

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

DOUGLAS APARECIDO GIROLI

OLIGOCHAETA COMO INDICADORES DO ESTADO TRÓFICO DE CORPOS
HÍDRICOS: UMA FERRAMENTA ALTERNATIVA PARA O
BIOMONITORAMENTO

Araraquara
2023

DOUGLAS APARECIDO GIROLI

**OLIGOCHAETA COMO INDICADORES DO ESTADO TRÓFICO DE CORPOS
HÍDRICOS: UMA FERRAMENTA ALTERNATIVA PARA O
BIOMONITORAMENTO**

Tese de Doutorado apresentada ao Exame Geral de Defesa do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente da Universidade de Araraquara – UNIARA.
Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni
Coorientador: Prof. Dr. Juliano José Corbi

Araraquara
2023

FICHA CATALOGRÁFICA

G438o Girolli, Douglas Aparecido

Oligochaeta como indicadores do estado trófico de corpos hídricos: uma ferramenta alternativa para o biomonitoramento/Douglas Aparecido Girolli. – Araraquara: Universidade de Araraquara, 2023. 79f.

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

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

Coorientador: Juliano José Corbi

1. Biomassa. 2. Produtividade secundária. 3. Enriquecimento orgânico. 4. Eutrofização. 5. Qualidade da água. 6. Bioindicadores.
I. Título.

CDU 577.4

FOLHA DE APROVAÇÃO

Nome do Aluno: *Douglas Aparecido Girolli*

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

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni



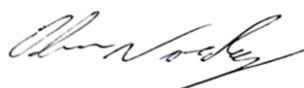
Profa. Dra. Mercedes Marchese



Prof. Dr. Juliano José Corbi



Prof. Dr. Hugo Henrique Lanzi Saulino



Prof. Dr. Olavo Nardy

Araraquara – SP, 30 de março de 2023.

Dedico este trabalho aos meus afilhados, Henrico e Ana Clara.

Agradecimentos

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni, pelos seis anos de ensinamento, atenção e companheirismo, no qual foi superada a barreira orientador/orientado e em seu lugar foi criada uma relação de amizade. Tenho ciência que continuaremos realizando reuniões intermináveis em mesas de bar, discutindo metodologias e futebol.

À todos os professores do PPG em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, em especial aos professores(as) Dr.(a) Vera L. S. Botta Ferrante, Maria Lúcia Ribeiro “Bilú”, Oriowaldo Queda, Zildo Gallo e Flávia C. Sossae. Também agradeço às “meninas da secretaria” Ivani Ferraz Urbano e Maria “Silvinha” Corrêa por todo o suporte prestado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo suporte financeiro e à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) por disponibilizar o material para realização desta pesquisa.

Aos membros da banca examinadora: Profa. Dra. Mercedes Marchese (INALI-CONICET-UNL), Prof. Dr. Juliano José Corbi (USP), Prof. Dr. Hugo Henrique Lanzi Saulino (USP) e Prof. Dr. Olavo Nardy (UNIARA) por terem atendido ao convite, pelo estudo criterioso do trabalho, apontamentos e sugestões.

Agradeço à todos os alunos que passaram pelo Laboratório de Ecotoxicologia Ambiental. Em especial à querida amiga Mariana Futenma de Lima, todos os momentos ao longo da nossa trajetória acadêmica serão lembrados. Não posso esquecer da velha guarda Maitê Bergo, Renata Muniz, Nathalie Sanches, Lucas Sahn; e também aos recém chegados Daiane Barros e Gabriel Felone. Fora do laboratório, duas pessoas maravilhosas fizeram Araraquara ser um lugar melhor, meus queridos amigos Eduardo Donato e o Prof. Dr. Olavo Nardy, dois exemplos que sempre levarei em minha memória.

Agradeço aos amigos da República Canabrava (homenagem feita ao primeiro prefeito de Pirangi/SP, “Clementino Canabrava Filho”, cidade natal de todos os integrantes da república), ao Rodrigo Motta e Seu João “Jamaica” que com violão, pandeiro e berimbau animaram todos os protestos contra o governo genocida frente à pandemia da Covid 19. Em especial, agradeço ao meu compadre e cofundador da República, Wanderson Diego Bramé, por sempre fazer parte de tudo, seu apoio foi essencial para conclusão deste trabalho.

Em especial, agradeço à minha família. Meus pais, Benedita V. Vitório Girolli e José Aparecido Girolli, por terem me dado tanto amor, educação e toda a estrutura familiar necessária. Isto fez com que eu me tornasse uma pessoa melhor, muito obrigado! Agradeço a minha companheira, Hellen Albani Buzetti, sua força, capacidade de ouvir e ajudar me ampararam nos momentos mais difíceis (e foram muitos entre os anos 20 e 21) e me deram suporte para continuar. Também agradeço à minha irmã, Natália de Cássia Girolli, e ao meu cunhado, Heder J. dos Santos, por terem nos dado Henrico Girolli dos Santos e Ana Clara Girolli dos Santos à quem dedico esta obra.

GIROLLI, D. A. Oligochaeta como indicadores do estado trófico de corpos hídricos: uma ferramenta alternativa para o biomonitoramento, Tese de doutorado, **Universidade de Araraquara**, p. 79, 2023.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
O biomonitoramento de rios e reservatórios no Estado de São Paulo	9
A Subclasse Oligochaeta: bioindicadores de qualidade ambiental.....	12
Utilização de informações biométricas.....	15
2. JUSTIFICATIVA	17
3. HIPÓTESES E OBJETIVOS	18
4. CONSIDERAÇÕES SOBRE A METODOLOGIA	19
5. CAPÍTULO I - Biovolume de Naidinae e Pristininae (Clitellata: Oligochaeta: Naididae) em ambientes neotropicais.....	20
Introdução.....	21
Metodologia	21
Coleta e identificação dos oligoquetos	22
Medições dos oligoquetos.....	22
Modelo de Conversão de Diâmetro Específico – Biovolume	25
Análise dos dados	26
Resultados	26
Discussão.....	30
Conclusão	31
Referências.....	32
6. CAPÍTULO 2 - Influência do Estado Trófico sobre biovolume e abundância de Naidinae e Pristininae (Oligochaeta: Naididae) em reservatórios neotropicais	38

Introdução.....	39
Metodologia	40
Área de estudo	40
Variáveis ambientais e estabelecimento do Índice de Estado Trófico.....	41
Coleta e identificação dos oligoquetos	42
Análise de dados	42
Resultados	43
Classificação Trófica e variáveis ambientais.....	43
Composição da Assembleia.....	46
Discussão.....	48
Conclusão.....	51
Referências.....	53
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
REFERÊNCIAS GERAIS	64

1. INTRODUÇÃO

Os rios sofrem os impactos advindos do processo de urbanização crescente recebendo elevadas cargas sanitárias, resíduos de atividades comerciais e industriais sem tratamento prévio (BAPTISTA; CARDOSO, 2013; CASTRO; ALVIM, 2022); além de alterações em seu curso natural, como contenções, barragens e canalizações (HUGHES, 1996). Essas alterações têm como principais impactos o assoreamento, homogeneização do leito de rios e a eutrofização artificial (aumento nas concentrações de fósforo e nitrogênio), que por sua vez contrafazem a diminuição de habitats, e conseqüentemente atenuam a diversidade funcional e de espécies (ESTEVES, 1998; GOULART; CALLISTO, 2003; MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010; SAULINO *et al.*, 2016). Neste contexto, a comunidade de macroinvertebrados aquáticos demonstra sensibilidade para a poluição e para as mudanças físicas do habitat (LIN; YO, 2008; DURAN, 2006; MASSON *et al.*, 2010; PAIVA *et al.*, 2023).

O uso de macroinvertebrados têm recebido considerável atenção no estudo de ecossistemas aquáticos. As relações entre as estruturas da comunidade de macroinvertebrados e variáveis ambientais, em particular, têm sido objeto de numerosas investigações (RESH, 1995; CAO *et al.*, 1996; DURAN, 2006; MORENO; CALLISTO, 2006; YADAMSUREN, 2020). Esses organismos desempenham papéis importantes para os serviços ecossistêmicos em ambientes aquáticos, pois preenchem uma série de funções ecológicas (SCHMERA *et al.*, 2017). Além disso, a presença e diversidade desses organismos são frequentemente utilizadas como indicadores de saúde ambiental (COCCIA *et al.*, 2021; PAIVA *et al.*, 2023). Portanto, a necessidade de uma caracterização biológica para avaliar a qualidade da água e a integridade dos ecossistemas é essencial, pois conforme destacam Morris e Hakwins (2000), Mokaya e Mathooko (2004) a estrutura dos sistemas ecológicos deve ser avaliada como um todo, desenvolvendo critérios físicos, químicos e biológicos que possibilitam diagnosticar o efeito das atividades antrópicas exercidas nesses ecossistemas.

O biomonitoramento de rios e reservatórios no Estado de São Paulo

A CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - inicialmente como Centro Tecnológico de Saneamento Básico), foi criada em julho de 1968 por meio do Decreto

nº 50.079, assinado pelo governador Abreu Sodré, e tinha como finalidade de realizar análises de laboratório e efetuar estudos, ensaios, pesquisas e treinamento de pessoal no campo da engenharia sanitária (CETESB, 2018). O cenário em que nasceu a CETESB, foi causado por uma atmosfera desenvolvimentista – sem a necessária infraestrutura de saneamento – que transformou o Estado de São Paulo, e principalmente a cidade, como conhecemos hoje. A região do ABC contava com montadoras de automóveis, indústrias de autopeças, farmacêuticas, etc. No Interior do Estado, empresas do setor têxtil, usinas de açúcar e álcool, torrefadores de café e frigoríficos. O Polo Petroquímico de Cubatão contava com refinaria, usina siderúrgica e com inúmeras indústrias de fertilizantes. Muitos imigrantes atraídos por estes empregos, instalaram-se nas periferias da cidade, formando bairros sem a necessária infraestrutura de saneamento. Dessa maneira, os rios passaram a receber esgoto “*in natura*” de uma população que na década de 1960 já superava oito milhões de pessoas (CETESB; 2018).

Em 1974 iniciou a operação Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores (rios e reservatórios) no Estado de São Paulo (CETESB, 2020) com a finalidade de avaliar a poluição das águas causadas pelos efluentes domésticos e industriais, e as cargas difusas urbanas e agrícolas (LAMPARELLI, 2004).

Desde então, para atender adequadamente aos seus objetivos e melhorar sua representatividade nas bacias hidrográficas do Estado, a rede de monitoramento da CETESB vem sofrendo sucessivas ampliações e adequação na malha de pontos (CETESB, 2017). Atualmente, conforme CETESB (2020), os principais objetivos desse monitoramento estão descritos no quadro 1.

As variáveis monitoradas pela CETESB nos sedimentos e corpos d’água são: metais e semimetais, Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs), pesticidas organoclorados e organofosforados, Bifelinas Policloradas (PCB), ensaios ecotoxicológicos e microbiológicos, comunidades biológicas, assim como outras características físicas e químicas. Tais variáveis integram diversos índices para avaliar a qualidade das águas do Estado de São Paulo, sendo os principais: IQA (Índice de Qualidade das Águas), IAP (Índice de Qualidade das Águas Brutas para fins de Abastecimento Público), IET (Índice de Estado Trófico), IVA (Índice de Qualidade das Águas para proteção da Vida Aquática), ICF (Índice de Comunidade Fitoplanctônica), ICZ (Índice da Comunidade Zooplanctônica), ICB (Índice de Comunidade Bentônica) e IB (Índice de Balneabilidade), entre outros (CETESB, 2019).

