sistemas e a disponibilidade de recursos (Mouchet *et al.*, 2010).

Com base nesses pressupostos, os macroinvertebrados aquáticos apresentam mecanismos de resposta chamados atributos funcionais e estes correspondem a características morfológicas, fisiológicas ou ecológicas que influenciam diretamente o crescimento, a reprodução e a sobrevivência dos organismos (Violle *et al.*, 2007; Reynaga & Dos Santos, 2012).

Em ambientes sujeitos a perturbações, é comum identificar atributos funcionais relacionados à resistência e à resiliência dos organismos, os quais possibilitam sua permanência nesses locais (Conceição *et al.*, 2020). Nessas condições, os organismos podem possuir estratégias funcionais que permitam enfrentar fatores adversos, seja por meio de mudanças na estrutura da comunidade ou pela capacidade de recuperação após os distúrbios (Hershkovitz & Gasith, 2013). No entanto, ainda há limitações no conhecimento sobre como ocorre, de fato, essa resposta funcional em áreas impactadas. Desta forma, são necessários mais estudos que aprofundem os potenciais e as fragilidades da abordagem funcional aplicada ao biomonitoramento, considerando aspectos como escala espacial, interações ecológicas e o conjunto de espécies presentes em cada ambiente (Saito *et al.*, 2020).

Atualmente, há um intenso debate sobre as relações entre diversidade e funcionamento dos ecossistemas, bem como sobre a forma mais adequada de calcular a diversidade funcional (Tilman *et al.*, 1997; Tilman, 2001; Hooper *et al.*, 2005). Outro ponto amplamente discutido diz respeito à seleção apropriada dos atributos funcionais (Petchey & Gaston, 2006), que devem estar alinhados aos objetivos específicos do estudo (Petchey & Gaston, 2006; Cadotte *et al.*, 2009; Mouchet *et al.*, 2010; Lavorel *et al.*, 2013; Rosado *et al.*, 2013). Quando esses atributos são relacionados a gradientes ambientais, é fundamental que apresentem alta probabilidade de serem influenciados por tais gradientes (Cianciaruso *et al.*, 2009a; Albert *et al.*, 2010; Laughlin *et al.*, 2011).

A quantidade de atributos considerados também exerce papel relevante na análise (Hillebrand & Matthiessen, 2009). Em alguns índices, observa-se que quanto maior o número de atributos utilizados, mais linear tende a ser a relação entre a riqueza de espécies e a diversidade funcional, o que indica uma maior contribuição individual das espécies (Petchey & Gaston, 2002a). Em contrapartida, quando o número de atributos é reduzido, as espécies da comunidade tendem a apresentar maior similaridade funcional, resultando em maior redundância (Díaz & Cabido, 2001; Straub *et al.*, 2010).

Além da seleção dos atributos, a escolha do índice mais apropriado para mensurar a diversidade funcional constitui outro aspecto crítico e amplamente debatido na ecologia funcional. Elementos como a influência da riqueza de espécies sobre os índices, o número e o tipo de atributos empregados, bem como as médias de distância e os métodos de agrupamento utilizados, podem afetar significativamente os resultados obtidos (Podani & Schmera, 2006; Petchey & Gaston, 2007, 2009; Poos *et al.*, 2009; Mouchet *et al.*, 2010; Schleuter *et al.*, 2010).

Dos apontamentos citados anteriormente, a presente pesquisa justifica-se pela necessidade de compreender os impactos antrópicos e buscar ferramentas para mitigá-lo, assegurando a conservação dos mananciais, bem como a manutenção dos serviços ecossistêmicos essenciais. Embora haja diversos estudos tenham avaliado a qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos, ainda existem lacunas científicas quanto ao uso de métricas funcionais capazes de integrar respostas ecológicas ao longo de gradientes de impacto antrópico. Dito isso, a abordagem funcional possibilita avaliar de forma ampla as pressões antrópicas nos ecossistemas e a utilização dos oligoquetos como bioindicadores se mostra estratégica neste processo, visto que esses organismos apresentam sensibilidade a variações ambientais e permitem estudos sobre a qualidade do habitat. A aplicação desses organismos sob a perspectiva da diversidade funcional ainda possui lacunas, até mesmo se tratando de reservatórios com diferentes níveis de impacto antrópico, o que reforça o caráter inédito e

relevante da presente pesquisa. Assim, compreender essas respostas é crucial para a promoção de políticas de conservação e manejo sustentável, viabilizando a resiliência dos ecossistemas aquáticos e favorecendo a acessibilidade a uma água de qualidade para as populações.

Dessa forma, esta dissertação foi organizada em dois capítulos, que abordam de diferentes maneiras a diversidade funcional das comunidades estudadas. O primeiro capítulo analisa a resposta da diversidade funcional ao longo de um gradiente ambiental, compreendido desde o reservatório mais impactado até o menos impactado. O segundo capítulo, por sua vez, é dedicado à avaliação de quatro categorias funcionais (FTrs) associadas ao cálculo do potencial ecológico (EP), agrupando os táxons com base em suas similaridades e relacionando-os aos respectivos FTrs.

1. Objetivos

1.1 Objetivo Geral

Estudar respostas funcionais de comunidades de oligoquetos em mananciais hídricos do Estado de São Paulo, bem como sua aplicação em Programas de biomonitoramento.

1.2 Objetivos Específicos

- Verificar associação das variáveis físicas e químicas da água/sedimento e parâmetros funcionais de comunidades de oligoquetos;
- Avaliar resposta da diversidade funcional de comunidades de oligoquetos aquáticos em relação a gradientes ambientais;
- Contribuir no conhecimento ecológico sobre o uso de parâmetros funcionais de comunidades como ferramenta para o biomonitoramento de mananciais hídricos;
- Ampliar discussões sobre a validação e aplicação de métricas alternativas em programas de biomonitoramento de mananciais hídricos.

Hipóteses

- A diversidade funcional das comunidades de oligoquetos varia ao longo do gradiente ambiental, sendo maior em ambientes intermediários e menor em ambientes extremos (muito impactados ou muito preservados).
- Os parâmetros funcionais das comunidades de oligoquetos estão significativamente associados às variáveis físicas e químicas da água e do sedimento, refletindo a qualidade ambiental dos mananciais.

Capítulo 1 – Relação entre a Diversidade Funcional de Oligoquetos e o Gradiente Ambiental em Reservatórios Paulistas

Resumo

A diversidade funcional refere-se às diferentes funções ecológicas desempenhadas pelas espécies em uma comunidade, influenciando diretamente processos como ciclagem de nutrientes, degradação da matéria orgânica e estabilidade dos ecossistemas. A presença de espécies com distintos traços funcionais favorece a eficiência desses processos, enquanto a redundância funcional contribui para a estabilidade ecológica ao reduzir os efeitos da perda de biodiversidade. Mesmo espécies raras podem exercer funções complementares relevantes. Em contrapartida, pressões antrópicas podem promover perda de espécies e homogeneização biótica, comprometendo o funcionamento dos ecossistemas. Nesse contexto, a diversidade funcional destaca-se como uma ferramenta eficaz na avaliação de alterações ambientais. Macroinvertebrados bentônicos, especialmente oligoquetos, são amplamente utilizados como bioindicadores devido à sua sensibilidade ou tolerância às condições ambientais. Este estudo utilizou dados da CETESB (2014–2016) de sete reservatórios paulistas com diferentes usos do entorno. Foram analisadas comunidades bentônicas e variáveis ambientais, e a diversidade funcional foi estimada com base em traços das espécies, utilizando análises no R, incluindo PCA e índice de Rao. Foram registradas 29 espécies de oligoquetos, com predominância de Naididae e maior abundância de *Aulodrilus pigueti*. A diversidade funcional foi maior em condições intermediárias de impacto ambiental.

Palavras-chave: Diversidade Funcional. Reservatórios. Oligochaeta. Traços Funcionais.

1. Introdução

A diversidade funcional, de acordo com Tilman (2001), considera as diferentes funções ecológicas desempenhadas pelos organismos em uma comunidade. Essas funções influenciam o equilíbrio de nutrientes do ecossistema e, conseqüentemente, afetam a estabilidade da comunidade. Dessa forma, a diversidade funcional constitui uma ferramenta valiosa para compreender os papéis das espécies no funcionamento dos ecossistemas, já que exerce influência significativa sobre esses processos.

Nesse sentido, a teoria da diversidade funcional destaca a relação entre a variedade de traços das espécies e o funcionamento dos ecossistemas. Processos ecossistêmicos essenciais, como a ciclagem de nutrientes e a degradação da matéria orgânica, dependem diretamente da manutenção de diferentes funções desempenhadas pelas espécies (Bellwood *et al.* 2012; Solan

et al. 2004; Hector & Bagchi, 2007). A presença de espécies com combinações distintas de traços funcionais contribui, portanto, para o aumento da diversidade funcional e para a manutenção desses processos (Mouillot *et al.*, 2011; Hedde *et al.*, 2010).

Por outro lado, a redundância funcional, caracterizada pela ocorrência de diferentes espécies desempenhando funções semelhantes, pode atuar como um mecanismo de estabilidade ecológica, reduzindo os efeitos da perda de biodiversidade sobre o funcionamento do ecossistema (Fonseca & Ganade, 2001; Bellwood *et al.*, 2004). Além disso, mesmo espécies raras podem exercer papéis relevantes, contribuindo com funções complementares e ampliando a diversidade funcional das comunidades (Lavergne *et al.*, 2003; Richardson *et al.* 2012). Assim, a simplificação funcional observada em ambientes mais impactados pode refletir não apenas a redução da diversidade, mas também um processo de homogeneização biótica, com perda de funções ecológicas e predominância de estratégias funcionais semelhantes.

De acordo com algumas pesquisas, diversas intervenções humanas têm como consequência perdas taxonômicas e funcionais em assembleias, devido a uma diminuição de determinadas espécies que por sua vez, apresentam nicho mais restrito, acarretando a uma homogeneização biótica (Devictor *et al.*, 2010; Mondy *et al.*, 2014; Leitão *et al.*, 2016).

A homogeneização taxonômica refere-se ao aumento da semelhança entre as espécies em diferentes locais ao longo do tempo, enquanto a homogeneização funcional está associada à redução da variedade de funções desempenhadas pelas espécies dentro da comunidade (Olden & Rooney, 2006). Esse processo, em nível comunitário, pode restringir tanto as funções ecossistêmicas desempenhadas quanto a adaptabilidade da comunidade frente às pressões antrópicas (Clavel *et al.*, 2011; Gámez-Virúés *et al.*, 2015).

Neste contexto, a diversidade funcional pode atuar como um indicador dos processos que governam o conjunto da comunidade, o impacto das perturbações ambientais ou outros fatores (Cadotte *et al.*, 2011; Diaz *et al.*, 2007). Esses índices são medidos pela relação dos padrões funcionais dos organismos com as propriedades a nível do ecossistema (processos biológicos, geoquímicos e físicos), permitindo inferir mudanças nos processos do ecossistema em função das mudanças na composição da comunidade (Hillebrand & Matthiessen, 2009; Schmera *et al.*, 2017).

Entre os organismos que possuem grande contribuição em análises envolvendo a qualidade ambiental, destacam-se os macroinvertebrados bentônicos. Estes podem ser sensíveis ou tolerantes a determinadas condições ambientais e desempenham funções importantes na transformação de matéria orgânica, sendo essenciais na dinâmica e no funcionamento de ecossistemas, além de desenvolverem modificações morfológicas e fisiológicas para sua

adaptação ao habitat, organizadas em grupos funcionais (López *et al.*, 2019; Sabater *et al.*, 2016).

Dentre os representantes deste grupo, destacam-se os oligoquetos, que estão amplamente distribuídos em ambientes de água doce, e, segundo Smith *et al.* (1991), suas características ecológicas os tornam particularmente úteis na avaliação da toxicidade de sedimentos aquáticos. Dessa forma, análises através da biota oferecem uma visão mais abrangente das condições ambientais, uma vez que utilizam organismos com diferentes níveis de sensibilidade ou tolerância, capazes de refletir as alterações ocorridas ao longo do tempo (Metcalf, 1989; Alba-Tercedor, 1996; Karr, 1999).

Desse modo, a integração entre a análise da diversidade funcional e o uso de oligoquetos como bioindicadores permite compreender de forma mais aprofundada como as atividades humanas afetam os ecossistemas aquáticos. Essa abordagem, aplicada em ambientes com diferentes níveis de poluição, possibilita identificar alterações na estrutura das comunidades e contribui para o monitoramento e a conservação da qualidade da água. Diante disso, o objetivo deste estudo é avaliar a diversidade funcional de comunidades de oligoquetos em reservatórios com distintos padrões de uso e ocupação do entorno, buscando compreender como as variações nas condições ambientais influenciam a estrutura funcional dessas assembleias e, consequentemente, a qualidade dos ecossistemas aquáticos.

2. Metodologia

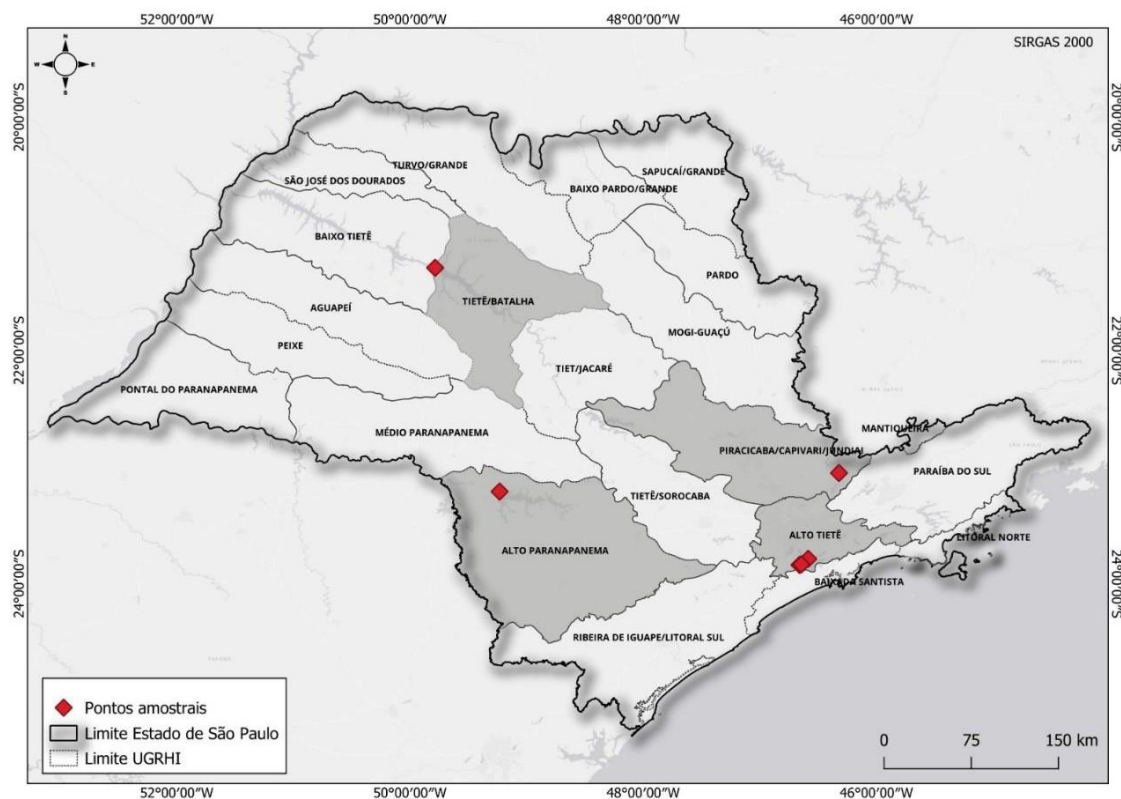
2.1 Origem das Amostras

Esta pesquisa utilizou amostras e dados fornecidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), coletados entre 2014 e 2016. A identificação dos organismos presentes nas amostras foi previamente realizada, de modo que não foi necessária a execução dessa etapa para o desenvolvimento deste trabalho. Os dados resultam de uma parceria entre a CETESB e o Laboratório de Ecotoxicologia Ambiental da Universidade de Araraquara (UNIARA), coordenado pelo Professor Doutor Guilherme Rossi Gorni.

2.2 Área de Estudo e Caracterização Ambiental

Foram selecionados sete reservatórios artificiais localizados no Estado de São Paulo (Figura 1), representando diferentes formas de uso e ocupação do entorno. As coletas foram realizadas em dois tipos de habitats — profundo e sublitoral — de modo a abranger a variabilidade ambiental e biológica dos locais estudados.

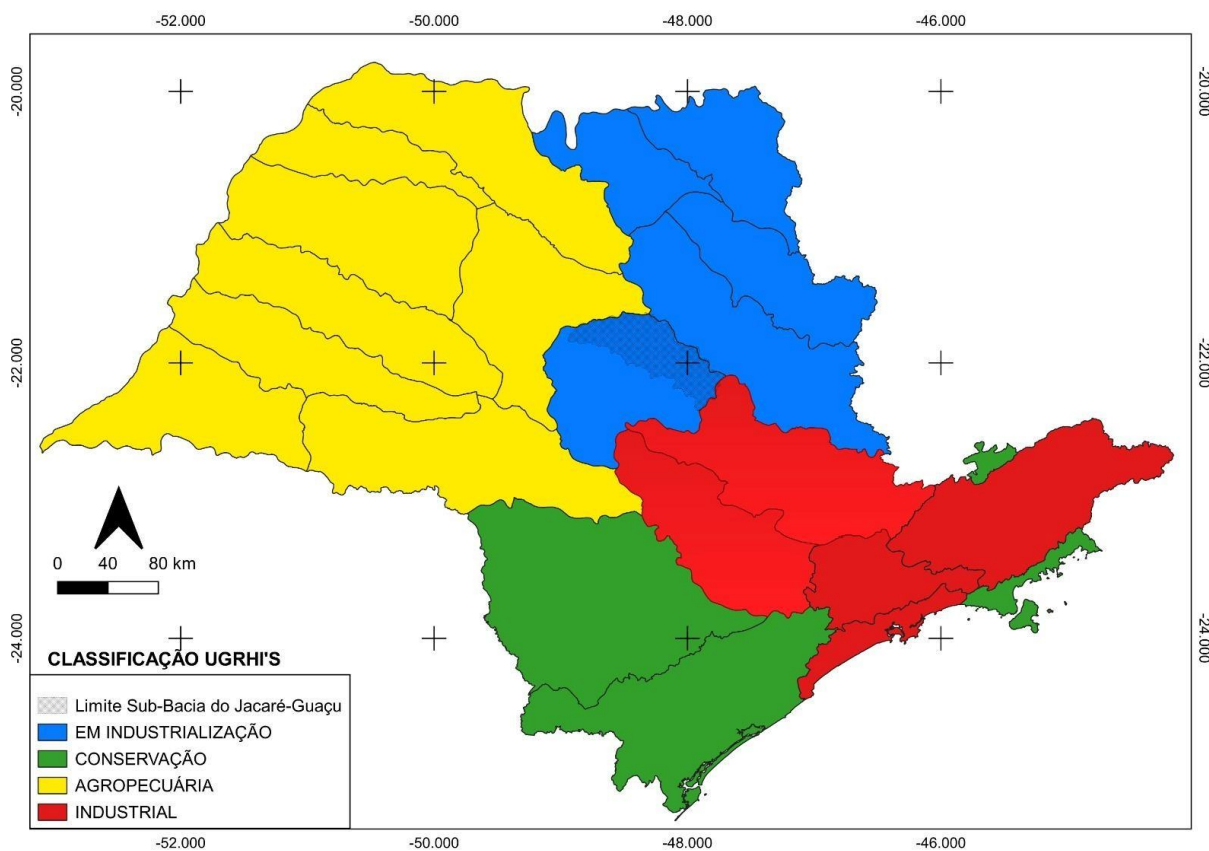
Figura 1. Localização dos reservatórios



Fonte: Elaborado pela autora, 2026.

Como mostra a Figura 1, o reservatório Billings está localizado na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Alto Tietê (UGRHI 6), assim como os reservatórios Graminha, Ribeirão Pequeno e Taquacetuba. Os reservatórios Promissão, Cachoeira e Jurumirim se encontram, respectivamente, na UGRHI 16 (Tietê/Batalha), na UGRHI 5 (Piracicaba, Jundiaí e Capivari) e na UGRHI 14 (Alto Paranapanema). Estes reservatórios possuem diferentes classificações de acordo com a CETESB.

Figura 2. Classificação dos reservatórios.



Fonte: Rosário (2021) adaptado de CETESB (2015).

Observando a Figura 2, os reservatórios Billings, Graminha, Ribeirão Pequeno e Taquacetuba possuem a classificação Industrial. Os reservatórios Promissão, Cachoeira e Jurumirim apresentam respectivamente as classificações Agropecuária, Industrial e Conservação.

As características das bacias hidrográficas nas quais esses reservatórios estão inseridos são descritas conforme o Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2024). Os reservatórios localizados na bacia do rio Tietê (UGRHI's 5, 6 e 16) estão associados a áreas com intensa ocupação urbana e uso múltiplo da água, apresentando maior pressão antrópica. Por outro lado, o reservatório inserido na vertente paulista do rio Paranapanema (UGRHI 14) situa-se em região com menor densidade populacional e maior presença de cobertura vegetal, sendo considerada de maior relevância para a conservação ambiental, apesar da presença de atividades agropecuárias (CETESB, 2024).

2.3 Coleta de Dados e Variáveis Ambientais

A coleta das amostras das comunidades bentônicas seguiu os procedimentos estabelecidos pela

Norma Técnica CETESB L5.309 (CETESB, 2003). O sedimento foi obtido com o auxílio de amostradores quali-quantitativos com malha de 0,5 mm, garantindo a padronização da densidade de organismos (indivíduos.m^{-1}).

A identificação taxonômica, não realizada neste estudo, foi conduzida de acordo com os critérios estabelecidos por Brinkhurst & Jamieson (1971), Righi (1984), Brinkhurst & Marchese (1989), Pinder & Brinkhurst (1994) e Timm (2009).

Para cada ponto de amostragem, foram obtidos dados da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (abundância de espécies) e mensuradas cinco variáveis abióticas da água de fundo, consideradas determinantes na diversidade da macrofauna bentônica (Horsák *et al.*, 2015; Schenková *et al.*, 2018): temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$) e nitrogênio amoniacal (mg/L).

2.4 Traços Funcionais

Para cada espécie identificada, foram compilados dados referentes a seis traços funcionais de acordo com a literatura, como pode ser observado na tabela a seguir (tabela 1). Esses traços foram categorizados ou codificados numericamente, compondo uma matriz de traços por espécie, utilizada no cálculo da diversidade funcional.

Tabela 1. Traços funcionais utilizados nas análises

Traços Funcionais	Níveis	Autores
1 – Tamanho corporal	1 – > 0,1–4 mm 2 – > 4 mm–2 cm 3 – > 2–8 cm 4 – > 8–30 cm 5 – > 30 cm	Brinkhurst & Jamieson (1971); Righi (1984); Brinkhurst & Marchese (1989); Timm (2009);
3 – Associação ao substrato	1 – Nadador 2 – Escavador	Alves et al. (2006);
4 – Potencial regenerativo	1 – Intermediário 2 – Elevado	Juget & Lafont (1994).
6 – Respiração	1 – Aquática (sem órgãos especiais) 2 – Aquática, com papilas (sem ventilação) 3 – Aquática, com brânquias (com ventilação)	Brinkhurst & Jamieson (1971); Righi (1984); Brinkhurst & Marchese (1989); Timm (2009);
9 – Ciclo de vida	1 – Meses 2 – Anos	

10 – Cerdas capilares	1 – Sim 2 – Não	Brinkhurst & Jamieson (1971); Righi (1984); Brinkhurst & Marchese (1989); Timm (2009);
-----------------------	--------------------	--

Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

A respeito da relação que os traços funcionais estabelecem com o ambiente, é possível obter respostas relevantes acerca do funcionamento dos ecossistemas aquáticos. O tamanho corporal constitui uma característica biológica fundamental para a compreensão do papel desses organismos no fluxo de energia e biomassa ao longo da cadeia trófica, uma vez que é proporcional à biomassa introduzida no sistema (Viana, 2019).

De maneira complementar, a associação ao substrato está relacionada à forma como os organismos utilizam e se deslocam no sedimento, incluindo sua posição no habitat e o tipo de locomoção, refletindo diretamente as funções ecológicas desempenhadas pelas espécies no ecossistema (Viana, 2019).

Outro atributo relevante é o potencial regenerativo, que confere aos organismos a capacidade de reconstruir segmentos corporais perdidos, aumentando sua resiliência frente a perturbações físicas e eventos de predação (Glasby et al., 2021).

Além disso, o traço funcional respiração está diretamente relacionado à concentração de oxigênio no ecossistema, podendo refletir a resposta das espécies a gradientes de poluição e a alterações na qualidade ambiental (Viana, 2019).

A longevidade dos organismos, por sua vez, reflete sua tolerância a alterações químicas e físicas do ambiente, uma vez que espécies com maior tempo de vida tendem a persistir sob condições adversas e impactos crônicos, enquanto espécies de vida curta estão geralmente associadas a ambientes mais estáveis e pouco impactados (Viana, 2019).

Por fim, as cerdas permitem a exploração de microhabitats variados e contribuem para a estabilidade dos organismos em ambientes sujeitos a correntes, além de fornecerem proteção adicional contra predadores e variações ambientais (Merz & Woodin, 2006).

De modo geral, os traços funcionais observados nas espécies analisadas refletem diferentes estratégias ecológicas e respostas às condições ambientais. A maioria dos organismos identificados corresponde a anélídeos aquáticos do grupo Oligochaeta, como *Aulodrilus*, *Nais*, *Dero*, *Pristina* e *Limnodrilus*, caracterizados por pequeno tamanho corporal, respiração predominantemente tegumentar e elevado potencial regenerativo. Algumas espécies apresentam adaptações específicas relacionadas às condições do ambiente, como a presença de brânquias em *Dero sawayai* e *Aulophorus furcatus*, que favorecem a sobrevivência em ambientes com variação na disponibilidade de oxigênio (Brinkhurst;

Marchese, 1989).

Por outro lado, espécies como *Nais variabilis* estão associadas a substratos com areia fina e matéria orgânica fragmentada (Verdonschot, 1999), enquanto *Limnodrilus hoffmeisteri* é amplamente reconhecida como indicadora de ambientes com elevada carga orgânica, sendo favorecida por sedimentos finos e temperaturas mais elevadas (Alves; Lucca, 2000; Dornfeld et al., 2006; Lobo; Alves, 2011; Nascimento; Alves, 2009). Além disso, a ocorrência de espécies cosmopolitas, como *Nais communis* e *Aulophorus furcatus*, reforça a capacidade desses organismos de colonizar ambientes com diferentes níveis de perturbação.

Dessa forma, a presença e distribuição dessas espécies, associadas a seus respectivos traços funcionais, indicam adaptação a ambientes com maior acúmulo de matéria orgânica e possível influência antrópica. Ressalta-se, contudo, que as interpretações aqui apresentadas baseiam-se em informações disponíveis na literatura e têm caráter complementar, considerando que variações intra e interespecíficas podem ocorrer, e que a expressão dos traços funcionais pode diferir conforme as condições ambientais e o contexto ecológico de cada sistema.

2.5 Análises Estatísticas

Todas as análises estatísticas e a geração dos gráficos foram realizadas no ambiente de programação R (R Core Team, 2023).

Inicialmente, aplicou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA) sobre os dados ambientais, com o objetivo de identificar as variáveis mais significativas e reduzir a multicolinearidade. Essa etapa foi conduzida com o auxílio do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2022). A correlação entre as variáveis foi explorada por meio de uma matriz de correlação de Pearson, visualizada com o pacote *corrplot* (Wei & Simko, 2021).

O cálculo da diversidade funcional utilizou o índice Q de Rao (Rao, 1982), que incorpora a abundância relativa das espécies e a dissimilaridade funcional entre elas. Esse cálculo baseou-se na matriz de abundância das espécies e na matriz de distância de Gower, derivada dos traços funcionais. A execução dessa etapa foi realizada com o pacote *FD* (Laliberté, Legendre & Shipley, 2014), utilizando a função *dbFD()*.

A visualização dos resultados foi feita com o pacote *ggplot2* (Wickham, 2016), que permite ampla customização e qualidade gráfica.

3. Resultados

Para o presente trabalho, foram utilizadas 29 espécies de oligoquetos (Tabela 2) coletadas nos reservatórios, distribuídos em 3 famílias (Naididae, Tubificidae e Opistocystidae) e 13 gêneros, sendo a espécie que mais ocorre *Aulodrilus pigueti* (2.231 indivíduos) e as que menos ocorrem *Dero multibranchiata* (1 indivíduo) e *Nais schubarti*, (1 indivíduo).

Tabela 2. Espécies utilizadas nas análises

Espécies	
<i>Aulodrilus pigueti</i>	<i>Nais pardalis</i>
<i>Aulophorus borelli</i>	<i>Nais schubarti</i>
<i>Aulophorus costatus</i>	<i>Nais variabilis</i>
<i>Aulophorus furcatus</i>	<i>Opistocysta funiculus</i>
<i>Bothrioneurum sp.</i>	<i>Pristina longidentata</i>
<i>Branchiura sowerbyi</i>	<i>Pristina longisoma</i>
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	<i>Pristina osborni</i>
<i>Dero digitata</i>	<i>Pristina probocidae</i>
<i>Dero evelinae</i>	<i>Pristina rosea</i>
<i>Dero multibranchiata</i>	<i>Pristina sp.</i>
<i>Dero righii</i>	<i>Pristina synclites</i>
<i>Dero sawyai</i>	<i>Slavina evelinae</i>
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	<i>Spirosperma velutinus</i>
<i>Nais communis</i>	<i>Stephensoniana trivandrana</i>
<i>Nais magnaseta</i>	

Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Na comunidade aquática de *Oligochaeta*, a família Naididae destaca-se como a mais abundante e diversa, sendo composta por oito subfamílias e correspondendo a cerca de 50% das espécies descritas no mundo (Rodriguez & Reynoldson, 2011). Além disso, trata-se de uma família cosmopolita, amplamente distribuída e com ocorrência frequente em lagos (Martin, 1996). Apesar dessa elevada diversidade, as espécies *Dero multibranchiata* e *Nais schubart* apresentaram menor ocorrência neste estudo, ainda que componham essa família amplamente diversificada.