Quadro 1. Principais objetivos do monitoramento da qualidade das águas superficiais buscados pela rede de amostragem da CETESB.

Principais objetivos do monitoramento da CETESB
Avaliar a conformidade com a legislação ambiental;
Avaliar a evolução temporal da qualidade das águas superficiais do Estado;
Identificar áreas prioritárias para o controle da poluição das águas, tais como trechos de rios e estuários onde a sua qualidade possa estar mais comprometida, possibilitando, assim, ações preventivas e corretivas da CETESB e de outros órgãos;
Subsidiar o diagnóstico e controle da qualidade das águas doces utilizadas para o abastecimento público, verificando se suas características são compatíveis com o tratamento existente, bem como para os seus usos múltiplos;
Subsidiar a execução dos Planos de Bacia e Relatórios de Situação dos Recursos Hídricos, para a cobrança do uso da água e estudo do enquadramento dos corpos hídricos;
Subsidiar a implementação da Política Nacional de Saneamento Básico.

Fonte: Modificado de CETESB, 2017.

Os estudos sobre organismos indicadores da qualidade das águas têm contribuído muito em relação ao conhecimento da congruência ou divergência da distribuição destas espécies para a caracterização de um ambiente. De acordo com Alba-Tercedor (1996) e Büchs (2003) os bioindicadores são espécies que apresentam adaptações evolutivas à determinadas condições ambientais, mostrando-se sensíveis ou tolerantes às variações dessas condições; além disso devem ter sua taxonomia, ciclo de vida e biologia bem conhecidos para que possam ser utilizados no monitoramento ambiental.

A crescente utilização de organismos bioindicadores em estudos de avaliação ambiental é fundamentada por vários autores. Estes, salientam que apenas a utilização de análises físicas e químicas nos fornecem informações incompletas sobre os impactos ambientais, pois indicam as variações ambientais momentâneas, e não preveem os efeitos de poluentes na biota (ADAMS *et al.*, 1989; GUNN *et al.*, 1989; BERVOETS *et al.*, 1997; PRYGIEL *et al.*, 2000; DORNFELD *et al.* 2001; GOULART; CALLISTO, 2003; DORNFELD *et al.*, 2006; VIVIEN *et al.*, 2014; REGUERA *et al.*, 2018).

Segundo Baptista (2008), a biota aquática é capaz de responder às influências naturais e as antropogênicas - sejam elas químicas, físicas e biológicas - e atua como uma diretriz orientadora para acompanhar as condições dos ecossistemas aquáticos, trazendo uma compreensão ecológica de saúde ambiental. Desta maneira, uma avaliação complementar por

meio da utilização de organismos sensíveis e/ou tolerantes que indiquem mudanças ocorridas ao longo do tempo nos traz uma caracterização ambiental mais completa do ambiente (METCALFE, 1989; ALBA-TERCEDOR, 1996; KARR, 1999).

Na avaliação de impactos ambientais de ecossistemas aquáticos continentais, os principais organismos utilizados são os macroinvertebrados aquáticos. Estes organismos são encontrados em diversos habitats, passam pelo menos parte de seu ciclo de vida associado aos mais diversos tipos de substratos (ESTEVES, 1998); e possuem papel central na dinâmica de nutrientes e no fluxo de energia destes ecossistemas (ROSENBERG; RESH, 1993; GOULART; CALLISTO, 2003).

Dentre os macroinvertebrados aquáticos, a Subclasse Oligochaeta destaca-se por sua alta densidade, pela participação na decomposição do material orgânico e no transporte deste material das camadas mais profundas do sedimento para a superfície (ESTEVES, 1998).

Ademais, esses organismos apresentam características que favorecem seu uso como bioindicadores, tais como: distribuição cosmopolita (BRINKHURST; JAMIESON, 1971; BRINKHURST; MARCHESE, 1989); abundância numérica (GIROLI, 2019); mobilidade limitada (BRINKHURST; JAMIESON, 1971; BRINKHURST; MARCHESE, 1989) e adequação para uso em estudos de laboratório (CORBI *et al.*, 2015; CASTRO *et al.*, 2020). Por outro lado, há a necessidade de pesquisas descritivas sobre a taxonomia, ciclo de vida e biologia para a maioria das espécies encontradas no Brasil, pois a literatura sobre os oligoquetos ainda é carente e apenas poucas espécies têm essas características bem definidas.

A Subclasse Oligochaeta: bioindicadores de qualidade ambiental

O táxon Oligochaeta (Annelida: Clitellata) está inserida no Filo Annelida. A principal característica do filo é o metamerismo, isto é, a divisão do corpo em segmentos similares ou anéis, dispostos ao longo do eixo anteroposterior (MUGNAI *et al.*, 2010; RODRIGUEZ; REYNOLDSON, 2011).

Classificar este táxon ainda hoje é uma problemática para os pesquisadores, especialmente para os organismos aquáticos. Há muito se suspeita do grupo Oligochaeta ser parafilético (ERSÉUS, 1987), e isto se confirmou no início dos anos dois mil por meio de pesquisas moleculares (MARTIN, 2001; SIDDALL *et al.*, 2001).

Desta maneira, Clitellata se tornou sinônimo de Oligochaeta, logo, a “subclasse” Oligochaeta inclui, portanto, dentre os clitelados, os Oligochaeta *sensu stricto*, os Branchiobdellida, os Acanthobdellida e os Hirudinea; ainda dentro do mesmo filo, Annelida,

estão os táxons não-clitelados, Aphanoneura e Polychaeta (SKET; TRONTELJ, 2007; TIMM; MARTIN, 2015; VERDONSCHOT, 2015; MARCHESE *et al.*, 2020). Para mais detalhes ver Verdonschot (2015).

Acredita-se que os primeiros oligoquetos de água doce evoluíram diretamente dos anélidos marinhos ancestrais escavadores, onde adaptaram-se a vida límnic e terrestre por meio do desenvolvendo do clitelo (para proteger os ovos) e do hermafroditismo (RUPPERT *et al.*, 2005; TIMM; MARTIN, 2015).

Cerca de 5.000 espécies são validamente reconhecidas (ERSÉUS, 2005) entre cerca de 30 famílias (TIMM; MARTIN, 2015), embora predominantemente terrestres (megadrile) os oligoquetos também ocorrem em ambientes marinhos, estuarinos e dulcícolas (microdrile) (BALIAN *et al.*, 2007, MARTIN *et al.*, 2008). Aproximadamente 1.700 espécies são aquáticas, sendo 600 marinhas (ERSÉUS, 2005) e cerca de 100 são encontradas em águas subterrâneas (DES CHÂTELLIERS *et al.*, 2009). Em ambientes límnicos, a Subclasse Oligochaeta possui alta representatividade na fauna de macroinvertebrados aquáticos, sendo um dos táxons mais dominantes em sedimentos de água doce (VIVEN *et al.*, 2014).

No Brasil, o número de espécies aquáticas registradas é de 101 (SILVA, 2017), onde 77 delas foram encontradas no estado de São Paulo (GORNI *et al.*, 2015; GIROLI *et al.*, 2018; GIROLI *et al.*, 2020). Estes organismos podem ser encontrados em diversos tipos de substratos, como, arenosos e argilosos (DORNFELD *et al.*, 2006; ALVES *et al.*, 2008; PETSCH *et al.*, 2013; 2015), contendo folhiços (GORNI; ALVES, 2012) e em ambientes enriquecidos por matéria orgânica (BEHREND *et al.*, 2012). Estes vermes também são encontrados aderidos a outros organismos, como briófitas e macrófitas aquáticas (CORREIA; TRIVINHO-STRIXINO, 1998; TRIVINHO-STRIXINO *et al.*, 2000; ALVES; GORNI, 2007; GORNI; ALVES, 2007; SANCHES *et al.*, 2016a), esponjas (GORNI; ALVES, 2008), moluscos gastrópodes (GORNI; ALVES, 2006), larvas de insetos (CORBI *et al.*, 2004), e anfíbios (ODA *et al.*, 2015) que por estes, podem ser transportados para tanques de bromélias (LOPEZ *et al.*, 1999; 2005). Ainda, podem possuir ciliados epibiontes aderidos à sua superfície corporal (SMITH, 1986; DIAS *et al.*, 2009; GIROLI *et al.*, 2021).

O nível trófico desses animais é primariamente baseado na ingestão de partículas finas (BRINKHURST; JAMIESON, 1971; RODRIGUEZ; REYNOLDSON, 2011), e participam ativamente do ciclo de decomposição da matéria orgânica (ESTEVES *et al.*, 2011). Por apresentarem baixa capacidade de dispersão, as estruturas das assembleias são influenciadas pela composição do habitat (BEHREND *et al.* 2012; JABLONSKA, 2014; GIROLI, 2019). Não só por isso, são reconhecidos como bioindicadores valiosos da qualidade do sedimento

(LAFONT, 1989; ROSSO, 1995; PRYGIEL *et al.*, 2000), mas também, apresentam uma ampla sensibilidade à diferentes níveis de poluição que varia de espécies sensíveis a habitats organicamente enriquecidos, até espécies tolerantes à metais pesados (LAFONT, 1989; ROSSO, 1995; VERDONSCHOT, 2006; RODRIGUEZ; REYNOLDSON, 2011; BEHREND *et al.*, 2012; VIVEN *et al.*, 2014).

Desta forma, a composição da fauna desses organismos pode predizer alterações ocorridas ao longo de gradientes ambientais (SURIANI *et al.*, 2007; BEHREND *et al.*, 2012; GIROLI, 2019). De acordo com Paula (2008), os oligoquetos demonstram claramente os distúrbios antrópicos, mesmo que sejam estes, pequenos distúrbios.

Apesar de sua importância ecológica, apenas a partir da década de 1970 os oligoquetos passaram a ser um dos táxons mais utilizados no mundo dentre as comunidades bentônicas em estudos sobre biodiversidade de áreas preservadas, biomonitoramento, análise da qualidade da água e sedimentos (MASSON *et al.*, 2010; RODRIGUES, 2018), no entanto, o conhecimento sobre a fauna de oligoquetos em ambientes aquáticos brasileiros ainda é fragmentado e incompleto (TIMM *et al.*, 2001; RIGHI, 2002; GORNI *et al.*, 2015), especialmente do hemisfério sul (BRINKHURST; JAMIESON, 1971).

Dentre a assembleia de oligoquetos, as espécies representantes dos gêneros *Aulophorus* Schmarda, 1861, *Dero* Oken, 1815, *Nais* Müller, 1773, *Pristina* Ehrenberg, 1828, são comumente encontrados em diversos mesohabitats de lagos, reservatórios (SURIANI *et al.*, 2007; GIROLI, 2019), e de rios (GORNI, 2007; RODRIGUES *et al.*, 2013; SANCHES *et al.*, 2016b), alguns formam parte do endobento do sedimento, geralmente *Aulophorus* e *Dero* (PAMPLIN *et al.*, 2005; DORNFELD *et al.*, 2006; GIROLI, 2019), mas também, como *Pristina*, constituem a grande parte da epifauna associada a algas e macrófitas (SANCHES; GORNI, 2014; SANCHES *et al.*, 2016a). O ambiente criado por algas e macrófitas fornecem uma área de desenvolvimento ideal para os Naididae de forma geral (LEARNER *et al.*, 1978); também, outros estudos revelam que *Aulophorus*, *Dero*, *Nais* e *Pristina* compõem parte importante da fauna de oligoquetos durante o processo de decomposição de macrófitas (MARTINS, 2009) e material vegetal alóctone (CHAUVET *et al.*, 1993; GALIZZI; MARCHESE, 2007).

As espécies do gênero *Nais* são frequentemente encontradas em sistemas aquáticos degradados (TIMM *et al.*, 2001, VERDONSCHOT, 2001, GORNI; ALVES, 2015), mas também ocorrem em locais conservados e de boa qualidade (GORNI; ALVES, 2008b, RODRIGUES *et al.*, 2013). Em córregos pedregosos, as espécies de *Nais* e *Pristina*

constituem parte importante da fauna, onde oligoquetos de outras famílias são menos abundantes (BRINKHURST; MARCHESE, 1989).

Dentre as espécies da Subclasse Oligochaeta, as pesquisas realizadas em ambientes poluídos ou enriquecidos organicamente, e até índices criados para avaliação da qualidade da água e sedimento, abordam excessivamente táxons da subfamília Tubificinae (LAFONT, 1989; MARTINS *et al.*, 2008). Por outro lado, os resultados de Lin e Yo (2008) demonstraram que os índices bióticos para avaliação da qualidade da água deveriam ser representados não apenas por tubificíneos, mas também deveriam incluir espécies de naidíneos e pristiníneos que comumente ocorrem correlacionadas a ambientes impactados. Além do mais, *Aulophorus*, *Dero*, *Nais* e *Pristina* são identificados principalmente pelas características das cerdas e brânquias, já outras famílias e subfamílias, a identificação em nível de espécie é fundamentada em caracteres internos, bem como é necessário indivíduo com maturidade sexual atingida, tornando a identificação mais difícil (BRINKHURST; MARCHESE, 1989). No entanto, segundo levantamento de Rodrigues (2018), há uma carência em estudos, em especial para estes gêneros, que abordem a poluição orgânica ou ecotoxicologia.

Utilização de informações biométricas

Os oligoquetos são indicadores usuais para o biomonitoramento, eles desempenham um papel importante nas cadeias alimentares nos sistemas aquáticos. Sua produtividade formam uma porção substancial do fluxo de energia e ciclagem da matéria orgânica (LAFONT, 1987); principalmente em ambientes afóticos onde a produção primária é inexistente ou insignificante. A produção secundária, segundo Benke e Huryn (2017), pode ser definida como a formação de biomassa de uma população, assembleia ou comunidade heterotrófica ao longo do tempo e espaço.

Estudar a biomassa de Naididae é de extrema importância, pois além de fornecer informações sobre a qualidade ambiental local (LAFONT, 1987), pode informar aspectos sazonais que afetam a reprodução destes organismos (PERALTA *et al.*, 2002). No caso dos Naididae, a reprodução assexuada acontece por brotamento (ou fissão) longitudinal (TIMM; MARTIN, 2015). A zona de fissão em algumas espécies está geneticamente fixada (por exemplo, *Dero* no 38º segmento); já em outras espécies, como *Pristina*, a zona de fissão pode ser influenciada por fatores extrínsecos, como disponibilidade de alimento ou a variação física e química (GIERE; PFANNKUCHE, 1982). O estudo de Koteri *et al.* (2019) indica a

informação de que a biomassa de *N. elinguis* depende da alteração das variáveis ambientais, que em seus resultados, foram reguladas pelo fluxo hídrico de ambientes estuarinos.

Embora a biomassa seja um atributo indispensável para o biomonitoramento atual, sua estimativa muitas vezes representa desafios devido à dificuldade em identificar a unidade de medida e de manipular ou destruir amostras (LLOPIS-BELENGUER *et al.*, 2018). No entanto, estimadores indiretos (por exemplo, o biovolume) têm sido propostos utilizando áreas da superfície corporal como indicadores da massa individual com base em medidas lineares (LAFONT, 1987; NOVACK-GOTTSHALL, 2008; ALCARAZ *et al.*, 2003; QUEIROZ, 2011; LLOPIS-BELENGUER *et al.*, 2018).

Além disso, o uso de informação biométrica, quando os organismos possuem diferentes volumes corporais, em estudos de ecologia de comunidade pode trazer respostas complementares às métricas de comunidade comumente utilizadas (LYONS; 1981). Por isso, optou-se em adotar a metodologia de biovolume, aplicando, assim, um modelo quantitativo utilizando modelos apropriados às formas corporais dos oligoquetos que abrangem diversas classes de tamanho que variam entre níveis taxonômicos: gêneros, espécies e indivíduos.

2. JUSTIFICATIVA

O propósito deste trabalho foi desenvolver e validar um método de estimativa de biovolume dos gêneros *Aulophorus*, *Dero* e *Nais* (Oligochaeta: Naididae: Naidinae) e *Pristina* (Oligochaeta: Naididae: Pristininae) para aplicação em estudos sobre relações destes animais com alterações ambientais. Neste trabalho inicia-se a pesquisa envolvendo o biovolume de naidíneos e pristiníneos.

A aplicabilidade do biovolume destas subfamílias poderá contribuir para análises de conservação envolvendo aspectos ecológicos sobre a produtividade de condições diferentes existentes em sistemas lênticos e lóticos, como níveis do Estado trófico.

O desenvolvimento deste método auxiliará na gestão e conservação de recursos hídricos, pois em trabalhos futuros poderá ser utilizado para entender a dissipação de energia, taxas de colonização, disponibilidade e qualidade alimentar, produção secundária, entre outras características ecológicas para auxiliar no conhecimento do funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

3. HIPÓTESES E OBJETIVOS

Devido à inexistência de pesquisas sobre biovolume das subfamílias Naidinae e Pristininae (Oligochaeta: Naididae), as hipóteses desta pesquisa foram associadas aos objetivos específicos com a finalidade de tornar mais clara sua exploração.

O objetivo geral desta pesquisa foi propor e validar um método de estimativa de biovolume, que por meio de informações biométricas de oligoquetos aquáticos, possa ser utilizado na avaliação da qualidade ambiental de corpos hídricos no Estado de São Paulo e testar a acuracidade deste método empregado ao biomonitoramento.

Hipótese 1:

Existe uma relação alométrica entre uma dimensão corporal específica com a estimativa de biovolume.

Objetivo específico associado à Hipótese 1: Descrever modelo alométrico que expresse a função entre uma dimensão corporal específica com o biovolume para os gêneros *Aulophorus*, *Dero*, *Nais* (Oligochaeta: Naididae: Naidinae) e *Pristina* (Oligochaeta: Naididae: Pristininae).

Hipótese 2:

O gradiente de enriquecimento orgânico influencia o biovolume e abundância dos oligoquetos aquáticos.

Objetivo específico associado à Hipótese 2: Analisar a distribuição e estrutura das assembleias de Naidinae e Pristininae (Oligochaeta: Naididae) e sua relação com o gradiente de trofia e, às alterações de variáveis ambientais existente entre as classes de estado trófico.

4. CONSIDERAÇÕES SOBRE A METODOLOGIA

Foi realizado um estudo pioneiro acerca de aspectos ecológicos do biovolume de oligoquetos das subfamílias Naidinae e Pristininae. Para isto, esta tese foi dividida em dois capítulos, cada qual desenvolvido para uma das hipóteses.

No primeiro capítulo foram propostos modelos de estimativa de biovolume por meio de informações biométricas para avaliar a qualidade ambiental da água doce e facilitar estudos de biovolume/biomassa dos oligoquetos.

No segundo capítulo foi analisado a influência do estado trófico, e os efeitos das variáveis ambientais sobre a distribuição de Naidinae e Pristininae de reservatórios no Estado de São Paulo.

CAPÍTULO I

Biovolume de Naidinae e Pristininae (Clitellata: Oligochaeta: Naididae) em ambientes neotropicais

Artigo publicado na revista *Biologia*, Springer.

Douglas Aparecido Girolli^{1,*}, Olavo Nardy², Mariana Futenma de Lima¹, Juliano José Corbi³, Matthew R. Whiles⁴, e Guilherme Rossi Gorni^{1,2}

¹ Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, Universidade de Araraquara (UNIARA), SP, Brasil.

² Departamento de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade de Araraquara (UNIARA), SP, Brasil.

³ Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos – EESC, Universidade de São Paulo – USP, São Carlos, SP, Brasil.

⁴ Soil and Water Sciences Department, University of Florida Gainesville, United States of American.

* douglasgirolli@gmail.com

Resumo: Estimadores de massa ou volume usando áreas de superfície corporal podem ser úteis para programas de biomonitoramento de qualidade ambiental. Propomos modelos de estimativa de biovolume através de informações biométricas de *Aulophorus*, *Dero*, *Nais* e *Pristina*. As amostras foram coletadas em 61 sistemas de água doce do estado de São Paulo, entre 2004 e 2016. Dimensões específicas para cada gênero de 1.814 animais totais foram medidas e biovolume individual foi calculado. O modelo de conversão foi realizado por análise de regressão linear entre o biovolume e as dimensões específicas, transformando-se em uma função de potência, estabelecida por lei alométrica. O biovolume de *Aulophorus* e *Dero* pode ser estimado pelo diâmetro do segmento quatro (D_{IV}), pela equação $Be=0,775D_{IV}^{4,387}$ (r^2 ajustado = 0,84). Para as espécies de *Nais*, o biovolume pode ser estimado pelo diâmetro do segmento sete (D_{VII}), pela equação $Be=0,913D_{VII}^{1,6}$ (r^2 ajustado = 0,59). Para *Pristina*, o biovolume pode ser estimado pelo diâmetro do segmento oito (D_{VIII}), pela equação $Be=0,875D_{VIII}^{2,11}$ (r^2 ajustado = 0,69). A aplicação desses modelos pode nos ajudar a entender melhor a estrutura populacional, a produção secundária e o fluxo de matéria e energia em ambientes neotropicais.

Palavras-chave: biomassa; produtividade secundária; ambientes aquáticos; fluxo de energia.

Introdução

Oligochaeta são importantes nas cadeias alimentares em ecossistemas aquáticos. Sua produtividade contribui substancialmente para o fluxo de energia e o ciclo da matéria orgânica (ESTEVES, 1998). Compreender a dinâmica da biomassa de oligoquetos aquáticos é particularmente importante, pois pode fornecer informações sobre a qualidade ambiental local (LAFONT, 1987) e aspectos estressores para a reprodução (PERALTA *et al.*, 2002). Além disso, o uso de informações biométricas em estudos de ecologia de comunidades pode trazer respostas complementares às métricas comumente utilizadas (LYONS; 1981; JOHNSON, 2021).

Embora o conhecimento sobre a dinâmica da biomassa no funcionamento de ambientes aquáticos seja de grande importância para os programas de biomonitoramento (MACHUCA-SEPÚLVEDA *et al.*, 2022), sua estimativa muitas vezes apresenta desafios devido à dificuldade em identificar a unidade de medida e manipular ou destruir amostras (LLOPIS-BELENGUER *et al.*, 2018). No entanto, estimadores indiretos têm sido propostos em outros estudos, utilizando áreas da superfície corporal como indicadores de massa individual com base em medidas lineares (LAFONT, 1987; BENKE *et al.*, 1999; NOVACK-GOTTSHALL, 2008; ALCARAZ *et al.*, 2003; QUEIROZ, 2011; LLOPIS-BELENGUER *et al.*, 2018).