De modo geral, espécies do gênero *Dero* são reconhecidas como bons indicadores de condições ambientais associadas à poluição orgânica e a baixos níveis de oxigênio dissolvido em lagos e rios (Martin, 1996). De forma semelhante, espécies do gênero *Nais* também são consideradas cosmopolitas, ocorrendo sob diferentes condições ambientais e em distintos tipos de habitats. No presente estudo, as espécies *Nais communis* e *Nais variabilis* também foram

registradas, corroborando o padrão de ampla distribuição do gênero. *Nais communis* é amplamente distribuída em diversos ambientes aquáticos, inclusive em águas salobras (Righi, 1984; Brinkhurst & Marchese, 1989; Erséus *et al.*, 1999; Lencioni *et al.*, 2004), com preferência por substratos constituídos por areia fina e material orgânico finamente fragmentado (Verdonschot, 1999), enquanto *Nais variabilis* é igualmente cosmopolita (Lencioni *et al.*, 2004) e apresenta afinidade por sedimentos compostos por areia fina com quantidade intermediária de matéria orgânica ou por areia grossa com baixas concentrações desse material (Verdonschot, 1999).

A família Opistocystidae também integra as assembléias de oligoquetos em ambientes lóticos e lênticos, embora geralmente ocorra em menor proporção quando comparada à Naididae. Estudos indicam sua presença ao longo de diferentes gradientes ambientais, além da adoção de estratégias adaptativas, como a formação de cistos em resposta a períodos de seca (Montalto & Marchese, 2005).

Por sua vez, os oligoquetos da família Tubificidae costumam ocorrer em altas densidades, especialmente em sedimentos ricos em matéria orgânica de ambientes lóticos e lênticos, destacando-se por sua importância na decomposição e ciclagem de nutrientes (Brinkhurst & Marchese, 1991).

A espécie com maior ocorrência no presente estudo também apresentou elevada abundância em outro trabalho (Girolli, 2021), sendo caracterizada como um organismo cosmopolita, geralmente encontrado em maiores densidades em ambientes com alta condutividade, velocidade de corrente baixa a moderada e sedimentos lamacentos e argilosos com abundante matéria orgânica (Girolli, 2021). Embora a espécie ocorra tanto em ambientes lênticos quanto lóticos de água doce (Finogenova; Arkhipova, 1994; Schloesser *et al.*, 1995; Šporka, 1996), demonstra preferência por ambientes nos quais a qualidade da água e do substrato apresenta características de nível oligotrófico a mesotrófico (Šporka, 2003), além de ser capaz de tolerar menores concentrações de oxigênio dissolvido e condições de acidificação (Oricari; Hummon, 1975).

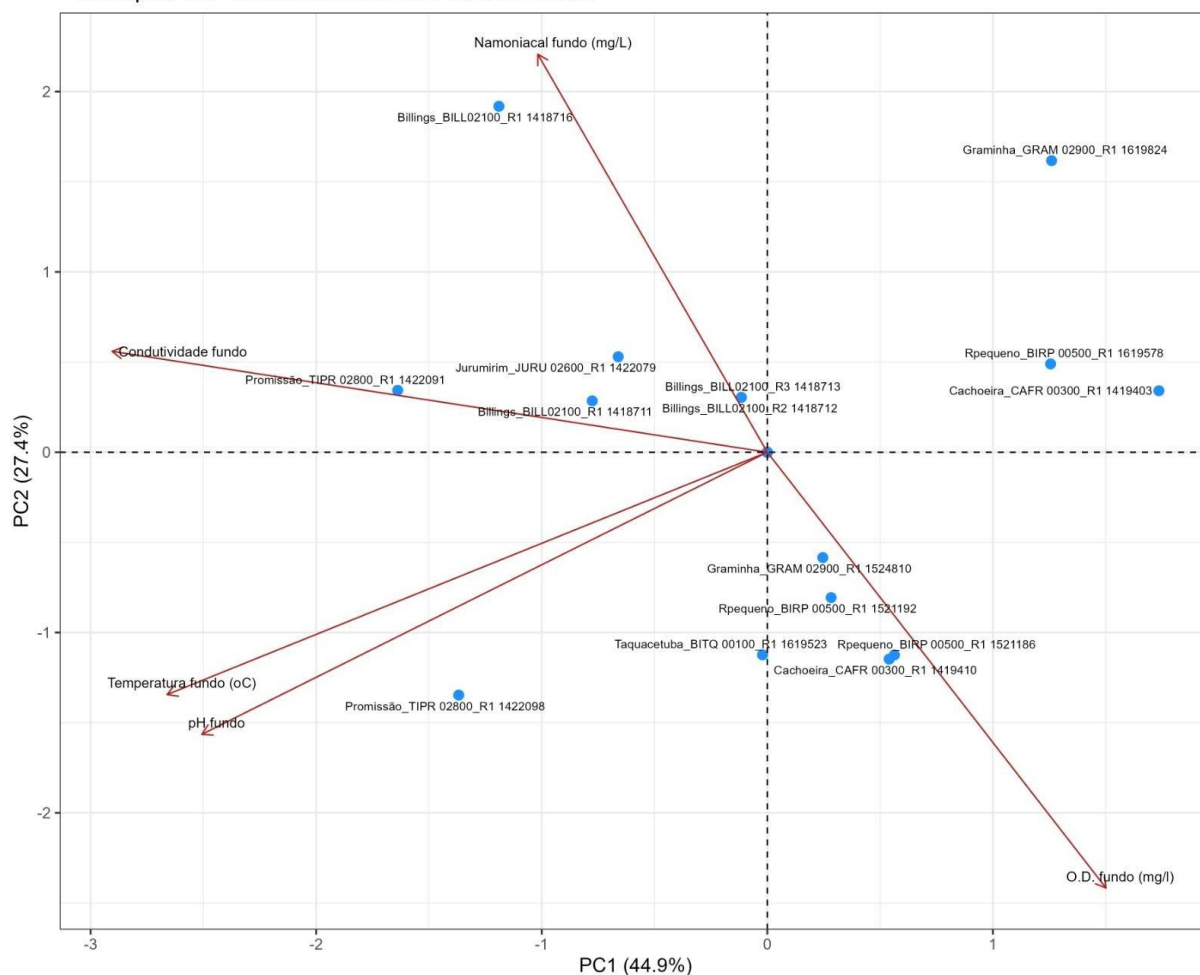
Essas características reforçam a expressiva ocorrência da espécie em reservatórios intensamente eutróficos, indicando sua possível preferência por ambientes lênticos ricos em nutrientes e com elevada condutividade (Girolli, 2021).

Diante dessa relação entre a ocorrência das espécies e as condições ambientais, o gradiente de impacto ambiental foi definido pela classificação dos reservatórios em diferentes categorias, contemplando ambientes nos extremos (muito impactados e menos impactados) e condições intermediárias. Essa classificação considerou a localização dos reservatórios e as

características do entorno dos pontos amostrais, com base na cobertura vegetal, que variou de áreas com ampla vegetação a ambientes predominantemente urbanizados.

A Figura 3 apresenta o Biplot resultante da PCA, destacando a distribuição dos reservatórios em função dos gradientes ambientais observados.

Figura 3. Biplot das Variáveis Ambientais Seleccionadas
PCA Biplot das Variáveis Ambientais Seleccionadas



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

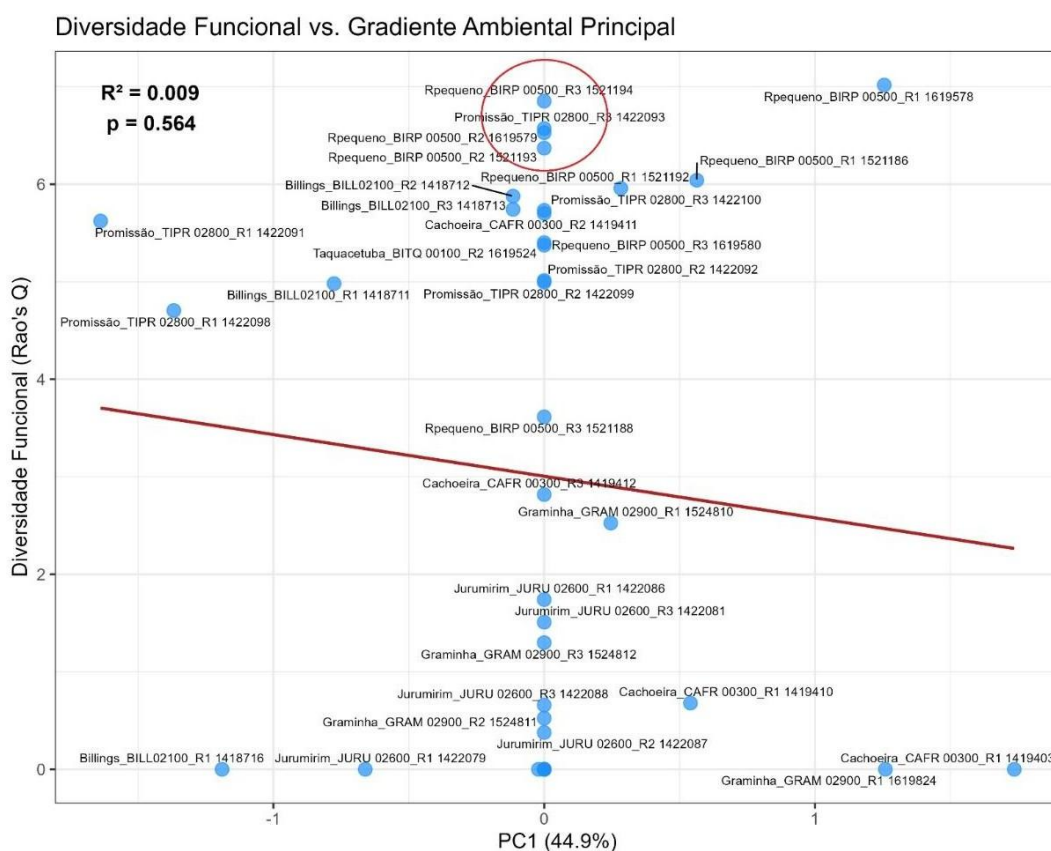
A análise de componentes principais (PCA) (Figura 3), considerando as variáveis avaliadas, apresentou uma PC1 responsável por 44,9% da variação e uma PC2 por 27,4%, totalizando 72,3% da explicação das variações observadas.

O gráfico da PCA das variáveis ambientais selecionadas mostra que a variável oxigênio dissolvido (O.D.) de fundo apresenta valores positivos (associados a ambientes mais limpos) acima de 1, correspondendo à redução da diversidade funcional. Por outro lado, as variáveis: temperatura de fundo e pH de fundo apresentam valores negativos (associados a ambientes mais perturbados) próximos de -2, indicando um aumento da diversidade funcional à medida que se aproximam desse valor.

Ao longo do gradiente que vai do reservatório eutrofizado ao preservado, indicam um aumento da diversidade funcional em reservatórios com condições intermediárias. Em outras palavras, há uma tendência de maior diversidade funcional em ambientes mesotróficos, uma vez que neles ocorre a mistura de espécies adaptadas tanto a ambientes preservados quanto a eutrofizados, exigindo maior plasticidade funcional para a adaptação das espécies.

Assim, os padrões observados na Figura 4 sugerem uma relação inversa entre a diversidade funcional e níveis extremos de poluição, indicando que ambientes altamente preservados ou fortemente impactados tendem a apresentar menor diversidade funcional. Em contraste, condições intermediárias parecem favorecer uma maior diversidade de estratégias funcionais, padrão evidenciado pelos reservatórios destacados na Figura 4, que apresentam valores elevados de diversidade funcional sob níveis moderados de impacto ambiental.

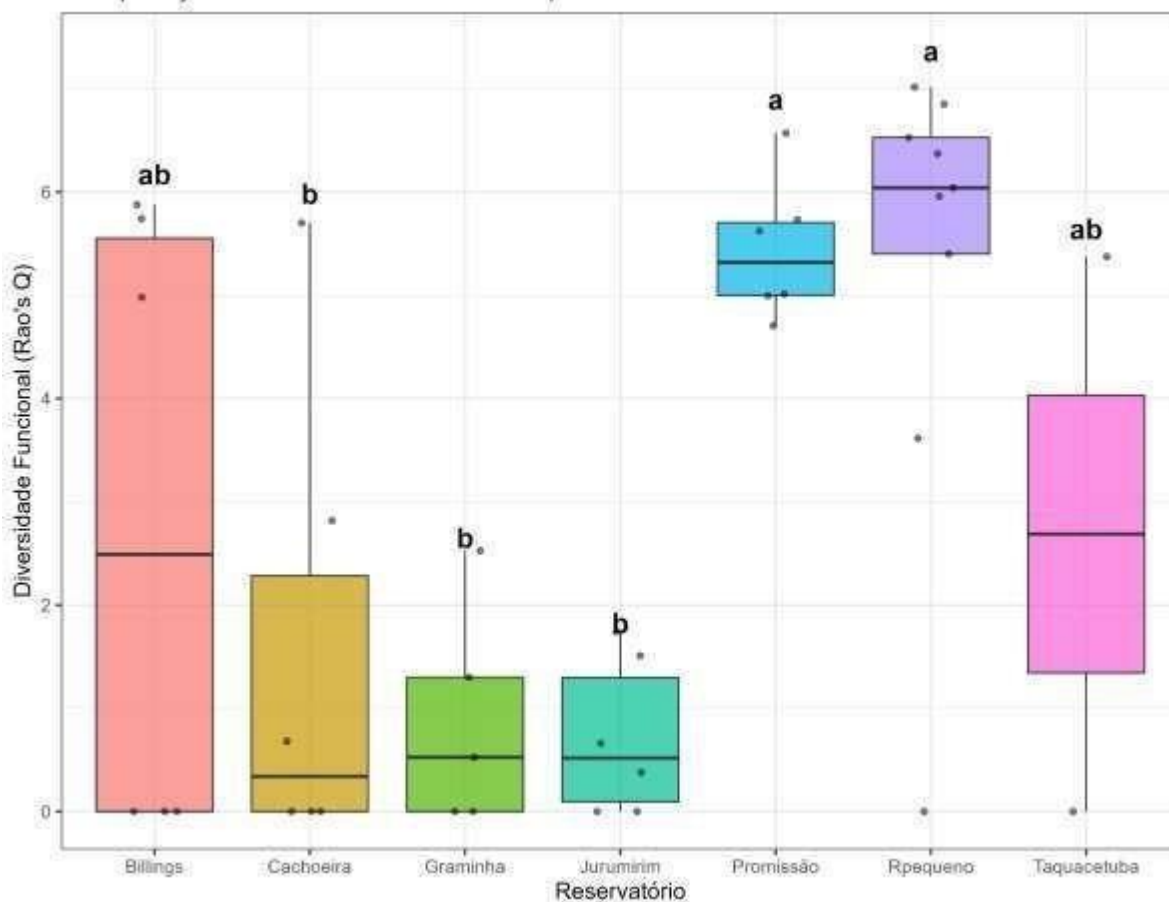
Figura 4. Relação entre Diversidade Funcional e Gradiente Ambiental Principal



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

O boxplot (Figura 5) da comparação da diversidade funcional entre os reservatórios mostra que Promissão e Rpequeno apresentam medianas elevadas (acima de 5) em relação aos demais, indicando maior diversidade funcional. Já os outros reservatórios apresentam medianas próximas a 0.

Figura 5. Bloxpot da Diversidade Funcional por Reservatório
 Comparação da Diversidade Funcional por Reservatório



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

Os pontos fora das caixas (*outliers*), ou seja, valores atípicos que representam medições muito acima ou muito abaixo das amostras do respectivo reservatório puderam ser observados nos reservatórios Billings e Taquacetuba, onde apresentaram um intervalo maior na variação dos pontos, o que demonstra alta dispersão dos dados e grande variação na diversidade funcional.