Nosso objetivo foi propor modelos de estimativa de biovolume através de informações biométricas de *Aulophorus*, *Dero*, *Nais* (Oligochaeta: Naidinae) e *Pristina* (Oligochaeta: Pristininae), a serem utilizados para avaliar a qualidade ambiental da água doce e facilitar estudos dos papéis ecológicos dos oligoquetos.

Metodologia

As amostras da fauna de Oligochaeta foram cedidas pelo Setor de Comunidades Aquáticas para a realização desta pesquisa, e fazem parte da Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos da CETESB. A fim de explorar uma ampla cobertura espacial suficiente para representar o Estado de São Paulo, escolhemos 61 corpos d'água em diferentes regiões no estado de São Paulo amostrados entre os anos de 2004 à 2016, onde foram

coletadas um total de 221 réplicas. As amostras contemplam dados distribuídos em reservatórios e rios (urbanos e de unidades de conservação).

A identificação dos pontos está descrita na Tabela 1, e a localização dos pontos está ilustrada na Figura 1.

Coleta e identificação dos oligoquetos

As amostras de Oligochaeta foram fornecidas pelo Setor de Comunidades Aquáticas (ELHC) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Os métodos de coleta, fixação e preparo podem ser encontrados no Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2017).

Para a identificação dos organismos, foram utilizados os critérios taxonômicos adotados por Brinkhurst e Jamieson (1971), Righi (1984), Brinkhurst e Marchese (1989) e Timm (2009). A classificação taxonômica das subfamílias seguiu a proposta de Schmelz *et al.* (2021).

Optou-se por trabalhar no nível de gênero porque, como apontado por Brinkhurst e Marchese (1989), há dificuldades em distinguir entre espécies fenotipicamente semelhantes dentro de cada gênero (*Aulophorus*, *Dero*, *Nais* e *Pristina*), que requerem revisão. Esse fator pode interferir nas análises dos dados e gerar informações conflituosas.

Devido à dificuldade metodológica de determinar a biomassa individual dos oligoquetos em programas de biomonitoramento, buscou-se trabalhar com o biovolume com base em indicador linear dos animais, visando evitar dois problemas principais: (i) perda de biomassa diretamente proporcional ao tempo de preservação (SCHWALBACH; 1996); e (ii) superestimação da biomassa quando o conteúdo estomacal está cheio de partículas minerais densas (LAFONT, 1987).

Medições dos oligoquetos

O comprimento total (C) e um conjunto de segmentos para cada espécime foram medidos - denominados por D (diâmetro) e número do segmento indicado por algarismo romano. Para *Aulophorus* e *Dero*, foram medidos o diâmetro das brânquias (D_B) e os diâmetros dos segmentos D_{II} , D_{III} , D_{IV} , D_{VI} e D_{IX} ; para *Nais*, os segmentos D_{II} , D_{III} , D_V , D_{VI} e D_{VII} ; e para *Pristina* foram selecionados os segmentos D_{VI} , D_{VII} e D_{VIII} . A seleção dos segmentos é justificada na tabela 2.

Tabela 1. Identificação dos pontos de amostragem da Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos de reservatórios do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2004 a 2016.

		Corpos d'água										
		Lótico						Lêntico				
Unidades de Conservação	Ponto	Corpo Hídrico	Coordenada		Ponto	Corpo Hídrico	Coordenada		Ponto	Corpo Hídrico	Coordenada	
		P1	Paraíbuna	23°20'34.00"S	45°9'20.52"O	P21	Rio Paraitinga	23°8'18.28"S	45°12'19.72"O	BILL	Billings - Corpo Central	23°47'11"S 46°38'49"O
		P2	Paraíbuna	23°19'42.25"S	45°8'24.10"O	P22	Rio Cachoeira	22°57'53.40"S	46°10'19.37"O	BIRP	Billings - Rio pequeno	23°47'28"S 46°28'14"O
		P3	Paraíbuna	23°18'46.79"S	45°7'20.73"O	P23	Rio Jacaré-Pepira	22°17'29.75"S	48° 7'57.22"O	BITQ	Billings - Taquacetuba	23°50'26"S 46°39'31"O
		P4	Paraíbuna	23°13'40.53"S	45°1'13.69"O	P24	Rio Mogi-Guaçu	21°55'35.39"S	47°22'5.51"O	SOIT	Itupararanga	23°37'08"S 47°23'22"O
		P5	Rio Ipiranga	23°20'38.81"S	45°8'0.69"O	P25	Rio Corumbataí	22° 7'59.57"S	47°39'43.52"O	TIPR	Promissão	21°18'49"S 49°45'49"O
		P7	Córrego A	23°20'36"S	45°09'19"O	P26	Rio Piracicaba	22°43'8.35"S	47°39'17.41"O	NOVA	Ponte Nova	23°34'46"S 45°57'02"O
		P8	Córrego B	23°20'37"S	45°09'20"O	P27	Rio do Peixe	22°33'57.86"S	46°32'5.00"O	SANT	Santa Branca	23°22'15" S 45°51'35"O
		P12	Córrego D	23°20'46.90"S	45°8'49.76"O	P34	Rio Moji	23°50'12.07"S	46°22'14.88"O	CAFR	França	23°56'01"S 47°09'28"O
		P13	Córrego D	23°20'46.90"S	45°8'49.76"O	P35	Rio Guaraú	24°46'56.46"S	48° 5'15.49"O	JURU	Jurumirim	23°16'28"S 49°04'05"O
		P14	Córrego Pau de Bala	23°19.570"S	45°07.962"O	P38	Córrego Tanquinho	21°10'29.50"S	47°46'56.20"O	IUNA	Paraibuna	23°25'06"S 45°34'17"O
		P16	Córrego do Cocho	23°19.270"S	45°07.835"O	P39	Ribeirão Preto	21° 5'24.36"S	47°48'48.31"O	GRAM	Graminha	21°35'06"S 46°37'04"O
		P18	Rio Grande	23°26'0.99"S	45°14'34.02"O	P41	Córrego Monjolinho	22° 1'22.10"S	47°55'38.62"O	JQJU	Paiva Castro	23°21'13"S 46°39'56"O
		P19	Rio da Prata	23°21'16.39"S	45°12'25.61"O	P50	Rio Paratetí	23°25'43.7"S	46°16'13.3"O	BIRP	Billings - Rio pequeno	23°47'28"S 46°28'14"O
		P28	Rio Perequê	23°50'54.57"S	46°25'1.19"O	P51	Rio das Pedras	23°04'21.2"S	44°57'23.4"O	GRAM	Graminha	21°35'06"S 46°37'04"O
		P30	Rio Betari	24°32'47.45"S	48°40'59.75"O					PEBA	Taiacupeba	23°34'45"S 46°17'30"O
		P32	Rio Iporanga	24°30'49.28"S	48°34'56.02"O					RGDE	Rio grande	23°44'30"S 46°24'59"O
		P36	Rio do Serrote	22°39'47.31"S	45°25'59.37"O					MOCA	Cachoeira de Cima	22°22'44" 46°53'42"O
		P37	Rio Sapucaí	22°41'12.50"S	45°28'44.17"O					PASG	Salto Grande Ourinhos	22°54'32" 49°58'20"O
		P40	Córrego Paulicéia	21°38'57.3"S	47°38'22.7"O					ISOL	Ilha Solteira	20°20'44" 51°20'31"O
	P42	Córrego Pedregulho	20°12'15.00"S	47°24'49.80"O					PARN	Jupia	20°44'58" 51°36'45"O	
	P44	Córrego Agua do Burro	23°00'22.7"S	48°49'14.5"O					PARP	Capivara	22°39'59" 51°18'40"O	
	P45	Córrego Campestre	22°35'50"S	50°22'08"O								
	P46	Córrego da Onça	22°36'15.5"S	52°18'00.3"O								
	P47	Ribeirão Bonito	22°30'12.5"S	52°21'30.2"O								
	P48	Córrego Geraldo	22°12'10.6"S	47°49'05.8"O								
	P49	Rio Tibiricá	22°14'47.1"S	47°49'30.5"O								

Fonte: Adaptado do Relatório da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2004 - 2017).

Figura 1. Distribuição espacial dos pontos de amostragem da Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos de reservatórios do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2004 a 2016.

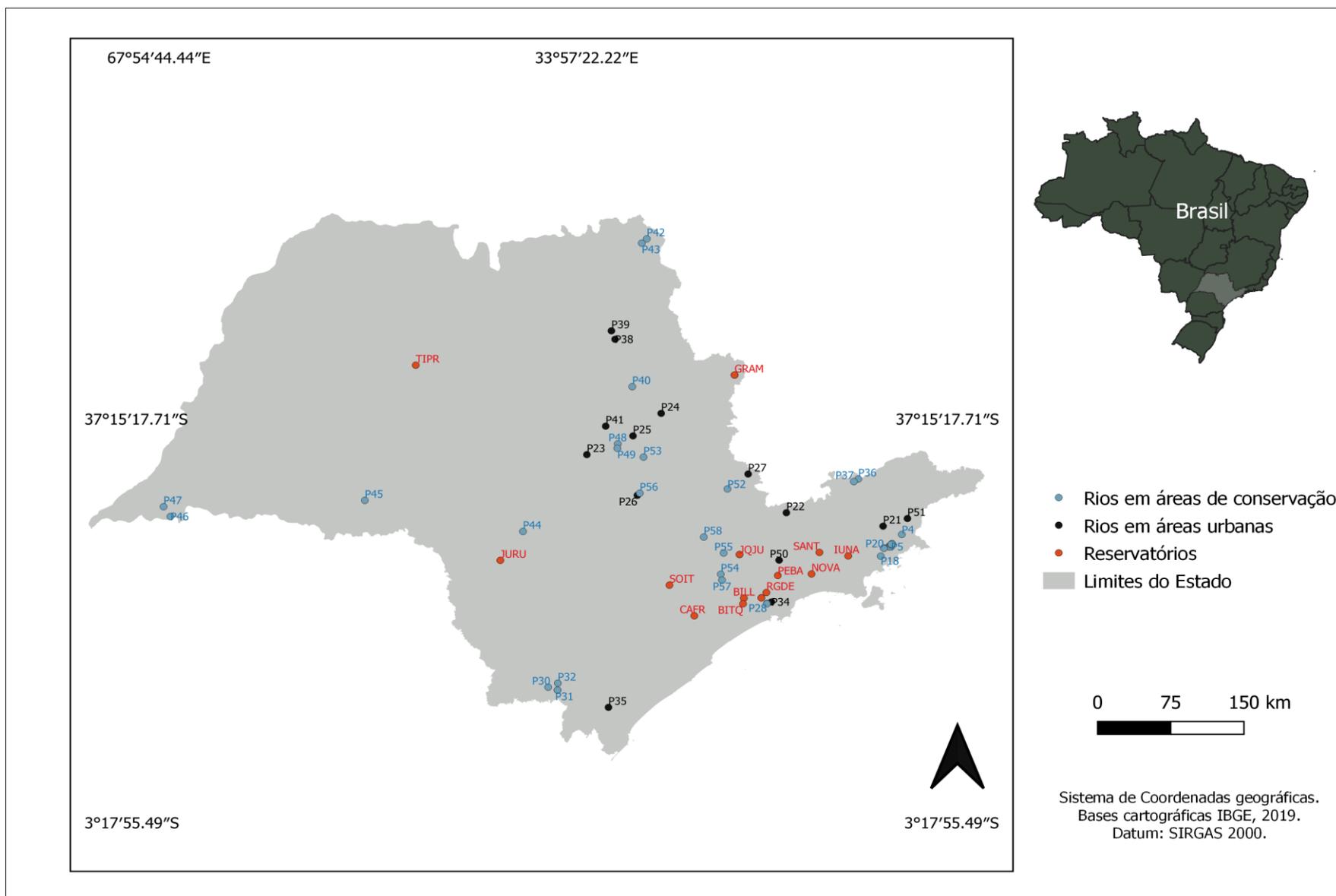


Tabela 2. Posicionamento de estruturas anatômicas internas de *Aulophorus*, *Dero*, *Nais*, (Oligochaeta: Naidinae) e *Pristina* (Oligochaeta: Pristininae).

Complexo <i>Dero</i>	Para este estudo, considerou-se uma única entidade taxonômica (aqui denominada Complexo <i>Dero</i>) composta pelos gêneros <i>Dero</i> e <i>Aulophorus</i> . A distinção entre esses dois gêneros é limitada, especialmente na visão da natureza diferenciada da fossa branquial. Existem várias semelhanças nas características das cerdas entre muitas espécies de <i>Aulophorus</i> e <i>Dero</i> , juntamente com a semelhança de órgãos reprodutivos e construção de tubos (habitats).	Brinkhurst; Jamieson (1971); Marcus (1944) .
	Presença de faringe em II-IV, lenta dilatação estomacal começando em VIII, IX ou X. Plexo vascular faríngeo; contrátil transversal em vários segmentos de VI em diante.	Brinkhurst; Jamieson (1971) .
<i>Nais</i>	Faringe presente em II-III, estômago começando em VII (ocasionalmente em VIII ou IX).	Brinkhurst; Jamieson (1971) .
<i>Pristina</i>	Presença de espermateca em VII, ovário e átrio em VIII. Estômago a partir de VI, VII ou VIII.	Brinkhurst; Jamieson (1971) .

Para calcular o biovolume individual dos oligoquetos, tomamos por sua forma um corpo cilíndrico, assim aplicamos a fórmula:

$$B_i = C \left[\pi \left(\frac{D^2}{4} \right) \right] \quad (1)$$

Onde B_i é o biovolume individual, C é o comprimento total e D o diâmetro médio dos segmentos.

Modelo de Conversão de Diâmetro Específico – Biovolume

As dimensões corporais medidas e o B_i , ambos transformados, $\log(X+1)$, foram submetidos a uma análise de regressão linear, para identificar a razão Dy-Be (Dy - diâmetro específico, Be - biovolume estimado), seguindo os conceitos matemáticos de alometria de acordo com Batschelet (1978).

Na relação Dy-Be, o biovolume é estimado por meio de uma dimensão corporal, definida pela seguinte equação:

$$\log Be = (b \cdot \log Dy) + a \quad (2)$$

Aplicando e para ambos os lados, podemos reescrever a equação:

$$e^{(\log Be)} = e^{(b \cdot \log Dy) + a} \quad (3)$$

Retornando a função potência estabelecida pela lei alométrica, como:

$$Be = a \cdot Dy^b \quad (4)$$

Onde Be é o biovolume estimado (mm^3), Dy o diâmetro de um segmento específico com maior correlação (r^2) e a (intercepto) e b (inclinação) são as constantes dadas pela análise de regressão linear.

Análise dos dados

Para o cálculo do tamanho da amostra, foram adotados os seguintes critérios: Fator de efeito: 0,1 (baixo), poder de teste: 0,80 e $\alpha = 0,05$ (G*Power Version 3.1.9.4, Franz Faul, Universität Kiel, Alemanha).

A análise de regressão linear foi realizada com base no biovolume individual e nas dimensões corporais específicas para cada gênero. Em seguida, os modelos que apresentaram os maiores valores de coeficiente de determinação (r^2) foram selecionados para compor a equação de estimativa de biovolume.

Para a realização das análises, foi utilizado o software "R" versão 4.1.2 (R CORE TEAM, 2017).

Resultados

O cálculo do tamanho amostral mínimo resultou em aproximadamente 600 indivíduos por gênero. Para análise, foram medidos 1.814 animais, totalizando 600 indivíduos pertencentes ao Complexo *Dero*, distribuídos em 11 espécies. Em relação ao gênero *Nais*, foram identificadas 4 espécies e 607 indivíduos foram medidos. Para *Pristina*, foram medidos 607 indivíduos, dos quais 11 espécies foram identificadas. Mais detalhes sobre as espécies identificadas de cada gênero, podem ser vistos no Apêndice 1 – Material suplementar.

Complexo *Dero*

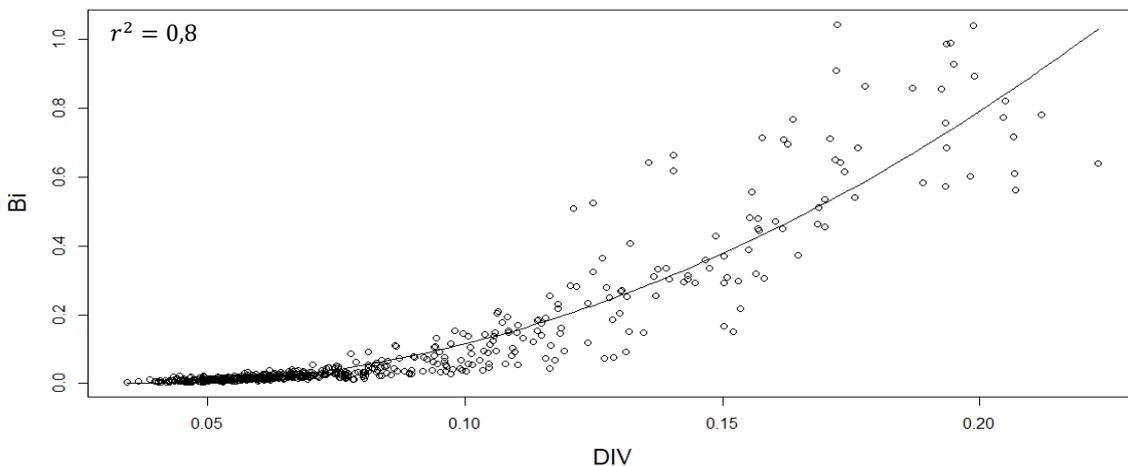
A análise de regressão linear incluiu B_i e as dimensões corporais (D_{II} , D_{III} , D_{IV} , D_{VI} , D_{IX} , D_B e C) para o conjunto de espécimes do Complexo *Dero*. Não houve correlação significativa na análise de regressão entre B_i e D_{II} , D_{III} , D_{VI} , D_{IX} e D_B . Assim, o biovolume corporal do Complexo *Dero* pode ser determinado por D_{IV} e C ; com um coeficiente de determinação de 0,88.

Dentre os parâmetros que apresentaram correlação significativa, C foi o modelo mais explicativo para estimativas de biovolume (r^2 ajustado = 0,84). No entanto, é metodologicamente mais viável usar D_{IV} para conversão. Isso porque o valor de r^2 ajustado foi próximo em comparação com o comprimento (0,8) e, para pesquisas futuras, organismos quebrados ou danificados podem ser medidos, além da medição ser mais rápida. A Figura 2 ilustra a relação entre o crescimento da taxa B_i e o D_{IV} do Complexo *Dero*.

Levando isso em consideração - r^2 ajustado e uma baixa perda de material por animais danificados - o D_{IV} foi escolhido para compor a equação. As constantes a e b (apresentadas na Tabela 3) foram transformadas seguindo os conceitos descritos nas equações 2, 3 e 4. Assim, o biovolume do Complexo *Dero* pode ser estimado por D_{IV} , pela seguinte equação:

$$B_e = 0.775 \cdot D_{IV}^{4.387} \quad (5)$$

Figura 2. Relação entre Biovolume e diâmetro do segmento IV – ambos log – do Complexo *Dero* (Oligochaeta: Naididae) transformados em função potência, coletada pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos de reservatórios do Estado de São Paulo, realizada pela CETESB no período de 2004 a 2016. B_i - biovolume, D_{IV} - diâmetro do segmento IV.

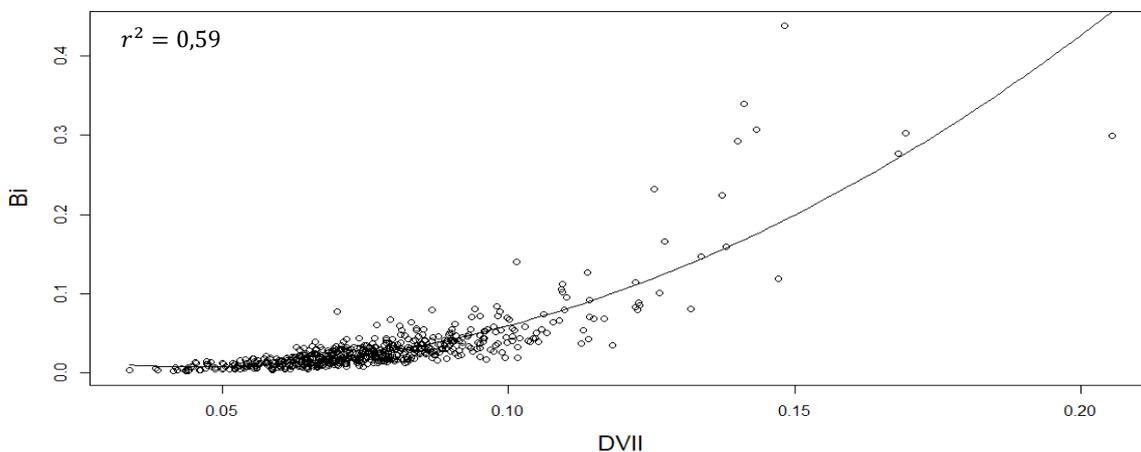


Nais

A análise de regressão linear incluiu B_i e as dimensões corporais (D_{II} , D_{III} , D_V , D_{VI} , D_{VII} e C) para o conjunto de espécimes de *Nais*. Não houve correlação significativa na análise entre B_i e D_{II} , D_{III} , D_V e D_{VI} . Assim, o biovolume corporal desses oligoquetos pode ser determinado por D_{VII} e C ; com um coeficiente de determinação de 0,76.

Dentre os parâmetros que apresentaram correlação significativa, o D_{VII} foi o modelo mais explicativo para as estimativas de biovolume, pois apresentou um valor de r^2 ajustado maior (0,59) que C . A Figura 3 ilustra a relação entre o crescimento das taxas de B_i e D_{VII} de *Nais*.

Figura 3. Relação entre Biovolume e diâmetro do segmento VII - ambos log – de *Nais* spp. (Oligochaeta: Naididae) transformado em função de potência, coletada pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos de reservatórios do Estado de São Paulo, realizada pela CETESB no período de 2004 a 2016. B_i - biovolume, D_{VII} - diâmetro do segmento VII.