4. Discussão

As pressões humanas causam degradação ecológica em corpos hídricos, ocasionando a simplificação de habitats e a redução de comunidades aquáticas, o que interfere diretamente no funcionamento do ecossistema (Cardinale *et al.*, 2012; Hooper *et al.*, 2005). A redução da biodiversidade pode desencadear um ciclo de retroalimentação negativa, enfraquecendo a resiliência dos ecossistemas e a provisão de serviços ecossistêmicos, o que ressalta a importância de abordagens funcionais para a gestão e conservação de ecossistemas aquáticos (Mouillot *et al.*, 2013; Díaz *et al.*, 2007).

Nesse contexto, a hipótese do filtro de habitat sugere que perturbações ambientais

promovem a redução da diversidade funcional, uma vez que apenas espécies com determinadas características ou categorias funcionais conseguem sobreviver e se estabelecer em determinados locais. Assim, a pressão ambiental atua como um filtro seletivo, eliminando espécies intolerantes a certas condições, e as perturbações humanas passam a atuar como filtros adicionais, ocasionando alterações na estrutura funcional esperada das comunidades (Poff, 1997; Flourey *et al.*, 2017). Embora índices taxonômicos indiquem alterações na composição da comunidade, a análise de traços funcionais permite identificar respostas mecanicistas às perturbações, uma vez que estressores antrópicos eliminam seletivamente espécies cujas características são sensíveis às condições ambientais (McLean *et al.*, 2019; Teichert *et al.*, 2018).

Os resultados obtidos indicam que a diversidade funcional dos oligoquetos variou ao longo do gradiente de impacto ambiental, com maior abundância em reservatórios intermediários, em comparação aos extremos, muito preservados ou fortemente impactados. Esse padrão pode ser explicado pela maior disponibilidade de nichos nesses ambientes, permitindo a coexistência de espécies adaptadas a diferentes condições ambientais e aumentando a plasticidade funcional da comunidade (Castro *et al.*, 2018). Em ambientes menos impactados, a escassez de matéria orgânica limita a diversidade funcional, favorecendo espécies adaptadas a condições oligotróficas, enquanto nos reservatórios altamente eutrofizados ou poluídos predominam apenas espécies tolerantes (Aoki, 2006; Sowa & Krodziewska, 2019). Dessa forma, os resultados observados na PCA (Figura 4) e nos boxplots (Figura 5) corroboram a perspectiva de que a diversidade funcional atinge valores mais elevados em condições intermediárias de impacto, onde há equilíbrio entre recursos disponíveis e espécies tolerantes.

Os padrões observados ao longo do gradiente de impacto são consistentes com a Hipótese da Perturbação Intermediária, segundo a qual níveis moderados de distúrbio favorecem maior diversidade ao impedir tanto a exclusão competitiva quanto a dominância de espécies altamente tolerantes (Connell, 1978; Bernard-Verdier *et al.*, 2013). Nesse sentido, ambientes submetidos a perturbações intermediárias podem sustentar comunidades funcionalmente mais diversas, refletindo maior heterogeneidade ambiental e maior variedade de estratégias ecológicas.

A contaminação orgânica presente nos ambientes intermediários pode favorecer grupos funcionais específicos, como coletores-filtradores, incluindo oligoquetos, que respondem positivamente ao enriquecimento por matéria orgânica (Aoki, 2006). Assim, ao longo do gradiente ambiental, observa-se que níveis intermediários de impacto proporcionam

maior possibilidade de ocupação de nichos e aumento da diversidade funcional das comunidades. Essa tendência está relacionada ao conceito de entropia ecológica, segundo o qual a introdução de energia no sistema, representada pela matéria orgânica, promove inicialmente o aumento da diversidade, seguido de declínio em níveis extremos de enriquecimento (Aoki, 2006).

De acordo com a hipótese do seguro (ou redundância) da biodiversidade, comunidades com maior redundância funcional tendem a manter suas funções ecológicas mesmo diante da perda de espécies, o que contribui para maior estabilidade e resiliência do ecossistema (de Bello *et al.*, 2007; Micheli & Halpern, 2005). Dessa forma, ambientes intermediários ao longo do gradiente de impacto podem apresentar maior redundância funcional, o que amorteceria os efeitos das perturbações sobre o funcionamento do ecossistema, enquanto ambientes extremos tenderiam a ser mais vulneráveis à perda funcional.

A análise dos traços funcionais individuais reforça essa interpretação. O potencial regenerativo confere maior resiliência frente a perturbações físicas ou predação, enquanto adaptações respiratórias permitem a sobrevivência em ambientes com baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido (Glasby *et al.*, 2021). Esses traços podem ser observados em espécies registradas neste estudo, como *Dero sawayai* e *Aulophorus furcatus*, que apresentam estruturas respiratórias associadas à variação na disponibilidade de oxigênio (Brinkhurst; Marchese, 1989), além de *Limnodrilus hoffmeisteri*, amplamente reconhecida como tolerante a ambientes com elevada carga orgânica (Alves; Lucca, 2000; Dornfeld *et al.*, 2006). Cerdas capilares e a associação ao substrato contribuem para a locomoção, fixação e exploração de microhabitats, sendo características observadas em espécies como *Nais variabilis*, associada a sedimentos com areia fina e matéria orgânica fragmentada (Verdonschot, 1999), e *Nais communis*, amplamente distribuída em diferentes condições ambientais (Righi, 1984; Brinkhurst; Marchese, 1989; Erséus *et al.*, 1999; Lencioni *et al.*, 2004). Essas características funcionais ajudam a explicar a distribuição e a abundância observadas das espécies nos diferentes reservatórios analisados.

A resistência e a resiliência dos oligoquetos frente às pressões antrópicas podem ser compreendidas a partir da interação entre suas características fisiológicas e seus atributos funcionais. Espécies tolerantes são capazes de persistir em ambientes com elevada carga orgânica e baixos níveis de oxigênio dissolvido, frequentemente predominando em sistemas impactados (Rosa *et al.*, 2022). Nesses ambientes, a decomposição da matéria orgânica intensifica a redução do oxigênio dissolvido, favorecendo organismos adaptados a condições hipóxicas, que utilizam o sedimento como fonte de alimento e abrigo (Alves *et al.*, 2008). Em nível fisiológico, esses organismos apresentam adaptações que favorecem sua sobrevivência

frente a estressores ambientais, reforçando seu papel como bioindicadores (Moreno-Ocio et al., 2024), enquanto características comportamentais, como a capacidade de explorar o sedimento e tolerar variações ambientais, contribuem para sua persistência e recuperação após perturbações (Poznańska et al., 2017).

Sob a perspectiva da diversidade funcional, o conjunto de traços exibidos pelos organismos reflete adaptações às condições ambientais, permitindo compreender a relação entre atributos e ambiente (Verberk et al., 2008; Dezérald et al., 2015). Modificações físicas e químicas decorrentes de atividades antrópicas atuam como filtros ambientais, selecionando espécies com características específicas (Poff, 1997; Díaz et al., 2008). Nesse contexto, atributos como pequeno tamanho corporal, ciclos de vida curtos e hábito alimentar coletor estão associados a maior resiliência e capacidade de resposta a perturbações (Dolédéc et al., 2006). Além disso, a predominância desses atributos em ambientes antropizados reflete a seleção de organismos capazes de tolerar baixa disponibilidade de oxigênio, menor diversidade de recursos e alterações no habitat (Dolédéc et al., 2006; Vandewalle et al., 2010; Miserendino & Masi, 2010). Dessa forma, a dominância de oligoquetos em ambientes impactados pode ser explicada pela combinação de tolerância fisiológica e atributos funcionais que conferem resistência e resiliência frente às variações ambientais.

Portanto, os resultados demonstram que os impactos humanos não apenas reduzem a diversidade, mas também reorganizam a estrutura funcional das comunidades de oligoquetos. Ambientes com níveis intermediários de perturbação apresentaram maior diversidade funcional, refletindo a coexistência de diferentes estratégias ecológicas e a ocupação de nichos variados. No entanto, esse padrão não indica que a presença ou atividade humana seja benéfica, mas sim que, em condições intermediárias de impacto, ocorre uma maior heterogeneidade ambiental, permitindo a coexistência de espécies com diferentes categorias funcionais, como adaptações respiratórias, potencial regenerativo, cerdas capilares e associação ao substrato (Glasby et al., 2021; Merz & Woodin, 2006). Em contrapartida, ambientes altamente impactados tendem à simplificação funcional, com predominância de espécies tolerantes, enquanto ambientes mais preservados podem apresentar menor diversidade funcional em função da maior especialização das espécies (Cardinale et al., 2012; Hooper et al., 2005). Esses achados reforçam a relevância da abordagem funcional na avaliação da saúde de ecossistemas aquáticos, fornecendo subsídios para biomonitoramento, conservação e manejo sustentável de mananciais hídricos, assegurando a manutenção dos processos ecossistêmicos e a disponibilidade de recursos essenciais tanto para a biodiversidade quanto para a população humana.

5. Considerações finais

A presente pesquisa evidencia de forma clara a relevância da abordagem funcional como uma ferramenta robusta para compreender os efeitos das pressões antrópicas sobre ecossistemas aquáticos. Ao demonstrar a variação da diversidade funcional dos oligoquetos ao longo de um gradiente de impacto, este estudo vai além das análises tradicionais baseadas apenas na riqueza de espécies, revelando que as perturbações humanas promovem uma reorganização estrutural das comunidades. Essa reorganização implica não apenas na perda de espécies, mas em mudanças profundas na distribuição de funções ecológicas, afetando diretamente o funcionamento e a capacidade de manutenção dos processos ecossistêmicos.

A maior diversidade funcional observada em níveis intermediários de perturbação sugere que a heterogeneidade ambiental e a disponibilidade moderada de recursos favorecem a coexistência de diferentes estratégias ecológicas, aumentando a redundância funcional e, conseqüentemente, a resiliência do ecossistema. Por outro lado, ambientes fortemente impactados tendem a apresentar simplificação funcional, o que pode reduzir a estabilidade ecológica a longo prazo. Já em ambientes mais preservados, a menor diversidade funcional não representa um impacto negativo, mas pode estar associada à maior especialização das espécies e à estabilidade das condições ambientais, favorecendo conjuntos funcionais mais específicos.

Dessa forma, este trabalho demonstra de maneira aplicada que a utilização de traços funcionais e das respostas das espécies constitui uma metodologia sensível e eficiente para detectar alterações ambientais, muitas vezes não evidenciadas por abordagens taxonômicas. Assim, a incorporação dessa abordagem em programas de biomonitoramento representa um avanço significativo, permitindo diagnósticos mais precisos da qualidade ambiental e subsidiando estratégias de manejo e conservação mais eficazes, voltadas à manutenção da integridade ecológica, da resiliência dos ecossistemas aquáticos e da continuidade dos serviços ecossistêmicos essenciais.

REFERÊNCIAS

- Alba-Tercedor, J. Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad De Las Águas De Los Rios. **IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA)**, Almeria, vol. II: p. 203-213, 1996.
- Alves, R.G. & Lucca, J.V. 2000. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à Bacia do Ribeirão do Ouro Araraquara (São Paulo-Brasil). **Braz. j. ecol.**, 4 (1-2): 112-117.
- Alves, R.G., Marchese, M.R., Martins, R.T. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brasil). *Biota Neotropica*, v. 8, n. 1, p. 69-72, 2008.
- Aoki, I., 2006. Min-Max principle of entropy production with time in aquatic communities. **Ecol. Complex.** 3, 56-63.
- Bellwood DR, Hoey AS, Hughes TP (2012) Human activity selectively impacts the ecosystem roles of parrotfishes on coral reefs. *Proc R Soc Lond B Biol Sci* 279: 1621–1629.
- Bellwood DR, Hughes TP, Folke C, Nystrom M (2004) Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429: 827–833.
- Bernard-Verdier, M., Flores, O., Navas, M. L., & Garnier, E. (2013). Partitioning phylogenetic and functional diversity into alpha and beta components along an environmental gradient in a Mediterranean rangeland. **Journal of Vegetation Science**, 24(5), 877-889.
- Brinkhurst, R. O.; Jamieson, B. G. M. 1971. Aquatic Oligochaeta of the world. **University of Toronto Press**, p. 860.
- Brinkhurst, R. O. & Marchese, M. R., 1991, Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de sur y centroamérica. **Asociación Ciencias Naturales del Litoral**. J. Maciá, San Tome (3016), Argentina, 207p.
- Brinkhurst, R.O.; Marchese, M.R. 1989. Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica. **Santa Fé: Asociación de ciencias naturales del litoral**, 1989. 207p.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K. & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **J. Appl. Ecol.**, 48, 1079–1087.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature** 486, 59-67. <http://dx.doi.org/10.1038/nature111148>.
- Castro, D. M. P., Dolédec, S. & Callisto, M. (2018) Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savana stream. **Ecological Indicators**, 84, 573-582. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>

CETESB L5.309. 2003. Determinação de bentos de água doce - Macroinvertebrados: Métodos qualitativo e quantitativo. São Paulo, p. 16.

Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V., 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? **Front. Ecol. Environ.** 9, 222-228. <http://dx.doi.org/10.1890/080216>.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2024. São Paulo: CETESB, 2024.

Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs – high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. **Science**, 199 (4335), 1302-1310. 10.1126/science.199.4335.1302

de Bello, F., Leps, J., Lavorel, S., & Moretti, M. 2007. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. **Community Ecology**, 8(2), 163-170. DOI: 10.1556/ComEc.8.2007.2.3

Devictor, V., Clavel, J., Julliard, R., Lavergne, S., Mouillot, D., Thuiller, W., Venail, P., Villéger, S., Mouquet, N., 2010. Defining and measuring ecological specialization. **J. Appl. Ecol.** 47, 15-25. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01744.x>

Dézerald, O.; Céréghino, R.; Corbara, B.; Dejean, A.; Leroy, C., 2015. Functional trait responses of aquatic macroinvertebrates to simulated drought in a Neotropical bromeliad ecosystem. *Freshw. Biol.* 60, 1917-1929.

Diaz, S.; Lavorel, S.; Chapin III, F. S.; Tecco, P.; Gurvich, K. (2007). Functional diversity-at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. **In Terrestrial Ecosystems in a Changing World** (pp. 81-91).

Díaz, S. et al. (2008). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS*.

Dolédec, S.; Phillips, N.; Scarsbrook, M.; Riley, R. H.; Townsend, C. R., 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25, 44-60.

Erséus, C., Grimm, R., Healy, B., Lundberg, S., Rota, E. & Timm, T. 1999. Clitellate diversity in Nationalstadsparken, an urban national park in Stockholm, Sweden. **Hydrobiologia**, 406: 101-110.

Finogenova, N. P.; Arkhipova, N. R. Morphology of some species of the genus *Aulodrilus* Bretscher. **Hydrobiologia**, v. 278, n. 1, p. 7–15, 1994.

Floury, M., Usseglio-Polatera, P., Delattre, C., Souchon, Y., 2017. Assessing long-term effects of multiple, potentially confounded drivers in ecosystems from species traits. **Glob. Chang. Biol.** 23, 2297-2307. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13575>.

Fonseca CR, Ganade G (2001) Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *J Ecol* 89: 118–125.