As constantes a e b (apresentadas na tabela 3) foram transformadas seguindo os conceitos descritos nas equações 2, 3 e 4. Assim, o biovolume de *Nais* spp. pode ser estimado por meio do D_{VII} , pela seguinte equação:

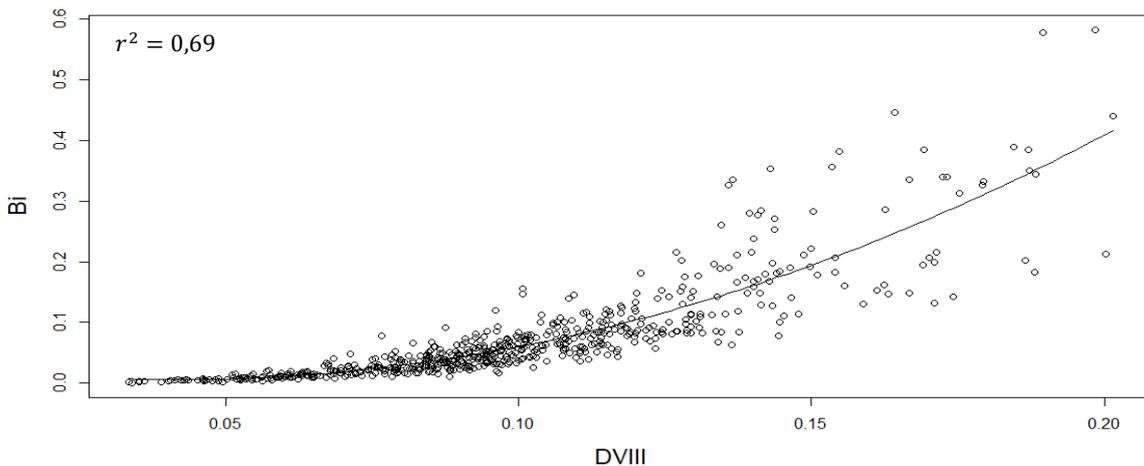
$$B_e = 0.913 \cdot D_{VII}^{1,6} \quad (6)$$

Pristina

A análise de regressão linear incluiu biovolume e as dimensões corporais (D_{VI} , D_{VII} , D_{VIII} e C) para o conjunto de espécimes de *Pristina*. Não houve correlação significativa na análise entre o B_i e D_{VII} . Assim, o biovolume corporal desses oligoquetos pode ser determinado por D_{VI} , D_{VIII} e C ; com um coeficiente de determinação de 0,81.

Dentre os parâmetros que apresentaram correlação significativa, o D_{VIII} foi o modelo mais explicativo para as estimativas de biovolume, pois apresentou valor de r^2 ajustado superior às demais dimensões corporais (0,69). A Figura 4 ilustra a relação entre o crescimento das taxas de biovolume e o diâmetro do segmento VIII de *Pristina*.

Figura 4. Relação entre Biovolume e diâmetro do segmento VIII - ambos log - de *Pristina* spp. (Oligochaeta: Pristininae) transformado em função de potência, coletados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos de reservatórios do Estado de São Paulo, realizada pela CETESB no período de 2004 a 2016. B_i - biovolume, D_{VIII} - diâmetro do segmento VIII.



As constantes a e b (apresentadas na Tabela 3) foram transformadas seguindo os conceitos descritos nas equações 2, 3 e 4. Assim, o biovolume de *Pristina* spp. pode ser estimado por meio do D_{VIII} pela seguinte equação:

$$B_e = 0.875 \cdot D_{VIII}^{2,11} \quad (7)$$

Tabela 3. Estimadores de biovolume do Complexo *Dero*, *Nais* (Oligochaeta: Naidinae) e *Pristina* (Oligochaeta: Pristininae) coletados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos de reservatórios do Estado de São Paulo, realizada pela CETESB no período de 2004 a 2016.

		Estimado	Erro padrão	valor de p	r ²
Complexo <i>Dero</i>	Intercepto	-0,26	0,01	0,000	0,8
	D _{IV}	4,39	0,09	0,000	
<i>Nais</i>	Intercepto	-0,09	0,00	0,000	0,59
	D _{VII}	1,60	0,05	0,000	
<i>Pristina</i>	Intercepto	-0,13	0,01	0,000	0,69
	D _{VIII}	2,11	0,06	0,000	

Discussão

O uso da alometria para compreender o crescimento biológico é amplamente utilizado (MASUNARI; DISSENHA, 2005; IANNACONE; ALVARIÑO, 2007). Para organismos de 0,5 a 4 mm de comprimento, a determinação direta da biomassa é metodologicamente inviável em programas de biomonitoramento. Assim, esta ferramenta é valiosa para estimar o biovolume de oligoquetos aquáticos por meio de uma dimensão corporal conhecida. Outros estudos já foram realizados de forma semelhante a este método, com macroinvertebrados aquáticos estudando a relação comprimento-massa (BURGHERR; MEYER, 1997; BENKE *et al.*, 1999; BECKER *et al.*, 2009; SHAHBAZ-GAHROEE *et al.*, 2020) e com oligoquetos de outras subfamílias (LAFONT, 1987; SMIT *et al.*, 1993).

Visualizando as figuras 2 e 4, nota-se que não houve estabilização entre o crescimento de B_i com D_{IV} (Complexo *Dero*) e D_{VIII} (*Pristina*). Isso pode ter ocorrido devido a: (i) variação de crescimento das diferentes fases da vida que cada espécie possui e (ii) as condições hidrológicas e/ou ambientais específicas de cada corpo d'água que, por sua vez, interfere em (i).

Os segmentos com maior correlação foram aqueles que contêm estruturas internas relacionadas à alimentação ou reprodução. Em *Dero*, a faringe é alocada em II-IV (BRINKHURST; JAMIESON, 1971). Em *Nais*, uma dilatação do estômago é localizada nos segmentos VII e VIII (BRINKHURST; JAMIESON, 1971; MARCUS, 1943). Em *Pristina*, os ovários e poros masculinos no 8º segmento (BRINKHURST; JAMIESON, 1971; MARCUS, 1943). As equações de biovolumes de oligoquetos Tubificinae de Lafont (1987) e

Smit *et al.* (1993), mostram que o segmento XI, onde se localizam os órgãos reprodutivos desses organismos, como os melhores modelos para estimativas de biovolume.

Nossos resultados de coeficiente de inclinação b referentes ao Complexo *Dero* e *Nais* corroboram aos apontamentos de Benke *et al.* (1999). Segundo os autores, níveis taxonômicos mais baixos podem apresentar valores de $b < 2$ e > 4 . Outros autores também apresentaram regressões com resultados semelhantes para b em baixos níveis taxonômicos – gêneros e espécies (MISERENDINO, 2001; STOFFELS *et al.*, 2003). Em geral, as regressões de invertebrados aquáticos têm um valor de b próximo de 3 (BENKE *et al.*, 1999; NAKAGAWA; TAKEMON, 2014; DEKANOVÁ *et al.*, 2022).

A aplicação do método de conversão para estimar o biovolume não é destrutiva e, portanto, permite a recuperação do material após o uso, além de ser mais rápida e econômica. Em pesquisas futuras, o modelo de conversão pode ser atualizado a partir da ampliação dos dados e da representatividade espacial. Da mesma forma, a aplicação dessa métrica pode nos ajudar a entender melhor a estrutura populacional, a produção secundária e o fluxo de matéria e energia associados aos oligoquetos em ambientes neotropicais.

Conclusão

O uso de modelos para estimar o biovolume é uma métrica alternativa para programas de biomonitoramento em avaliação ambiental, onde a determinação da biomassa geralmente representa processos metodológicos complexos. Para cada gênero, a partir da análise de regressão linear, um segmento específico apresentou a dimensão com maior coeficiente de determinação em relação ao biovolume individual, sendo assim utilizado como parâmetro de conversão. Para o Complexo *Dero* (*Aulophorus* e *Dero*), foi o segmento quatro. Para as espécies de *Nais*, o segmento sete; e o segmento oito para as espécies de *Pristina*.

Futuras aplicações desses modelos poderão complementar os esforços de avaliação ambiental, principalmente pela inclusão de gêneros da Família Naididae, uma vez que são escassos os estudos que abordam quantitativamente a contribuição desses organismos nos processos de produção secundária e no fluxo de energia em ecossistemas aquáticos.

Material suplementar

Apêndice 1. Espécies de Oligochaeta utilizadas na análise de regressão linear, amostradas pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos, realizada pela CETESB no período de 2004 a 2016.

Aulophorus borellii Michaelsen, 1900
Aulophorus costatus Du Bois-Reymond Marcus, 1944
Aulophorus furcatus O. F. Müller, 1774
Dero digitata O. F. Müller, 1773
Dero evelinae Marcus, 1943
Dero magnaseta Harman, 1973
Dero multibranchiata Stieren, 1892
Dero nivea Aiyer, 1930
Dero obtusa D'Udekem, 1855
Dero righii Varela, 1990
Dero sawayai Marcus, 1943
Nais communis Piguët, 1906
Nais pardalis Piguët, 1906
Nais schubarti Marcus, 1944
Nais variabilis Piguët, 1906
Pristina aequiseta Bourne, 1891
Pristina americana Černosvitov, 1937
Pristina biserrata Chen, 1940
Pristina longiseta Ehrenberg, 1828
Pristina longisoma Harman, 1977
Pristina macrochaeta Stephenson, 1931
Pristina osborni Walton, 1906
Pristina proboscidea Beddard, 1896
Pristina rosea Piguët, 1906
Pristina sp. Ehrenberg, 1828
Pristina synclites Stephenson, 1925

REFERÊNCIAS

- ALCARAZ, M.; SAIZ, E.; CALBET, A.; TREPAT, I.; BROGLIO, E. Estimating zooplankton biomass through image analysis. *Mar. Biol.* 143, p. 307–315, 2003.
- BATSCHELET, E. Introdução à matemática para biocientistas. Interciência, Ed. da Universidade de São Paulo, p. 618, 1978.

- BECKER, B., MORETTI, M. S., & CALLISTO, M. (2009). Length–dry mass relationships for a typical shredder in Brazilian streams (Trichoptera: Calamoceratidae). *Aquatic Insects*, 31(3), 227–234. doi:10.1080/01650420902787549
- BENKE, A. C.; HURYN, A. D.; SMOCK, L. A.; WALLACE, J. B. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society*, 18(3), 308-343, 1999.
- BRINKHURST, R. O.; JAMIESON, B. G. M. *Aquatic Oligochaeta of the world*. University of Toronto Press, p. 860, 1971.
- BRINKHURST, R.O.; MARCHESE, M.R. Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica. Santa Fé: Asociación de ciências naturales del litoral, Santa Fé, p. 207, 1989.
- BURGHERR, P., & MEYER, E. I. Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 101-112, 1997.
- CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2004. São Paulo, p. 307, 2005. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.
- CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2005. São Paulo, p. 488, 2006. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.
- CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006. São Paulo, p. 327, 2007. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.
- CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007. São Paulo, p. 540, 2008. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008. São Paulo, p. 528, 2009. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2009. São Paulo, p. 310, 2010. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2010. São Paulo, p. 298, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2011. São Paulo, p. 356, 2012. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2012. São Paulo, p. 370, 2013. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013. São Paulo, p. 434, 2014. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2014. São Paulo, p. 562, 2015. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2015. São Paulo, p. 287, 2016. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>.

- CETESB, São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2016. São Paulo, p. 301, 2017. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>.
- DEKANOVA, V., VENARSKY, M. P., & BUNN, S. E. Length–mass relationships of Australian aquatic invertebrates. *Austral Ecology*, 47, 120–126, 2022.
- ESTEVEZ, F. A. Fundamentos de limnologia. 2ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência. p. 602, 1988.
- IANNACONE, J., & ALVARIÑO, L. Crescimento alométrico de larvas de *Spodoptera eridania* (Cramer, 1782) (Lepidoptera: Noctuidae). *The Biologist* (Lima), 5(2), p. 52-59, 2007.
- JOHNSON, E. L., ABERNETHY, E. F., & COLÓN-GAUD, J. C. Decreasing richness and biomass during a flood pulse observed in a southeastern us coastal floodplain following a multi-year, supra-seasonal drought. *Research Square*, p. 1-17, 2021.
- LAFONT, M. Production of Tubificidae in the littoral zone of Lake Léman near Thonon-les-Bains: A methodological approach. In *Aquatic Oligochaeta*, p. 179-187, 1987.
- LLOPIS-BELENQUER, C.; BLASCO-COSTA, I.; BALBUENA, J. A. Evaluation of three methods for biomass estimation in small invertebrates, using three large disparate parasite species as model organisms. *Scientific reports*, 8(1), p. 1-9, 2018.
- LYONS, N. I. Comparing diversity indices based on counts weighted by biomass or other importance values. *The American Naturalist*, 118(3), p. 438-442, 1981.
- MACHUCA-SEPÚLVEDA, J., FIERRO, P., NIMPTSCH, J. Variability of benthic macroinvertebrate biomass in two contrasting streams in southern Chile. *Hydrobiologia*, 849(3), p. 641-660, 2022.
- MARCUS, E. Sobre Naididae do Brasil. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo Zoologia*. v. 32, n.7, p.3-247. 1943.

- MARCUS, E. Sobre Oligochaeta límnicos do Brasil. Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo Zoologia.v.43, n.8, p.5-135, 1944.
- MASUNARI, S.; DISSENHA, N. Alometria no crescimento de *Uca mordax* (Smith) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 22, p. 984-990, 2005.
- MISERENDINO, M. L. Length-mass relationships for macroinvertebrates in freshwater environments of Patagonia (Argentina). Ecología Austral, 11(1), 3-8, 2001.
- NAKAGAWA, H., TAKEMON, Y. Length-mass relationships of macro-invertebrates in a freshwater stream in Japan. Aquatic Insects, 36(1), 53–61, 2014.
- NOVACK-GOTTSHALL, P. M. Using simple body-size metrics to estimate fossil body volume: empirical validation using diverse paleozoic invertebrates. Palaios 23, p, 163–173, 2008.
- PERALTA, L.; ESCOBAR, E.; ALCOCER, J.; LUGO, A. Oligochaetes from six tropical crater lakes in Central Mexico: species composition, density and biomass. Hydrobiologia, 467(1-3), p. 109-116, 2002.
- QUEIROZ, A R. Estrutura do microfitoplâncton no arquipélago de São Pedro e São Paulo (Lat. 00° 56 2 N e Long. 29° 20 6 W): estimativa da biomassa em carbono através do biovolume celular, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, p. 92, 2011.
- R CORE TEAM. R. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017.
- RIGHI, G. Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil. CNPq/Coordenação Editorial, Brasília, p. 48, 1984.

- SCHMELZ, R. M., Erseus, C., Martin, P., Van Haaren, T., & Timm, T. A proposed order-level classification in Oligochaeta (Annelida, Clitellata). *Zootaxa*, 5040(4), 589-591, 2021.
- SCHWALBACH, P. C. J. Efeito da conservação em formol de organismo bentônicos na determinação da sua biomassa. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Eduardo Mondlane. P. 28, 1996.
- SHAHBAZ-GAHROEE, S., AAZAMI, J., AGHAMOHAMMADI, A., RICO, A., & SUMON, K. A. Length-mass relationships for macroinvertebrates in the Choghakhor international wetland, Iran. *Biologia*, 76(2), 645-653, 2020. doi:10.2478/s11756-020-00585-w
- SMIT, H., HEEL, E. D., & WIERSMA, S. Biovolume as a tool in biomass determination of Oligochaeta and Chironomidae. *Freshwater Biology*, 29(1), 37–46, 1993.
- STOFFELS, R. J., KARBE, S., PATERSON, R. A. Length-mass models for some common New Zealand littoral-benthic macroinvertebrates, with a note on within-taxon variability in parameter values among published models. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37(2), 449-460, 2003.
- TIMM, T. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia* 66: p. 1-235, 2009.

CAPÍTULO 2

Influência do Estado Trófico sobre biovolume e abundância de Naidinae e Pristininae (Oligochaeta: Naididae) em reservatórios neotropicais

Artigo a ser submetido à revista Studies on Neotropical Fauna and Environment

Resumo: O uso do Índice de Estado Trófico (IET) para avaliar a qualidade de corpos hídricos e entender sua influência sobre a composição e estrutura faunística é de extrema importância. O objetivo deste trabalho foi analisar se a distribuição e estrutura das assembleias de Naidinae e Pristininae respondem ao gradiente de trofia e, às alterações de variáveis ambientais existente entre as classes de estado trófico. Foram estudados 16 reservatórios, totalizando 61 réplicas, amostradas pela Rede de Monitoramento da Qualidade dos Sedimentos do Estado de São Paulo da CETESB, entre os anos de 2004 a 2016. A Análise de Componentes Principais revelou um gradiente nas classes de IET conduzido pelas variáveis oxigênio dissolvido, temperatura, pH, condutividade elétrica, argila e matéria orgânica. O total de 613 indivíduos dos gêneros *Aulophorus*, *Dero*, *Nais* e *Pristina* foram identificados totalizando 21 espécies. A Análise de Variância revelou que a distribuição das métricas (abundância e biovolume) são influenciadas pelas classes de IET. Os resultados da Análise de Variância Multivariada Permutacional mostraram que a temperatura explicou 5,2% da alteração da abundância e a matéria orgânica explicou 3% da alteração do biovolume. O aumento dos níveis do estado trófico influencia na abundância e volume corporal entre os gêneros estudados, por isso, sugerimos ampliação dos índices bióticos com a inclusão das subfamílias Naidinae e Pristininae, bem como a utilização da assembleia de Oligochaeta como indicadores de gradientes ambientais.

Palavras-chave: enriquecimento orgânico; eutrofização; qualidade da água; bioindicadores.

Introdução

Vários métodos de avaliação da qualidade hídrica utilizando bioindicadores já foram propostos, como o Sistema Sapróbio, baseado principalmente nos microrganismos presentes (METCALFE, 1989). Atualmente, o uso do estado trófico utilizado pela CETESB, para avaliar a qualidade de corpos hídricos e entender sua influência sobre a composição e estrutura faunística é de extrema importância. Segundo Esteves (1998), a eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes ocasionando a deterioração da qualidade da água; um processo dinâmico no qual ocorrem modificações nas comunidades aquáticas. Reservatórios frequentemente apresentam heterogeneidade nas condições tróficas propiciando habitats diversificados (NOGES *et al.*, 2008; CAI *et al.*, 2012). Vários trabalhos abordam sobre as condições tróficas e os fatores ambientais que regimentam a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos (CAI *et al.*, 2012; AZEVÊDO *et al.*, 2015; ARMENDÁRIZ *et al.*, 2022). Esses animais desempenham importante papel nas condições geoquímicas do sedimento, na ciclagem e transferência de energia entre as redes alimentares (COVICH *et al.*, 1999).

Dentre a macrofauna de invertebrados, as espécies Oligochaeta constituem grande representatividade em sistemas aquáticos e são usados como indicadores biológicos da poluição, pois constituem um amplo gradiente de sensibilidade à qualidade hídrica (RODRIGUEZ; REYNOLDS, 2011). Os oligoquetos representantes dos gêneros *Aulophorus* Schmarda, 1861, *Dero* Oken, 1815, *Nais* Müller, 1773, e *Pristina* Ehrenberg, 1828, são comumente encontrados em diversos mesohabitats de lagos, reservatórios (SURIANI *et al.*, 2007; GIROLI, 2019), e rios (GORNI, 2007; RODRIGUES *et al.*, 2013; SANCHES *et al.*, 2016). Estes gêneros formam parte do endobento do sedimento, geralmente *Aulophorus* e *Dero* (PAMPLIN *et al.*, 2005; DORNFELD *et al.*, 2006; GIROLI, 2019), mas também, como *Pristina*, constituem a grande parte da epifauna associada a algas e macrófitas (SANCHES; GORNI, 2014; SANCHES *et al.*, 2016). Segundo Verdonschot (2001) e Vivien *et al.* (2014) os oligoquetos são influenciados pela composição química e física do habitat e o uso de métricas biológicas de suas assembleias podem ser utilizadas como indicadoras de condições específicas relacionadas à qualidade de corpos hídricos.

Considerou-se a hipótese de que o aumento dos níveis do estado trófico influencia na abundância e volume corporal dos gêneros *Aulophorus*, *Dero*, *Nais* e

Pristina. O objetivo deste trabalho foi analisar a distribuição e estrutura das assembleias de Naidinae e Pristininae e sua relação com o gradiente de trofia e, às alterações de variáveis ambientais existente entre as classes de estado trófico.

Metodologia

Área de estudo

O conjunto de amostras analisadas neste capítulo totalizam 61 réplicas coletadas pela CETESB em 16 reservatórios do Estado de São Paulo entre os anos de 2004 à 2016. Os reservatórios foram selecionados por apresentarem diferentes condições tróficas. Segundo Ward e Stanford (1983), Wisser *et al.* (2010) e Bicudo *et al.*, (2010) reservatórios são mais susceptíveis à poluição, pois a desconexão montante/jusante de um rio interfere na hidrologia, transporte e retenção de nutrientes. A identificação dos pontos amostrais é descrita na Tabela 1, para mais detalhes ver Capítulo 1.

Tabela 1. Identificação dos reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2004 a 2016.

<i>Ponto</i>	<i>Reservatório</i>
BILL	Billings - Corpo Central
BIRP	Billings - Rio pequeno
BITQ	Billings – Taquacetuba
SOIT	Itupararanga
TIPR	Promissão
NOVA	Ponte Nova
SANT	Santa Branca
CAFR	França
JURU	Jurumirim
GRAM	Graminha
JQJU	Paiva Castro
PEBA	Taiapuê
RGDE	Rio Grande
PASG	Salto Grande Ourinhos
PARN	Jupia
PARP	Capivara
MOCA	Cachoeira de Cima
ISOL	Ilha Solteira

Variáveis ambientais e estabelecimento do Índice de Estado Trófico

As coletas das variáveis ambientais foram realizadas e determinadas pela CETESB. Os métodos utilizados para a coleta e determinação das variáveis estão disponíveis no Relatório da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2017). As variáveis ambientais profundidade (Pr), areia (Are), Silte (Si), argila (Arg), matéria orgânica (Mo), oxigênio dissolvido (Od), temperatura (Te), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (Ce) foram selecionadas por terem relação com enriquecimento orgânico e estado trófico (ESTEVEVES, 1998; SALMASO *et al.*, 2003; LAMPARELLI, 2004; VERDONSCHOT, 2006. Além dessas, as variáveis fósforo total (Pt) e clorofila *a* (Ca) foram utilizadas para determinação do Índice de Estado Trófico (IET).

O Índice de Estado Trófico (IET) tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes. O índice foi proposto por Carlson (1977), e mais tarde modificado por Lamparelli (2004) para adequá-las aos rios, reservatórios e lagos de ambientes tropicais. O IET é composto pelos índices do Estado Trófico para fósforo – IET (Pt) (equação 1), e para clorofila *a* – IET (Ca) (equação 2). Então, o resultado do IET é a média aritmética entre os índices IET (Pt) e IET (Ca) (equação 3), conforme descrito abaixo:

$$IET(Pt)=10.(6-(1,77-0,42.(lnPt/ln2))) \quad (1)$$

$$IET(Ca)=10.(6-(0,92-0,34.(lnCa/ln2))) \quad (2)$$

$$IET=[IET(Pt)+IET(Ca)]/2 \quad (3)$$

Onde:

Pt = concentração de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) medida à superfície da água;

Ca = concentração de clorofila *a* total ($\mu\text{g/L}$) medida à superfície da água;

ln = logaritmo natural.