Gámez-Virués, S., Perovic, D. J., Gossner, M. M., Borschig, C., Bluthgen, N., de Jong, H., Simons, N., K., Klein, A. -M., Klauss, J., Maier, G., Scherber, C., Steckel, J., Rothenwohrer, C., Steffan-Dewenter, I., Weiner, C. N., Weisser, W., Werner, M., Tschardtke, T., Wesrphal, C., 2015. Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. **Nat. Commun.** 6, 8568. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms9568>.

Glasby, C. J., Erséus, C., & Martin, P. (2021). Annelids in Extreme Aquatic Environments: Diversity, Adaptations and Evolution. **Diversity**, 13(2), 98. <https://doi.org/10.3390/d13020098>

Girolli, D.A, Lima, M.F., Sanches, N.A.O., Colombo-Corbi, V., Corbi, J.J., Gorni, G.R. Aquatic oligochaetes (Annelida: Clitellata) in reservoirs in São Paulo State: list of occurrence and ecological observations on the species. **Biota Neotropica** 21(3): e2021. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1152>

Hector A, Bagchi R (2007) Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448: 188–U186.

Hedde M, Bureau F, Chauvat M, Decaens T (2010) Patterns and mechanisms responsible for the relationship between the diversity of litter macro-invertebrates and leaf degradation. *Basic Appl Ecol* 11: 35–44.

Hillebrand, H., & Matthiessen, B. (2009). Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. **Ecology Letters**, 12 (12), 1405-1419. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01388.x>

Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., LoreU, M., Naeem, S., Schmid, B., Setala, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., Wardle, D. A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecol. Monogr.** 75, 3-35. <http://dx.doi.org/10.1890/04-0922>.

Horsák, M.; Bojková, J.; Zelinka, M.; Opravilová, V. (2015). Oligochaeta as bioindicators of environmental quality in running waters: a review. **Hydrobiologia**, v. 742, p. 1–17.

Karr, J. R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology** 4: p. 221- 234, 1999.

Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., Laliberté, M. E. (2014). **Package ‘FD’**. Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.2.

Lavergne S, Garnier E, Debussche M (2003) Do rock endemic and widespread plant species differ under the Leaf-Height-Seed plant ecology strategy scheme? *Ecol Lett* 6: 398–404.

Leitão, R. P., Zuanon, J., Villéger, S., Williams, S. E., Baraloto, C., Fortunel, C., Mendonça, F. P., Mouillot, D., 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proc. R. Soc. B** 283. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.0084>.

Lencioni, V., Dumnicka, E. & Maiolini, B. 2004. The oligochaete fauna in high mountain streams (Trentino, NE Italy): ecological and taxonomical remarks. **Studi Trent. Sci. Nat. Acta Biol.**, 81: 167-176.

- Lobo, H.; Alves, R.G. Influence of body weight and substrate granulometry on the reproduction of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Naididae: Tubificinae). **Zoologia**, v. 28, n. 5, p. 558-564, 2011.
- López, J. S. et al. Macroinvertebrates as bioindicators of water quality. **Water**, v. 11, n. 5, p. 1–18, 2019.
- Martin P. 1996. Oligochaeta and Aphanoneura in ancient lakes: a review. **Hydrobiologia** 334: 63–72.
- McClean, S. R.; et al. (2019). Linking functional traits of benthic macroinvertebrates to environmental gradients: a global review. **Freshwater Biology**, v. 64, p. 1921–1936.
- Merz, R. A., & Woodin, S. A. (2006). Polychaete chaetae: function, fossils, and phylogeny. **Integrative and comparative biology**, 46(4), 481-496.
- Metcalf, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution** 60, p. 101-139, 1989.
- Micheli, F., and, B. S. Halpern. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. **Ecology Letters**, 8: 391-400.
- Mondy, C. P., Usseglio-Polatera, P., 2014. Using fuzzy-coded traits to elucidate the non random role of anthropogenic stress in the functional homogenisation of invertebrate assemblages. **Freshw. Biol.** 59, 584-600. <http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12289>.
- Montalto, L., & Marchese, M. (2005). Cyst formation in Tubificidae (Naidinae) and Opistocystidae (Annelida, Oligochaeta) as an adaptive strategy for drought tolerance in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. **Wetlands**, 25(2), 488-494.
- Moreno-Ocio, I.; Aquilino, M.; Llorente, L.; Martínez-Madrid, M.; Rodríguez, P.; Méndez-Fernández, L.; Planelló, R. Toxicogenomics of the Freshwater Oligochaete, *Tubifex tubifex* (Annelida, Clitellata), in Acute Water-Only Exposure to Arsenic. *Int. J. Mol. Sci.* 2024, 25, 3382. <https://doi.org/10.3390/ijms25063382>
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., Bellwood, D. R., 2013. A Functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends Ecol. Evol.** 28, 167-177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Mouillot D, Villeger S, Scherer-Lorenzen M, Mason NWH (2011) Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. *PloS One* 6(3): e17476 doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017476>
- Nascimento, H.L.S. & R.G. Alves. 2009. The effect of temperature on the reproduction of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta, Tubificidae). **Zoologia** 26 (1): 191-193. doi: 10.1590/S198446702009000100026.
- Oksanen, J.; et al. (2022). vegan: **Community Ecology Package**. R package version 2.6-4.

Olden, J. D., Rooney, T. P., 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. **Glob. Ecol. Biogeogr.** 15, 113-120. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006>.

Oricari, L. A.; Hummon, W. D. Effects of environmental stress on freshwater oligochaetes. **The American Midland Naturalist**, v. 94, p. 134–145, 1975.

Pinder, A. M. & Brinkhurst, R. O. (1994). A Preliminary Guide to the Identification of the Microdrile Oligochaeta of Australian Inland Waters. **Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology**, Albury, New South Wales, Austrália. 135 pp.

Poff, N., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **J. North Am. Benthol. Soc.** 16, 391-409.

Poznańska, M., Werner, D., Jabłońska-Barna, I. *et al.* The survival and behavioural responses of a near-shore chironomid and oligochaete to declining water levels and sandy substratum drying. *Hydrobiologia* **788**, 231–244 (2017). <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3000-7>

Rao, C. R. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. **Theoretical Population Biology** 21:24–43.

Rosa J, de Oliveira FR, Fátima Pereira L, de Melo Silva M, Bueno-Krawczyk ACD. 2022. Temporal variation in *Oligochaeta* species composition in an anthropized stretch of a Neotropical urban river. *Int. J. Lim.* 58: 6

Richardson SJ, Williams PA, Mason NWH, Buxton RP, Courtney SP, et al. (2012) Rare species drive local trait diversity in two geographically disjunct examples of a naturally rare alpine ecosystem in New Zealand. *J Veg Sci* 23: 626–639.

Righi, G. 1984. Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil. **CNPq/Coordenação Editorial**, Brasília, p. 48.

Rodriguez, P. & Reynoldson, T.B. 2011. The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes. Ed. **Springer Science**, London.

Schenkova, J.; Horsák, M.; Soldán, T.; Zelinka, M. (2018). Testing the robustness of the Oligochaete Index of Sediment Bioindication (IOBS) for assessing ecological status of running waters. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 1026–1033.

Schloesser, D. W.; Reynoldson, T. B.; Rosenberg, D. M. Distribution of freshwater oligochaetes in relation to sediment characteristics and pollution. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 14, p. 123–132, 1995.

Schmera, D., Heino, J., Podani, J., Erős, T., & Dolédec, S. (2017). Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787(1), 27-44.

S. López, D. Huertas, A. Jaramillo, D. Calderón y J. Díaz, "Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Teusacá (Cundinamarca, Colombia)", **Ingeniería y Desarrollo**, vol. 37, no. 2, pp. 269-288, 2019.

Smith, P. D., Kennedy, J. H. & Dickson, L. K. 1991. An evaluation of a naidd oligochaeteas a toxicity test organism. **Environ. Toxicol. Chem.** 10: 1459- 1465.

Solan M, Cardinale BJ, Downing AL, Engelhardt KAM, Ruesink JL, et al. (2004) Extinction and ecosystem function in the marine benthos. *Science* 306: 1177–1180.

Šporka, F. Macrozoobenthos of streams and reservoirs in relation to environmental conditions. **Biologia**, v. 51, p. 27–36, 1996.

Šporka, F. Relationships between benthic communities and environmental factors in Slovak water bodies. **Biologia**, v. 58, p. 93–102, 2003.

S. Sabater, J. Donato, A. Giorgi y A. Elozegi, El río como ecosistema. Conceptos y técnicas en ecología fluvial, España: **Fundación BBVA**; pp. 23-37, 2016.

Team, R. C. T. C. (2023). R: A language and environment for statistical computing [Computer software]. R Foundation for Statistical Computing.

Teichert, N., Lepage, M., & Lobry, J. (2018). Beyond classic ecological assessment: the use of functional indices to indicate fish assemblages sensitivity to human disturbance in estuaries. **Science of the total environment**, 639, 465-475.

Tilman, D. (2001). Functional diversity. In: Levin, S.A. (Ed.), **Encyclopedia of Biodiversity**, vol. 3. Academic Press, NewYork, pp. 109-120.

Timm, T. 2009. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. **Lauterbornia** 66: p. 1-235.

Verdonschot, P. F. M. (1999). Micro-distribution of oligochaetes in a soft-bottomed lowland stream (the Aa, the Netherlands). **Hydrobiologia**, v. 406, p. 149–163.

Viana, I. **Uso de traços funcionais para Oligochaeta (Annelida:Clitellata): relação com funcionamento do ecossistema aquático.** 2019. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade de Araraquara – UNIARA.

Capítulo 2 - Diversidade Funcional e Respostas Ambientais de Comunidades de Oligoquetos em Ecossistemas Lênticos

Resumo

O biomonitoramento é uma ferramenta importante na avaliação da integridade de ecossistemas aquáticos, utilizando bioindicadores para diagnosticar condições ambientais. Entre eles, os macroinvertebrados bentônicos se destacam por sua sensibilidade a poluentes e relação direta com o ambiente. Dentre esses organismos, os oligoquetos são amplamente utilizados devido à sua distribuição, papel na ciclagem da matéria orgânica e variação na tolerância à poluição, refletindo gradientes ambientais. A abordagem funcional permite uma análise mais integradora, ao considerar traços morfológicos, fisiológicos e ecológicos relacionados às respostas dos organismos às condições ambientais. Nesse contexto, as categorias funcionais de resposta (FTR) possibilitam agrupar espécies conforme sua tolerância e sensibilidade, relacionando a composição das assembleias à qualidade ambiental. A presente pesquisa utilizou dados da CETESB entre os anos de 2014 e 2016, de sete reservatórios paulistas com diferentes usos do entorno. Foram analisadas variáveis ambientais e comunidades bentônicas, aplicando-se o índice de Rao e análises de agrupamento para classificar 36 espécies em quatro grupos funcionais.

Palavras-chave: Diversidade Funcional. Oligochaeta. Categorias Funcionais de Respostas.

1. Introdução

O biomonitoramento é amplamente utilizado na avaliação da integridade ecológica de ecossistemas de água doce (Callisto *et al.*, 2019) e está previsto na legislação brasileira como uma ferramenta baseada no uso de bioindicadores da qualidade da água para o diagnóstico das condições ambientais dos ecossistemas aquáticos (Brasil, 2008). Segundo Norris e Thoms (1999), os efeitos observados sobre a biota fornecem informações relevantes e integradoras sobre a saúde dos ecossistemas.

Dito isso, os macroinvertebrados bentônicos são os mais utilizados nas avaliações da integridade dos ambientes aquáticos, pois possuem diversas características vantajosas, como: grupo muito diverso; sensíveis a vários tipos de poluentes e perturbações; participam da degradação da matéria orgânica e da ciclagem de nutrientes nas cadeias tróficas (CETESB, 2012; Callisto *et al.*, 2019; Carvalho e Uieda, 2004).

Além disso, eles também são considerados ótimos indicadores de qualidade ambiental,

devido a sua presença e distribuição estarem intimamente relacionadas as condições ambientais (Tundisi e Tundisi, 2008). Dessa forma, o estudo focado na organização das comunidades bentônicas possibilita uma compreensão ampla sobre o estado de conservação e o equilíbrio dos ecossistemas de água doce (Stoddard *et al.*, 2006).

Dentre os macroinvertebrados, os oligoquetos têm ganhado destaque em estudos ecológicos devido às suas características biológicas e funcionais. Esses organismos desempenham um papel fundamental nos processos de decomposição e ciclagem da matéria orgânica em ambientes de água doce (Ragonha; Takeda, 2014; Cesar; Henry, 2017), possuem distribuição cosmopolita e frequentemente vivem associados a outros grupos de organismos (Corbi *et al.* 2004, Alves & Gorni 2007, Gorni & Alves 2007, Gorni & Alves 2008, Oda 2015). Além disso, sua mobilidade é limitada e são influenciados pelas condições específicas do habitat onde se encontram (Behrend *et al.*, 2012).

Outros fatores relevantes incluem o fácil manuseio dos oligoquetos em estudos laboratoriais (Hellawell, 1986) e a ampla variação na tolerância das espécies à contaminação orgânica, que abrange desde táxons mais sensíveis até aqueles altamente resistentes à poluição, possibilitando uma variação de gradientes ambientais (Queiroz; Silva; Trivinho-Strixino, 2008).

Sendo assim, a assembleia de Oligochaeta pode refletir o estado de conservação ou degradação de ecossistemas aquáticos, uma vez que a composição faunística desse grupo responde de maneira consistente às variações ao longo de gradientes ambientais (Schiavone; Monzane; Lucca, 2012; Suriani *et al.*, 2007; Behrend *et al.*, 2012).

Nesse contexto, os macroinvertebrados apresentam categorias funcionais que respondem às alterações ambientais, as quais englobam características morfológicas, fisiológicas e ecológicas diretamente relacionadas aos processos de crescimento, reprodução e sobrevivência (Violle *et al.*, 2007; Reynaga & dos Santos, 2012). A utilização dessas categorias funcionais permite obter informações mais integradoras, favorecendo uma compreensão mais ampla dos processos ecológicos e da integridade dos ecossistemas aquáticos (Bonada *et al.*, 2006; Schmera *et al.*, 2017). Partindo deste pressuposto, a diversidade funcional é uma ferramenta complementar para a obtenção de informações referentes a relação da dinâmica da comunidade com a integridade dos ecossistemas, sendo de muita utilidade para os programas de biomonitoramento, principalmente em ambientes ameaçados (Casotti *et al.*, 2015; Classen-Rodríguez *et al.*, 2017).

Através desta metodologia, uma das abordagens funcionais aplicadas especificamente às comunidades de oligoquetos é o método das categorias funcionais de resposta (*Functional*

Trait Response – FTR), que tem como objetivo classificar os táxons de acordo com suas respostas ecológicas frente as condições ambientais, possibilitando relacionar a composição funcional das assembleias de oligoquetos a gradientes de qualidade ambiental e a processos físico-químicos dos ecossistemas aquáticos, incluindo aspectos associados à poluição antrópica e as características do sedimento (Lafont, 1989; Lafont & Vivier, 2006; Vivien *et al.*, 2019).

Apesar do reconhecido potencial dos oligoquetos como bioindicadores e das vantagens das abordagens baseadas em diversidade funcional, ainda são poucos os estudos que exploram de forma detalhada as respostas funcionais desse grupo em diferentes ecossistemas aquáticos. As categorias funcionais de resposta podem oferecer informações complementares às abordagens taxonômicas tradicionais, contribuindo para uma compreensão mais integradora do funcionamento dos ecossistemas.

Nesse sentido, o uso de métricas funcionais tem se mostrado promissor por considerar atributos morfológicos, fisiológicos e ecológicos diretamente associados às respostas dos organismos às variações ambientais. A aplicação das categorias funcionais de resposta em assembleias de oligoquetos possibilita o agrupamento das espécies de acordo com sua similaridade funcional, representando uma ferramenta inovadora e complementar para o biomonitoramento, ao permitir relacionar a composição funcional dessas comunidades às condições ambientais e aos impactos antrópicos. Deste modo, o objetivo deste capítulo é agrupar as espécies de oligoquetos de acordo com sua similaridade funcional, a partir da análise de seus traços funcionais, por meio das categorias funcionais de resposta (*Functional Trait Response – FTR*).

2. Metodologia

2.1 Origem das Amostras

As amostras e os dados utilizados nesta pesquisa foram cedidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e foram coletados no período de 2014 a 2016. Esses dados são provenientes de uma parceria entre a CETESB e o Laboratório de Ecotoxicologia Ambiental da Universidade de Araraquara (UNIARA), sob coordenação do Professor Doutor Guilherme Rossi Gorni.

2.2 Área de Estudo e Caracterização Ambiental

Foram selecionados sete reservatórios localizados no Estado de São Paulo, os mesmos descritos e caracterizados no Capítulo 1, representando diferentes formas de uso e ocupação do entorno: Billings, Promissão, Cachoeira, Jurumirim, Graminha, Rpequeno e Taquacetuba. As coletas foram realizadas em dois tipos de habitats — profundo e sublitoral — de modo a abranger a variabilidade ambiental e biológica dos locais estudados.

2.3 Coleta de Dados e Variáveis Ambientais

A coleta das amostras das comunidades bentônicas seguiu os procedimentos estabelecidos pela Norma Técnica CETESB L5.309 (CETESB, 2003). O sedimento foi obtido com o auxílio de amostradores quali-quantitativos com malha de 0,5 mm, garantindo a padronização da densidade de organismos (indivíduos.m⁻¹).

Todos os organismos presentes nas amostras já foram previamente identificados, não sendo necessária a etapa de identificação no presente estudo, seguindo a identificação taxonômica de acordo com os critérios estabelecidos por Brinkhurst & Jamieson (1971), Righi (1984), Brinkhurst & Marchese (1989), Pinder & Brinkhurst (1994) e Timm (2009).

Para cada ponto de amostragem, foram obtidos dados da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (abundância de espécies) e mensuradas cinco variáveis abióticas da água de fundo, consideradas determinantes na diversidade da macrofauna bentônica (Horsák et al., 2015; Schenková et al., 2018): temperatura da água (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica (µS/cm) e nitrogênio amoniacal (mg/L).

2.4 Métricas das comunidades

A abordagem funcional será empregada para verificar a interação entre os parâmetros físicos e químicos e sua influência nas assembleias Oligochaeta (Lafont *et al.*, 2010). Essa abordagem possui quatro categorias funcionais (FTrs) associadas ao cálculo do potencial ecológico (EP), segundo equação:

Cada categoria (FTr1, FTr2, FTr3 e FTr4) é definida como a porcentagem de espécies indicadoras de condições ambientais específicas:

- FTr1: Espécies Oligochaeta que indicam trocas hidrológicas ativas entre águas superficiais e subterrâneas;
- FTr2: Espécies Oligochaeta que são intolerantes à poluição da água;
- FTr3: Espécies Oligochaeta que são tolerantes à poluição da água;

- FTr4: Espécies Oligochaeta que indicam a presença de lodo poluído no sedimento intersticial.

2.5 Análises Estatísticas

As análises estatísticas foram divididas em duas etapas. Inicialmente foi feita a quantificação da diversidade funcional e a validação taxonômico-funcional da comunidade. Para o cálculo da diversidade funcional, utilizou-se o índice Q de Rao, através do software R por meio do pacote FD (função dbFD). Este índice integrou as matrizes de abundância aos seis traços biológicos selecionados, permitindo mensurar a distância funcional média entre os indivíduos em cada ponto amostral.

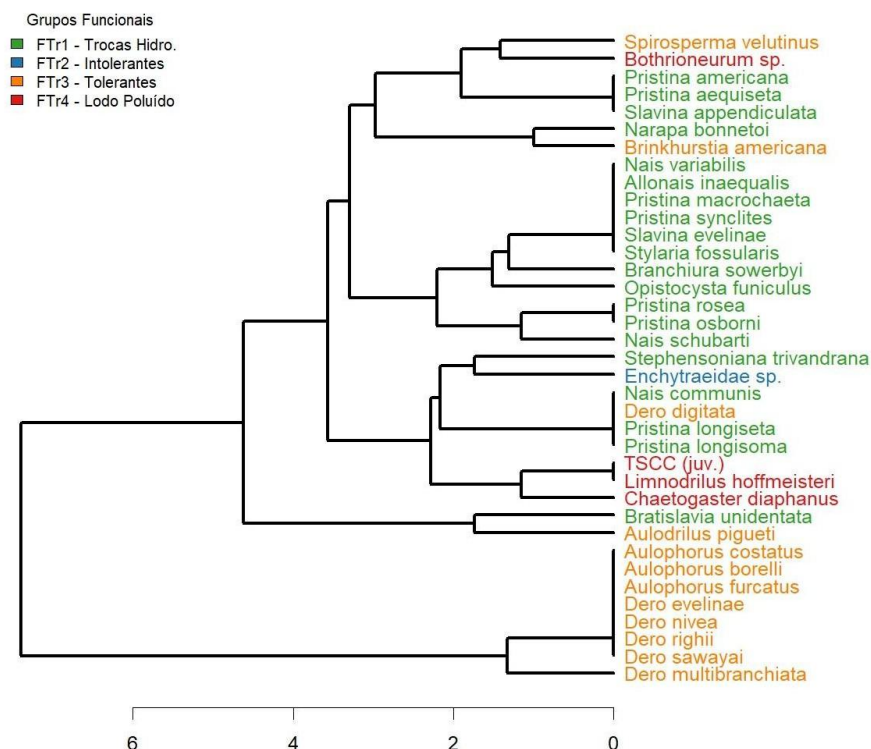
Para a avaliação da estrutura da comunidade, utilizou-se a classificação das espécies nos quatro grupos funcionais de traços (FTr1, FTr2, FTr3 e FTr4) definidos no item 2.4. Para a validação estatística desses agrupamentos e a similaridade biológica entre os 36 táxons, aplicou-se a análise de agrupamento hierárquico (*Cluster*) (Lafont et al., 2010; Vivien et al., 2015; Vivien et al., 2019) utilizando a distância euclidiana e o método de ligação de *Ward.D2*. Para a visualização desta classificação foi feita a plotagem em um dendrograma (pacote dendextend) que confirmaram a separação espacial e a coesão das categorias funcionais no plano bidimensional dos traços biológicos.

3. Resultados

Neste trabalho, foram utilizadas 36 espécies de oligoquetos, como mostra o dendrograma (Figura 6), coletadas nos reservatórios citados anteriormente, distribuídos em 4 famílias (Naididae, Tubificidae, Echytraeidae e Opistocystidae) e 19 gêneros, sendo os mais representativos, *Dero* e *Pristina*, totalizando 6 e 8 espécies, respectivamente.

O dendrograma (Figura 6) foi utilizado para agrupar as espécies com maior similaridade funcional, considerando os traços funcionais selecionados. Com base nessa análise, foi possível identificar os diferentes grupos funcionais formados, nos quais as espécies foram enquadradas de acordo com suas características, conforme ilustrado na Figura 6.

Figura 6. Associação das espécies de acordo com os FTrs
Dendrograma Funcional Completo (FTr1, FTr2, FTr3, FTr4)



Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

A FTR1, que representa espécies que indicam trocas hidrológicas ativas entre águas superficiais e subterrâneas, estando associadas a ambientes com maior conectividade hidrossedimentar (Lafont & Vivier, 2006), apresentou 20 espécies associadas como mostra a Figura 6.

A FTR2, é composta por espécies intolerantes à poluição da água, que ocorrem preferencialmente em ambientes com melhores condições de qualidade ambiental, apresentando apenas uma associação, representada por *Enchytraeidae sp* (Lafont & Vivier, 2006; Vivien *et al.*, 2019).

A FTR3 agrupa espécies tolerantes à poluição, capazes de persistir sob maiores níveis de impacto antrópico (Lafont & Vivier, 2006; Vivien *et al.*, 2019), apresentando 12 espécies associadas, incluindo a espécie de maior e menor ocorrência abordadas no capítulo 1, sendo elas respectivamente *Aulodrilus pigueti* e *Dero multibranchiata*.

Por sua vez, a FTR4 reúne espécies altamente tolerantes, indicadoras da presença de lodo poluído no sedimento intersticial, refletindo condições de degradação acentuada do ambiente sedimentar (Lafont & Vivier, 2006; Vivien *et al.*, 2019), possuindo como representantes associados as espécie *Chaetogaster diaphanus*, *Limnodrilus hoffmeisteri* e

Bothrioneurum sp.

Tabela 3. Associação das espécies de acordo com os FTrs

Categoria Funcional de Resposta	Indicador de Condição Ambiental Específica	Espécies
FTr1	Trocas hidrológicas ativas entre águas superficiais e subterrâneas	<i>Alonais inaequalis</i> <i>Branchiura sowerbyi</i> <i>Bratislavia unidentata</i> <i>Nais communis</i> <i>Nais schubarti</i> <i>Nais variabilis</i> <i>Narapa bonnetoi</i> <i>Opistocysta funiculus</i> <i>Pristina aequiseta</i> <i>Pristina americana</i> <i>Pristina longiseta</i> <i>Pristina longisoma</i> <i>Pristina macrochaeta</i> <i>Pristina osborni</i> <i>Pristina rosea</i> <i>Pristina synclites</i> <i>Slavina appendiculata</i> <i>Slavina evelinae</i> <i>Stephensoniana trivandrana</i> <i>Stylaria fossularis</i>
FTr2	Intolerantes à poluição da água	<i>Enchytraeidae sp.</i>
FTr3	Tolerantes à poluição da água	<i>Aulodrilus pigueti</i> <i>Aulophoros borelli</i> <i>Aulophoros costatus</i> <i>Aulophoros furcatus</i> <i>Brinkhurstia americana</i> <i>Dero digitata</i> <i>Dero evelinae</i> <i>Dero multibranchiata</i> <i>Dero nivea</i> <i>Dero righii</i> <i>Dero sawayai</i> <i>Spirosperma velutinus</i>
FTr4	Presença de lodo poluído no sedimento intersticial	<i>Bothrioneurum sp.</i> <i>Chaetogaster diaphanus</i> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>

Fonte: Elaborado pela autora, 2026.

4. Discussão

A análise de similaridade funcional, realizada por meio do dendrograma (Figura 5), permitiu o agrupamento das espécies de Oligochaeta com base em seus traços funcionais, possibilitando a identificação de distintos grupos funcionais de resposta (FTR). Os agrupamentos obtidos evidenciam a aplicabilidade da abordagem funcional para a interpretação das respostas ecológicas das assembleias de oligoquetos às condições ambientais dos reservatórios estudados, conforme proposto por Lafont e Vivier (2006) e Vivien *et al.* (2019).

A FTR1 corresponde a espécies indicadoras de trocas hidrológicas ativas entre águas superficiais e subterrâneas, estando igualmente associada a ambientes com maior conectividade hidrossedimentar (Lafont & Vivier, 2006). No presente estudo, foram registradas 20 espécies vinculadas a essa categoria, entre as quais se destacou o gênero *Pristina*, por apresentar maior ocorrência, incluindo *Pristina synclites* e *Pristina longiseta*, também apontadas como representativas em outro trabalho (Sanches, 2016).

Além disso, *P. synclites* é capaz de ocupar uma ampla variedade de habitats, desde águas limpas até áreas degradadas submetidas a descargas industriais (Davis, 1982), enquanto *P. longiseta* também apresenta tolerância a diferentes níveis de poluição (Lin & Yo, 2008). A presença dessas espécies em FTR1 evidencia que, embora estejam associadas a ambientes com elevada conectividade hidrossedimentar, algumas delas possuem ampla plasticidade ecológica, podendo persistir em locais com distintos graus de impacto ambiental.

A FTR2, representa espécies intolerantes à poluição da água, tendo como representante associado *Enchytraeidae sp.* A família Enchytraeidae é característica de ambientes terrestres, porém algumas espécies podem ser encontradas em ambientes aquáticos e solos encharcados (Brinkhurst e Marchese, 1989).

Os enquitreídeos são reconhecidos como indicadores de atividade biológica no solo (Jänsch *et al.*, 2005) e de estresse químico em ecossistemas terrestres (Didden e Römcke, 2001), sendo frequentemente mencionados entre os grupos mais apropriados para monitorar a qualidade biológica dos solos (Bispo *et al.*, 2009; Turbé *et al.*, 2010). Além disso, sua abundância tende a ser maior em solos relativamente não perturbados do que em solos agrícolas perturbados (Barbercheck *et al.*, 2009), o que reforça sua associação com ambientes mais conservados. Embora sejam representantes típicos da mesofauna terrestre (Niva *et al.*, 2010), apresentam ampla distribuição, podendo ocorrer em ambientes marinhos e até em regiões árticas (Dash, 1983). A ocorrência de *Enchytraeidae* em ambientes aquáticos pode estar relacionada à proximidade com áreas terrestres adjacentes e à dinâmica hidrológica local. Em córregos de

montanha, como os de Campos do Jordão (SP), caracterizados por corredeiras, leitos pedregosos, águas frias, límpidas e bem oxigenadas (Gorni, 2008), espécies dessa família foram registradas, sendo classificadas pelos autores Dumnicka, 1976; Kasprzak e Szczeny, 1976; Dumnicka e Kukula, 1990; Lencioni et al., 2004 como organismos comuns e abundantes em córregos de baixa ordem (ambientes de montanhas).

Dumnicka (1994) ressalta que, em córregos de montanha, as espécies de Enchytraeidae amostradas são as mesmas registradas nos solos circundantes, destacando a influência dos fatores hidráulicos e do processo de “drift” na composição das comunidades aquáticas. No contexto brasileiro, mais especificadamente em São Paulo, a família foi registrada no córrego Galharada, em Campos do Jordão (Gorni e Alves, 2012), no córrego Carmo, no Parque Estadual Intervales, ainda que em baixa densidade (Alves, Marchese e Martins, 2008), no córrego urbano Pinheirinho, em Araraquara (Alves, Marchese e Escarpinati, 2006), além de possuir ocorrência nos reservatórios utilizados no presente estudo.

Esses registros indicam que sua presença em ambientes aquáticos pode estar relacionada tanto a condições de maior conservação quanto à influência das áreas terrestres ao redor e ao uso e ocupação do solo. Dessa forma, a família pode ser associada a ambientes menos impactados, embora sua ocorrência também dependa da dinâmica da água e das características da paisagem adjacente.

A FTR3 corresponde ao grupo de espécies tolerantes à poluição, sendo composta por 12 espécies associadas, com destaque para o gênero *Dero*, o mais representativo desse agrupamento funcional. Espécies desse gênero são amplamente reconhecidas como indicadoras de ambientes com poluição orgânica e baixas concentrações de oxigênio dissolvido (Martin, 1996; Behrend, 2012). Essa tolerância está possivelmente relacionada à presença de brânquias e apêndices respiratórios, estruturas que favorecem uma exploração mais eficiente de habitats com disponibilidade reduzida de oxigênio (Martin, 1996; Raposeiro et al., 2009).

De forma semelhante, *Aulodrilus pigueti* apresenta elevada capacidade de sobrevivência em ambientes caracterizados por altas concentrações de nutrientes, elevada condutividade elétrica, sedimentos ricos em matéria orgânica e baixas concentrações de oxigênio dissolvido (Orciari; Hummon, 1975; Girolli, 2021), o que reforça sua associação ao grupo funcional FTR3 e sua afinidade com sistemas aquáticos sujeitos a degradação ambiental.

Por fim, a FTR4 é composta por espécies indicadoras da presença de lodo poluído no sedimento intersticial, sendo representada por três táxons: *Bothrioneurum* sp., *Limnodrilus hoffmeisteri* e *Chaetogaster diaphanus*. A ocorrência conjunta dessas espécies reflete condições ambientais associadas ao acúmulo de matéria orgânica, baixa oxigenação e elevada

condutividade elétrica, características típicas de sedimentos impactados.

Em diferentes estudos, *Bothrioneurum sp.* tem sido reconhecida como uma espécie tolerante a ambientes organicamente enriquecidos (Behrend *et al.*, 2012; Girolli, 2019). Trata-se de um Tubificinae frequentemente registrado em corpos d'água impactados, onde pode atingir elevadas densidades populacionais, ocorrendo comumente em associação com *Limnodrilus hoffmeisteri* em locais com alto teor de matéria orgânica, elevada condutividade e baixos níveis de oxigênio dissolvido (Alves; Lucca, 2000). A tolerância desse gênero à eutrofização e à poluição orgânica é amplamente documentada (Timm, 2009; Dumnicka, 2007), sendo que Timm (1997) aponta que níveis elevados de poluição orgânica atuam como fator determinante para sua ocorrência, reforçando seu valor como indicador de sedimentos altamente impactados.

Por sua vez, espécies do gênero *Chaetogaster*, incluindo *C. diaphanus*, apresentam hábitos alimentares diversificados, atuando como predadoras de outros invertebrados e/ou consumidoras de algas (Timm & Martin, 2015; Mack *et al.*, 2023). Esses organismos são frequentemente registrados em estudos de biomonitoramento de riachos, associados a sedimentos de granulometria variando de fina a grossa (Vivien *et al.*, 2019). As espécies de *Chaetogaster* são típicas de habitats superficiais, e sua presença na zona hiporreica tem sido interpretada como indicativa de infiltração de água superficial. Do ponto de vista ecotoxicológico, são classificadas como sensíveis a moderadamente resistentes à poluição química (Lafont *et al.*, 2010). Nesse contexto, a inclusão de *C. diaphanus* na FTR4 sugere que sua ocorrência, em associação com espécies altamente tolerantes como *Bothrioneurum sp.* e *L. hoffmeisteri*, reflete condições de sedimentos intersticiais impactados, especialmente em ambientes com acúmulo de lodo poluído.

Os oligoquetos aquáticos reúnem um conjunto de características que os tornam particularmente adequados como bioindicadores da qualidade ambiental em ecossistemas de água doce. Esses organismos estabelecem contato direto e contínuo com o sedimento, que constitui o principal compartimento de acúmulo de matéria orgânica e contaminantes, permitindo que suas assembleias reflitam de forma integrada as condições físicas, químicas e tróficas do ambiente. A coexistência de táxons com diferentes níveis de tolerância a estresses ambientais, como hipóxia, enriquecimento orgânico e poluição química, confere elevada sensibilidade à estrutura das comunidades de oligoquetos frente a gradientes de qualidade ambiental, reforçando seu valor como ferramentas na avaliação da integridade ecológica de sistemas aquáticos (Futenma, 2020).

Nesse contexto, a organização das espécies nos distintos grupos funcionais de resposta

evidencia um gradiente ambiental bem definido. Dessa forma, a identificação das FTRs possibilita não apenas uma compreensão mais aprofundada da estrutura funcional das assembleias de oligoquetos, mas também fornece subsídios robustos para a avaliação da qualidade ambiental e do estado trófico de ecossistemas aquáticos. Especificamente, a predominância de grupos compostos por espécies tolerantes, como representantes de *Limnodrilus*, *Dero* e *Nais*, pode ser associada a ambientes com maior carga orgânica e menor disponibilidade de oxigênio, enquanto a ocorrência de grupos funcionais compostos por espécies mais sensíveis indica melhores condições ambientais. Assim, a classificação das assembleias com base nas FTRs permite a distinção de diferentes níveis de impacto antrópico, configurando uma ferramenta promissora para programas de biomonitoramento. Dessa forma, os resultados obtidos confirmam o potencial dos oligoquetos como bioindicadores, permitindo sua aplicação na avaliação e no acompanhamento da qualidade ecológica de ecossistemas aquáticos.

5. Considerações finais

No presente estudo, a análise das espécies de Oligochaeta por grupos funcionais de resposta revelou que a abordagem baseada em traços é eficaz na interpretação dos padrões ecológicos observados. A separação em FTR1, FTR2, FTR3 e FTR4 evidenciou um contínuo ecológico que se estende desde espécies associadas a ambientes com maior conectividade hidrossedimentar e melhor qualidade ambiental até táxons tolerantes à poluição orgânica e ao acúmulo de lodo no sedimento intersticial. Esse padrão demonstra que as alterações ambientais não se limitam à composição taxonômica, mas promovem uma reorganização funcional das comunidades, refletindo diferentes estratégias adaptativas frente a estresses como hipóxia, eutrofização e contaminação orgânica.

Além disso, a presença de grupos com distintos níveis de tolerância reforça o papel dos oligoquetos como bioindicadores sensíveis às condições físicas, químicas e tróficas do ambiente, uma vez que mantêm contato direto com o sedimento, principal compartimento de acúmulo de matéria orgânica e contaminantes. Nesse sentido, as FTRs definidas neste estudo permitem a proposição de um critério funcional de avaliação ambiental, no qual a organização das assembleias possibilita a distinção de diferentes níveis de perturbação ao longo do gradiente analisado. A incorporação dessa abordagem em programas de biomonitoramento amplia a capacidade diagnóstica dos estudos ecológicos e contribui para estratégias mais eficazes de conservação e manejo de ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- Alves, R. G.; Gorni, G. R. Naididae species (Oligochaeta) associated with submersed aquatic macrophytes in two reservoirs (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 4, p. 407-413, 2007.
- Alves, R.G. & Lucca, J.V. 2000. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à Bacia do Ribeirão do Ouro Araraquara (São Paulo-Brasil). **Braz. j. ecol.**, 4 (1-2): 112-117.
- Alves, R.G., Marchese, M.R. & Escarpinati, S.C. 2006. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) in lotic environments in the state of São Paulo (Brazil). **Iheringia, Zool.**, 96 (4): 431-435.
- Alves, R.G., Marchese, M.R. & Martins, R.T. 2008. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brazil). **Biota Neotrop.**, 8(1): 69-72.
- Barbercheck, M. E., Neher, D. A., Anas, O., El-Allaf, S. M., & Weicht, T. R. (2009). Response of soil invertebrates to disturbance across three resource regions in North Carolina. **Environmental Monitoring and Assessment**, 152(1), 283-298.
- Behrend, R.D.L., Takeda, A.M., Gomes, L.C. & Fernandes, S.E.P. 2012. Using Oligochaeta assemblages as an indicator of environmental changes. **Braz. J. Biol.** 72 (4), 873-884.
- Bispo A, Cluzeau D, Creamer R, Dombos M, Graefe U, Krogh PH, Sousa JP, Peres G, Rutgers M, Winding A, Römcke J (2009) Indicators for monitoring soil biodiversity. **Integr Environ Assess Manag** 5:717–719
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, 51, 495-523.
- Brasil** (2008). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.. 1, de 05 de Maio de 2008. 1–30.
- Brinkhurst, R. O.; Jamieson, B. G. M. 1971. Aquatic Oligochaeta of the world. **University of Toronto Press**, p. 860.
- Brinkhurst, R.O.; Marchese, M.R. 1989. Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica. **Santa Fé: Asociación de ciencias naturales del litoral**, 1989. 207p.
- Callisto, M., Macedo, D. R., Castro, D. M. P. de, & Alves, C. B. M. (2019). Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas. **Cemig -Companhia Energética de Minas Gerais**. <https://doi.org/10.17648/bacias-hidrograficas>
- Carvalho, E. M. & Uieda, V. S. 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 21(2): 287-293

Casotti, C. G., Kiffer, W. P., Costa, L. C., Rangel, J. V., Casagrande, L. C., & Moretti, M. S. (2015). Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf decomposition in streams. **Natureza & Conservação**, 13(2), 183–189.

CETESB L5.309. 2003. Determinação de bentos de água doce - Macroinvertebrados: Métodos qualitativo e quantitativo. São Paulo, p. 16.

CETESB. (2012). Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo (CETESB(ed.)). <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/protocolo-biomonitoramento-2012.pdf>

Cesar, D. A. S. & Henry, R. 2017. Is similar the distribution of Chironomidae (Diptera) and Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in a river and a lateral fluvial area? **Acta Limnol. Bras.** 29 (8)

Classen-Rodríguez, L.; et al. (2017). Functional traits of aquatic macroinvertebrates as indicators of environmental conditions: a review. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 1–10.
Corbi, J.J., Jancso, M.A., Trivinho-Strixino, S. & Fragoso, E.N. 2004. Occurrence of Oligochaeta living on larvae of Odonata from Ipeúna (São Paulo state, Brazil). **Biota Neotrop.** 4 (2): 1-3.

Dash, M.C. (1983) The biology of enchytraeidae, International Book Distributors, Dehradun
Didden, W.A.M. (1993) 'Ecology of enchytraeidae', **Pedobiologia**, vol 37, pp2-29

Davis, J. R. New records of aquatic Oligochaeta from Texas, with observations on their ecological characteristics. **Hydrobiologia**, v. 96, p. 15-29, 1982.

de Lima, M. F. **Assembleias de Oligochaeta como ferramentas no biomonitoramento da qualidade da água/sedimento em rios do estado de São Paulo**. 2020. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, Universidade de Araraquara, Araraquara, 2020.

Didden, W., & Römbke, J. (2001). Enchytraeids as indicator organisms for chemical stress in terrestrial ecosystems. **Ecotoxicology and environmental safety**, 50(1), 25-43.

Dumnicka, E. 1994. Communities of oligochaetes in mountain streams of Poland. **Hydrobiologia**, 278: 107-110.

Dumnicka, E. Distribution of oligochaetes in relation to environmental conditions in running waters. **Polish Journal of Ecology**, v. 55, n. 2, p. 367–378, 2007.

Dumnicka, E. 1976. Oligochaetes (Oligochaeta) of some streams of the High Tatra Mts and of the River Bialka Tatrzńska. **Acta hydrobiol.**, 18(3): 305-315.

Dumnicka, E., & Kukuła, K. (1990). The communities of oligochaetes of the Wołosatka and Terebowiec streams (the Bieszczady National Park, southeastern Poland). **Acta Hydrobiol.**, 32(3/4), 423-435.

Girolli, D. A. **Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicadores da qualidade da água e sedimento em reservatórios no estado de São Paulo**. 2019. 74 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, Universidade de Araraquara, Araraquara, 2019.

Girolli, D.A, Lima, M.F., Sanches, N.A.O., Colombo-Corbi, V., Corbi, J.J., Gorni, G.R. Aquatic oligochaetes (Annelida: Clitellata) in reservoirs in São Paulo State: list of occurrence and ecological observations on the species. **Biota Neotropica** 21(3): e2021. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1152>

Gorni, G.R. & Alves, R.G. 2007. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with briophytes in Brotas, State of São Paulo, **Brazil. Rev. Bras. Zool.** 24 (2): 518-519,

Gorni, G.R. & Alves, R.G. 2008b. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos de baixa ordem do Parque Estadual de Campos do Jordão (São Paulo – Brasil). **Biota Neotrop.** 8 (4): 161-165.

Gorni, G. R., & Alves, R. D. G. (2012). Oligochaetes (Annelida, Clitellata) in a neotropical stream: a mesohabitat approach. *Iheringia. Série Zoologia*, 102, 106-110.

Horsák, M.; Bojková, J.; Zelinka, M.; Opravilová, V. (2015). Oligochaeta as bioindicators of environmental quality in running waters: a review. **Hydrobiologia**, v. 742, p. 1–17.

Jänsch, S., Römbke, J., & Didden, W. (2005). The use of enchytraeids in ecological soil classification and assessment concepts. **Ecotoxicology and environmental safety**, 62(2), 266-277.

Kasprzak, K. & Szczesny, B. 1976. Oligochaetes (Oligochaeta) of the River Raba. **Acta Hydrobiol.** 18(1):75-87.

Lafont, M. Contribution à la gestion des eaux continentales: utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. **Tese de Doutorado**. Lyon 1, p.311, 1989.

Lafont M., Jézéquel C., Vivier A., Breil P., Schmitt L. & Bernoud S., 2010. Refinement of biomonitoring of urban water courses by combining descriptive and ecohydrological approaches. **Ecohydrology & Hydrobiology** 10(1): 3-11.

Lafont, M., & Vivier, A. (2006). Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: their importance for understanding of ecological functioning of watercourses. **Hydrobiologia**, 564(1), 171-181.

Lencioni, V., Dumnicka, E. & Maiolini, B. 2004. The oligochaete fauna in high mountain streams (Trentino, NE Italy): ecological and taxonomical remarks. *Studi Trent. Sci. Nat. Acta Biol.*, 81: 167-176.

Lin, K. J.; Yo, S. P. The effect of organic pollution on the abundance and distribution of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. **Hydrobiologia**, v. 596, n. 1, p. 213-223, 2008.

Martin P. 1996. Oligochaeta and Aphanoneura in ancient lakes: a review. **Hydrobiologia** 334: 63–72

Niva, C. C., Römbke, J., Schmelz, R. M., & Brown, G. G. (2010). Enquitreídeos (Enchytraeidae, Oligochaeta, Annelida). **Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade.**—UFLA, Lavras, 351-365.

Norris, R. H. & Thoms, M. C. (1999). What is river health? **Freshwater Biology** 41: 197-209.

Oda, F. H., Petsch, D. K., Ragonha, F. H., Batista, V. G., Takeda, A. M. & Takemoto, R. M. 2015. Dero (Allodero) lutzi Michaelsen, 1926 (Oligochaeta: Naididae) associated with Scinax fuscovarius (Lutz, 1925) (Anura: Hylidae) from Semi-deciduous Atlantic Rain Forest, southern Brazil. **Braz. J. Biol.** 75 (1): 86-90.

Orciari, R. D., & Hummon, W. D. (1975). A comparison of benthic oligochaete populations in acid and neutral lentic environments in southeastern Ohio.

Pinder, A. M. & Brinkhurst, R. O. (1994). A Preliminary Guide to the Identification of the Microdrile Oligochaeta of Australian Inland Waters. **Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology**, Albury, New South Wales, Austrália. 135 pp.

Queiroz, J. F.; Silva, M. S. G. M.; Trivinho-Strixino, S. Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de águas. **Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente**, 2008.

Ragonha, F.H. & Takeda, A. M. 2014. Does richness of Oligochaeta (Annelida) follows a linear distribution with habitat structural heterogeneity in aquatic sediments? **J. Limnol.** 73 (1): 146-156.

Raposeiro, P. M.; Ramos, J. C.; Costa, A. C. First record of Branchiura sowerbyi Beddard, 1982 (Oligochaeta: Tubificidae) in Azores. **Aquatic Invasions**, Ponta Delgada, v. 4, n. 1, p. 487-490, 2009.

Reynaga, M. C., & Dos Santos, D. A. (2012). Rasgos biológicos de macroinvertebrados de ríos subtropicales: patrones de variación a lo largo de gradientes ambientales espacio-temporales. **Ecología Austral**, 22(2), 112-120.

Righi, G. 1984. Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil. **CNPq/Coordenação Editorial**, Brasília, p. 48.

Sanches, N. A. O. Comunidade de oligochaeta (annelida: clitellata) em córregos urbanos do município de Bocaina – SP. **Dissertação** (Mestre em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente) - Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, Universidade de Araraquara - UNIARA. Araraquara – SP, p.100, 2016.

Schiavone, D. C.; Monzane, T. E. G.; Lucca, J. V. de. Inventário taxonômico preliminar da comunidade bentônica nos reservatórios do rio Jaguari e do rio Jacaré – Sistema Cantareira SABESP – São Paulo, SP. **VII Fórum Ambiental da Alta Paulista**, São Paulo, v. 8, n. 2, p. 223-234, 2012.

Schenkova, J.; Horsák, M.; Soldán, T.; Zelinka, M. (2018). Testing the robustness of the Oligochaete Index of Sediment Bioindication (IOBS) for assessing ecological status of running waters. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 1026–1033.

Schmera, D., Heino, J., Podani, J., Erős, T., & Dolédec, S. (2017). Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. **Hydrobiologia**, 787(1), 27–44.

Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K., & Norris, R. H. (2006). Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition.

Ecological Applications, 16(4), 1267–1276. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1267:SEFTEC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1267:SEFTEC]2.0.CO;2)

Suriani, A.L.; França, R.S.; Pamplin, P.A.Z.; Marchese, M.; Lucca, J.V.; Rocha, O. Species richness and distribution of oligochaetes in six reservoirs on Middle and Low Tietê River (SP, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 4, p. 415–426, 2007.

Timm, T. 2009. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. **Lauterbornia** 66: p. 1–235.

Timm, T. Distribution of freshwater oligochaetes in relation to environmental conditions. **Hydrobiologia**, v. 345, p. 67–76, 1997.

Timm, T., & Martin, P. J. (2015). Clitellata: oligochaeta. In Thorp and Covich's freshwater invertebrates (pp. 529–549). **Academic Press**.

Tundisi, J. G.; Tundisi, T. M. Limnologia. 1 ed., São Paulo, **Oficina de textos**, 2008.

Turbé A, De Toni A, Benito P, Lavelle P, Lavelle P, Ruiz N, Van der Putten WH, Labouze E, Mudgal S (2010) Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. **Bio Intelligence Service**, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment)

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortune, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! **Oikos**, 116 (5), 882–892.

Vivien R., Lafont M., Werner I., Laluc M. & Ferrari B.J.D., 2019. Assessment of the effects of wastewater treatment plant effluents on receiving streams using oligochaete communities of the porous matrix. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems** 420, 18.

Vivien, R., Wyler, S., Lafont, M., & Pawlowski, J. (2015). Molecular barcoding of aquatic oligochaetes: implications for biomonitoring. **PloS one**, 10(4), e0125485.

6. Conclusão

A análise funcional das comunidades de oligoquetos nos reservatórios revelou que pressões humanas e variações no impacto ambiental reorganizam não apenas a diversidade, mas também a estrutura funcional das assembleias. Os resultados do primeiro capítulo corroboram a hipótese de que a diversidade funcional varia ao longo do gradiente ambiental, apresentando valores mais elevados em ambientes intermediários e menores em condições extremas, sejam elas de alta preservação ou de forte impacto antrópico. Esse padrão reforça que tanto a limitação de recursos em ambientes muito conservados quanto a dominância de espécies tolerantes em ambientes degradados podem reduzir a complexidade funcional das comunidades.

O segundo capítulo, por sua vez, confirma a hipótese de que os parâmetros funcionais das comunidades estão significativamente associados às variáveis físicas e químicas da água e do sedimento. A utilização dos grupos funcionais de resposta (FTRs) evidenciou que a similaridade entre espécies e seus traços funcionais reflete diretamente as condições ambientais dos reservatórios, consolidando o papel dos oligoquetos como bioindicadores sensíveis às alterações físicas e químicas dos mananciais.

Em conjunto, os resultados indicam que diversidade funcional e distribuição de grupos funcionais respondem de maneira complementar às pressões antrópicas. Ambientes intermediários tendem a sustentar comunidades mais diversas e funcionalmente resilientes, enquanto extremos ambientais favorecem a predominância de espécies especializadas ou tolerantes, promovendo simplificação estrutural. Assim, a aplicação integrada de análises de diversidade funcional e classificação por FTRs configura uma abordagem robusta para o monitoramento ecológico, permitindo avaliar simultaneamente a estrutura funcional, o estado trófico e a integridade ambiental de ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- Albert, C. H., Thuiller, W., Yoccoz, N., G., Soudant, A., Boucher, F., Saccone, P. & Lavorel, S. 2010. Intraspecific functional variability: extend, structure and sources of variation. *Journal of Ecology*, 98, 604-613. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2010.01651.x
- Andersen, A. N. (1997). Using Ants as bioindicators: Multiscale Issues in Ant Community Ecology. **Conservation Ecology** [online] 1(1): 8.
- Barbosa, F. A. R.; Callisto, M. & Galdean, N. (2000). The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicators of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. **Aquatic Ecosystem Health & Management** (in press).
- Behrend, R.D.L., Takeda, A.M., Gomes, L.C. & Fernandes, S.E.P. 2012. Using Oligochaeta assemblages as an indicator of environmental changes. **Braz. J. Biol.** 72 (4), 873-884.
- Bengtsson, J. 1998. Which species? } What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. **Applied Soil Ecology** 10: 191-199.
- Bihn, J.H.; Gebauer, G. & Brandl, R. (2010). Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. **Ecology** 91(3): 782–792.
- Cadotte, M. W., Cavender-Bares, J., Tilman, D., & Oakley, T. H. 2009. Using phylogenetic, functional and trait diversity to understand patterns of plant community productivity. **PloS One**, 4(5), e5695. DOI: 10.1371/journal.pone.0005695
- Callisto, M.; Marques, M. M. & Barbosa, F. A. R. (2000). Deformities in larval Chironomus (Diptera, Chironomidae) from the Piracicaba river, southeast Brazil. **Ver. Internat. Verein. Limnol.** 27 (in press).
- Callisto, M., Moreno, P. & Barbosa, F. A. R. (2001). Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 61(2), 259-266.
- Cianniaruso, M.V.; Batalha, M. A., Gaston, K. J., & Petchey, O. L. 2009^a. Including intraespecific variability in functional diversity. **Ecology**, 90(1), 81-89. DOI: 10.1890/07-1864.1
- Cianniaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica** 9:1- 11.
- Conceição, A.A., Albertoni, E.F., Milesi, S.V. & Hepp, L.U., 2020. Influence of anthropic impacts on the functional structure of aquatic invertebrates in subtropical wetlands. **Wetlands**, 40(6), 2287-2296.
- Díaz, S., & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, 16(11), 646-655. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)
- Díaz, S., Cabido, M., & Casanoves, F. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. **Journal of Vegetation Science**, 9(1), 113-122.

Diaz, S.; Lavorel, S.; Chapin III, F. S.; Tecco, P.; Gurvich, K. (2007). Functional diversity-at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. **In Terrestrial Ecosystems in a Changing World** (pp. 81-91).

Esteves, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2ªed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 602, 1998.

Farias, A. A., and, F. M. Jaksic. 2009. Hierarchical determinants of the functional richness, evenness and divergence of a vertebrate predator assemblage. **Oikos** 118: 591-603. DOI: 10.1111/j. 1600-0706.2008.16859.x

Girolli, D. A. 2019. Oligochaeta (Annelida: CLITELLATA) como indicadores da qualidade da água e sedimento em reservatórios no Estado de São Paulo. **Dissertação de Mestrado**, p. 74.

Gorni, G. R.; Peiró, D. F.; Sanches, N. 2015. Aquatic Oligochaeta (Annelida: Clitellata) from State of São Paulo, Brazil: Diversity and Occurrence review. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 15, n. 1, p. 1-8.

Halpern, B.S. & Floeter, S.R. (2008). Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. **Marine Ecology Progressive Series** 364:147–156.

Heino, J. (2005). Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. **Freshwater Biology**, 50(9), 1578-1587.

Heino, J. 2009. Species co-occurrence, nestedness and guild-environment relationships in stream macroinvertebrates. **Freshwater Biology** 54: 1947-1959.

Herskovitz, Y. & Gasith, A., 2013. Resistance, resilience, and community dynamics in mediterranean-climate streams. **Hydrobiologia**, 719(1), 59-75.

Hillebrand, H., & Matthiessen, B. (2009). Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. **Ecology Letters**, 12 (12), 1405-1419. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01388.x>

Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Lore, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., Wardle, D. A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecol. Monogr.** 75, 3-35. <http://dx.doi.org/10.1890/04-0922>.

Jablonska, A. 2014. Oligochaete communities of highly degraded urban streams in Poland, Central Europe. **North-West. J. Zool.** 10 (1): 74-82.

Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, 3(2), 157–164.

Laugghlin, D. C., Fulé, P. Z., Huffman, D. W., Crouse, J., & Laliberté, E. 2011. Climatic constraints on trait-based forest assembly. **Journal of Ecology**, 99(06), 1489-1499. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2011.01885.x

Lavorel, S. Storkey, J., Bardgett, R. D., de Bello, F., Berg, M. P., Roux, X. L., Moretti, M., Mulder, C., Pakeman, R. J., Díaz, S., & Harrington, R. 2013. A novel framework for linking functional diversity of plants with other trophic levels for the quantification of ecosystem

- services. **Journal of Vegetation Science**, 24(5), 942-948. DOI: 10.1111/jvs.12083
- MacArthur, R. H., & Levins, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **The American Naturalist**, 101(921), 377- 385.
- Maestre, F.T. & Puche, M.D. (2009). Indices based on surface indicators predict soil functioning in Mediterranean semi-arid steppes. **Applied Soil Ecology** 41: 342–350.
- Marchese, M. & Drago, I.E. 1999. Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators in lotic environments of Paraná River drainage basin. **Pol. Arch. Hydrobiol.** 46 (3-4): 233-255.
- McGrady-Steed, J. & Morin, P.J. (2000). Biodiversity, density compensation, and the dynamics of populations and functional groups. **Ecology** 81(2): 361– 373.
- Micheli, F. & Halpern, B.S. (2005). Low functional redundancy in coastal marine assemblages. **Ecology Letters** 8: 391–400.
- Mitchell, M. J. 1979. Functional Relationships of Macroinvertebrates in Heterotrophic Systems with Emphasis on Sewage Sludge Decomposition. **Ecology**, 60(6): 1270-1283.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: An over view of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, 24(4), 867–876.
- Mouillot, D., Dumay, O., & Tomasini, J. A. 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 71(3-4), 443–456.
- Nichols, E.; Spector, S.; Louzada, J.; Larsen, T.; Amezcua, S.; & Favila, M.E. (2008). Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation** 141: 1461 –1474.
- Peres, R. B. (2011). Uso e ocupação do solo e impactos ambientais urbanos. Cadernos do Cescar. São Carlos: **Gráfica e Editora Futura**, 173-183.
- Petchey, O.L.; Evans, K.L.; Fishburn, I.S.; Gaston, K.J. (2007). Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **Journal of Animal Ecology** 76: 977–985.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. 2009. Dendograms and measures of functional diversity: a second instalment. **Oikos**, 118(7), 1118-1120. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2009.17403.x
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, 9(6), 741-758. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. 2002a. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, 5(3), 402–411.
- Podani, J., & Schmera, D. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. **Oikos**, 115(1), 179-185. DOI: 10.1111/j.2006.0030-1299.15048.x

- Poss, M. S., Walker, S. C., & Jackson, D. A. 2009. Functional-diversity indices can be driven by methodological choices and species richness. **Ecology**, 90(2), 341-347. DOI: 10.1890/08-1638.1
- Prat, N.; Munne, A. Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. **Water Resources**, v. 34, n. 15, p. 3876-3881, 2000.
- Reynaga, M. C., & Dos Santos, D. A. (2012). Rasgos biológicos de macroinvertebrados de ríos subtropicales: patrones de variación a lo largo de gradientes ambientales espacio- temporales. **Ecología Austral**, 22(2), 112-120.
- Rosado, B., Dias, A., & Mattos, E. A. 2013. Going back to basics: importance of ecophysiology when choosing functional traits for studying communities and ecosystems. **Natureza & Conservação**, 11(1), 15-22. DOI: 10.4322/natcon.2013.002
- Saito, V.S., Siqueira, T., Bini, L.M., Costa-Pereira, R., Santos, E.P. & Pavoine, S., 2020. Comparing taxon- and trait-environment relationships in stream communities. **Ecol. Indic.**, 117, 106625.
- Schleuter, D. S., Daufresne, M. D., Massol, F. M., & Argillier, C. 2010. Auser's guide to functional diversity indices. **Ecological Monographs**, 80(3), 469-484. DOI: 10.1890/08-2225.1
- Scrimgeour, G. J. & Wicklum, D. (1996). Aquatic ecosystem health and integrity: problems and potential solutions. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 15: 254- 261.
- Setälä, H.; Laakso, J.; Mikola, J. & Huhta, V. (1998). Functional diversity of decomposer organisms in relation to primary production. **Applied Soil Ecology** 9: 25- 31.
- Stevens, R. D., Cox, S. B., Strauss, R. E., & Willig, M. R. 2003. Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. **Ecology Letters**, 6(12), 1099-1108. DOI: 10.1046/j. 1461-0248.2003.00541.x
- Straub, A., Reeve, E., Randrianiana, R., Vences, M., & Glos, J. 2010. The world's richest tadpole communities show functional redundancy and low functional diversity: ecological data on Madagascar's stream-dwelling amphibian larvae. **BMC Ecology**, 10(12), 1-10. DOI: 10.1186/1472-6785-10-12
- Tilman, D. (2001). Functional diversity. In: Levin, S.A. (Ed.), **Encyclopedia of Biodiversity**, vol. 3. Academic Press, New York, pp. 109-120.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, 277(5330), 1300-1302. DOI: 10.1126/science.277.5330.1300.
- Vieira, N.K.M.; Poff, N.L.; Carlisle, D.M.; Moulton, S.R.; Koski, M.L.; Kondratieff, B.C. A database of lotic invertebrate traits for North America. Data Series 187. **US Geological Survey**, Reston, Virginia, 2006.
- Violle, C.; Navas, M.L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortune, C.; Hummel, I.; Garnier, E. (2007). Let

the concept of trait be funtional! **Oikos**, 116 (5), 882-892.

Walker B.H. & Langridge J.L. (2002). Measuring Functional Diversity in Plant Communities with MixedLife Forms: A Problem of Hardand Soft Attributes. **Ecosystems** 5: 529-538.

Worsfold, N. T.; Warren, P. H. & Petchey, O. L. (2009). Context-dependent effects of predator removal from experimental microcosm communities. **Oikos** 118: 1319-1326.