A partir dos valores resultantes das equações descritas acima, a classificação do IET dá-se conforme mostra a Tabela 2.

As variáveis fósforo total e clorofila *a* (Tabela 3) foram submetidas ao cálculo do IET e as classes foram estabelecidas.

Tabela 2. Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo o índice de Carlson modificado por Lamparelli (2004).

Classes	Ponderação
Ultraoligotrófico (Ultra)	$IET < 47$
Oligotrófico (Oligo)	$47 < IET < 52$
Mesotrófico (Meso)	$52 < IET < 59$
Eutrófico (Eutro)	$59 < IET < 63$
Supereutrófico (Super)	$63 < IET < 67$
Hipereutrófico (Hiper)	$IET > 67$

Fonte: Modificado de Lamparelli (2004).

Coleta e identificação dos oligoquetos

As amostras da fauna de Oligochaeta fazem parte da coleção do Setor de Comunidades Aquáticas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Os métodos de coleta, fixação e preparação das amostras podem ser encontrados no Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2017).

Para a identificação de organismos, foi utilizado os critérios taxonômicos adotados por Brinkhurst e Jamieson (1971), Righi (1984), Brinkhurst e Marchese (1989), Timm (2009) e Marchese e Alves (2020). A classificação taxonômica para subfamílias seguiu a proposta de Schmelz *et al.* (2021). Para estimativa de biovolume foi utilizado o modelo proposto no Capítulo 1, bem como a utilização do termo “Complexo *Dero*”, contemplando os gêneros *Aulophorus* e *Dero*.

Análise de dados

Foi aplicada análise de componentes principais (PCA), com matriz de correlação, visando verificar quais variáveis conduzem a diferença entre as classes do IET.

A organização dos reservatórios em classes de IET produziram uma diferença do tamanho amostral entre os diferentes tratamentos. O tamanho amostral foi corrigido por meio do método bootstrap, onde foram replicadas 10.000 amostras (MANLY, 2018).

Foram utilizados dois conjuntos de dados para explorar padrões de composição das assembleias: biovolume (Bv) e abundância (Ab). Então, aplicamos uma análise de variância (ANOVA) para verificar a influência do gradiente do Índice de Estado Trófico

nas assembleias. Em seguida, aplicamos o teste Tukey para comparações pareadas entre os tratamentos. Nós também realizamos a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) entre a assembleia e as variáveis ambientais, indicadas pela PCA, para determinar quais variáveis ambientais melhor explicariam a variabilidade da composição da assembleia.

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o Programa PAST (Hammer *et al.*, 2001), e o pacote Vegan (OKSANEN *et al.*, 2017) do Programa R (R Core Team, 2017, versão 4.1.2).

Resultados

Classificação Trófica e variáveis ambientais

Foram identificadas cinco classes de IET, Ultra (3 reservatórios), Meso (11 reservatórios), Eutro, (2 reservatórios), Super (3 reservatórios) e Hiper (2 reservatórios). Em seguida, os dados foram agrupados segundo a classificação obtida por meio do IET, as médias e desvio padrão das variáveis ambientais distribuídas por reservatório, e por classes do Índice de Estado Trófico estão descritas na tabela 3 e 4, respectivamente.

Na PCA foram incluídas as variáveis ambientais Profundidade, Areia, Silte, Argila, Matéria orgânica, Oxigênio dissolvido, Temperatura, pH e Condutividade elétrica. A PCA revelou um gradiente nas classes de IET em que ambientes de maior grau de eutrofização estiveram relacionados principalmente com as variáveis Oxigênio dissolvido, Temperatura, pH e Condutividade elétrica (positivamente ao eixo 1) e, Argila e Matéria orgânica (positivamente ao eixo 1 e negativamente ao eixo 2). Os dois primeiros eixos foram responsáveis por 62,5% da explicação das variáveis ambientais entre as classes de IET (Figura 1).

Tabela 3. Valores médios e desvios padrão de variáveis ambientais de reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2004 a 2016. *RGDE* - Rio grande, *SOIT* - Itupararanga, *PASG* - Salto Grande Ourinhos, *PARN* - Jupia, *PARP* - Capivara, *MOCA* - Cachoeira de Cima, *ISOL* - Ilha Solteira, *BILL* - Billings (corpo central), *TIPR* - Promissão, *NOVA* - Ponte Nova, *SANT* - Santa Branca, *CAFR* - França, *JURU* - Jurumirim, *GRAM* - Graminha, *JQJU* - Paiva Castro, *BIRP* - Billings (Rio pequeno) e *BITQ* - Billings (Taquacetuba). *Pr* - Profundidade (m), *Are* - Areia (%), *Si* - Silte (%), *Arg* - Argila (%), *Mo* - Matéria orgânica do sedimento (%), *Od* - Oxigênio dissolvido de fundo (mg/L), *Te* - Temperatura (°C), *pH* - Potencial Hidrogeniônico, *Ce* - Condutividade elétrica de fundo ($\mu\text{S}/\text{cm}$), *Pt* - Fósforo total superficial ($\mu\text{g}/\text{L}$), *Ca* - Clorofila a ($\mu\text{g}/\text{L}$), *IET* - Índice de Estado Trófico e - Variável ambiental não aferida.

Ponto	Ano	Pr	Are	Si	Arg	Mo	Od	Te	pH	Ce	Pt	Ca	IET
ISOL	2013	5 ± 0,5	24 ± 14,4	47,5 ± 10,9	28,5 ± 6,8	9,7 ± 2,5	3,8 ± 0	25,6 ± 4,3	7,5 ± 1	54,3 ± 8,7	0,02 ± 0	0,01 ± 0	Ultra (44,3)
PASG	2006	5,4 ± 0,7	5 ± 0,9	35,2 ± 1,1	46,4 ± 5,4	13,5 ± 2,3	8,7 ± 0	18,8 ± 0	7,2 ± 0	60,6 ± 0	-	0,27 ± 0	Ultra (44,4)
PARN	2007	4 ± 0	49,7 ± 0	23,9 ± 0	26,4 ± 0	6,3 ± 0	-	-	-	-	-	0,27 ± 0	Ultra (44,4)
MOCA	2012	5 ± 0	0,1 ± 0	24,6 ± 3,8	75,3 ± 3,8	13,2 ± 0,8	3,3 ± 2,6	18,4 ± 0,1	6,9 ± 0	69,1 ± 0,8	-	1,34 ± 0	Meso (52,2)
JURU	2014	13,6 ± 14,2	44,8 ± 37,8	16,2 ± 11,8	38,9 ± 28,6	7,3 ± 5	6,8 ± 0	18,7 ± 0	7,4 ± 0	136 ± 0	0,01 ± 0	1,1 ± 0	Meso (53,8)
NOVA	2014	4,3 ± 0,2	56,7 ± 12,7	15,3 ± 3,6	27,9 ± 9	13,5 ± 4,9	6,2 ± 0	18,2 ± 0	6,3 ± 0	25 ± 0	0,01 ± 0	1,34 ± 0	Meso (54,2)
TIPR	2014	14,1 ± 10,2	37,7 ± 30,1	23,9 ± 9,7	38,3 ± 20,8	10,3 ± 4,7	4,0 ± 4,1	20,7 ± 0	7,6 ± 0,3	203,5 ± 11,5	0,02 ± 0	2,14 ± 0	Meso (54,5)
CAFR	2014	4,4 ± 1,3	47,8 ± 7,7	22 ± 4,5	30,1 ± 3,2	5,5 ± 0,7	9,36 ± 0	18,8 ± 0	7,4 ± 0	27 ± 0	0,01 ± 0	1,9 ± 0	Meso (55,1)
JQJU	2015	4,5 ± 0	29,6 ± 10,1	45,7 ± 13,2	24,7 ± 3,1	5,5 ± 0,7	1,75 ± 0	20,9 ± 0	7,2 ± 0	-	0,02 ± 0	2,08 ± 0	Meso (55,4)
SOIT	2005	6 ± 0	29,8 ± 13,5	34,3 ± 1,2	35,8 ± 12,3	12,5 ± 2,1	7,8 ± 0	19,2 ± 0	-	-	-	2,9 ± 0	Meso (56,0)
SANT	2014	3 ± 0	72,8 ± 0	16,1 ± 0	11,1 ± 0	3 ± 0	-	22 ± 0	7,4 ± 0	-	0,01 ± 0	0,01 ± 0	Meso (56,3)
GRAM	2015	11,3 ± 14,4	25,8 ± 20,9	15,6 ± 3,5	58,5 ± 18,5	10,7 ± 5,5	5,2 ± 3,3	19,3 ± 1,2	6,6 ± 0,6	56 ± 6,9	0,04 ± 0	2,05 ± 0,2	Meso (57,5)
PARP	2009	17,6 ± 16,3	7,9 ± 13,9	18,4 ± 6,4	73,6 ± 19,5	14,6 ± 7,3	7,2 ± 1,4	19,4 ± 0,7	7,5 ± 0,3	63,1 ± 5,4	-	4,81 ± 0	Meso (58,5)
RGDE	2004	3,5 ± 0	60 ± 0	15,5 ± 0	24,5 ± 0	6,1 ± 0	8,3 ± 0	18 ± 0	-	-	-	5,15 ± 0	Meso (58,8)
BIRP	2016	5 ± 0	66,5 ± 8	26,6 ± 8,4	6,9 ± 1,2	3,3 ± 1,1	7,44 ± 0	16,4 ± 0	6,7 ± 0	103 ± 0	0,02 ± 0	7,7 ± 0	Eutro (60,6)
SOIT	2014	3,5 ± 0	19,6 ± 2,3	28,3 ± 1,7	52,1 ± 2,8	12,7 ± 0,6	8,07 ± 0	17,5 ± 0	7,4 ± 0	86 ± 0	0,03 ± 0	-	Eutro (62,9)
BIRP	2015	3,6 ± 0	92,3 ± 0	5,4 ± 0	2,3 ± 0	3 ± 0	8,2 ± 0	18,9 ± 0	7,3 ± 0	68 ± 0	0,02 ± 0	20,9 ± 0	Super (63,1)
PEBA	2016	8,5 ± 0	14,2 ± 0	33,5 ± 0	52,3 ± 0	22 ± 0	6,7 ± 0	16,9 ± 0	6,4 ± 0	69 ± 0	0,03 ± 0	14,7 ± 0	Super (63,4)
RGDE	2016	1,8 ± 0	20,9 ± 0	37,8 ± 0	41,2 ± 0	14 ± 0	10,3 ± 0	15,7 ± 0	5,4 ± 0	91 ± 0	0,1 ± 0	14,9 ± 0	Super (65,6)
BITQ	2016	9,3 ± 0	5,6 ± 0	23,6 ± 0	70,7 ± 0	9 ± 0	6,9 ± 0	19,6 ± 0	6,9 ± 0	171 ± 0	0,08 ± 0	87,3 ± 0	Hiper (70,8)
BILL	2014	8,4 ± 4,2	12,8 ± 7,9	28,9 ± 5,5	58,1 ± 13,2	20,2 ± 1,8	3,1 ± 0,3	18,9 ± 0	7,25 ± 0	203,6 ± 2,2	0,15 ± 0	93,56 ± 0	Hiper (72,9)

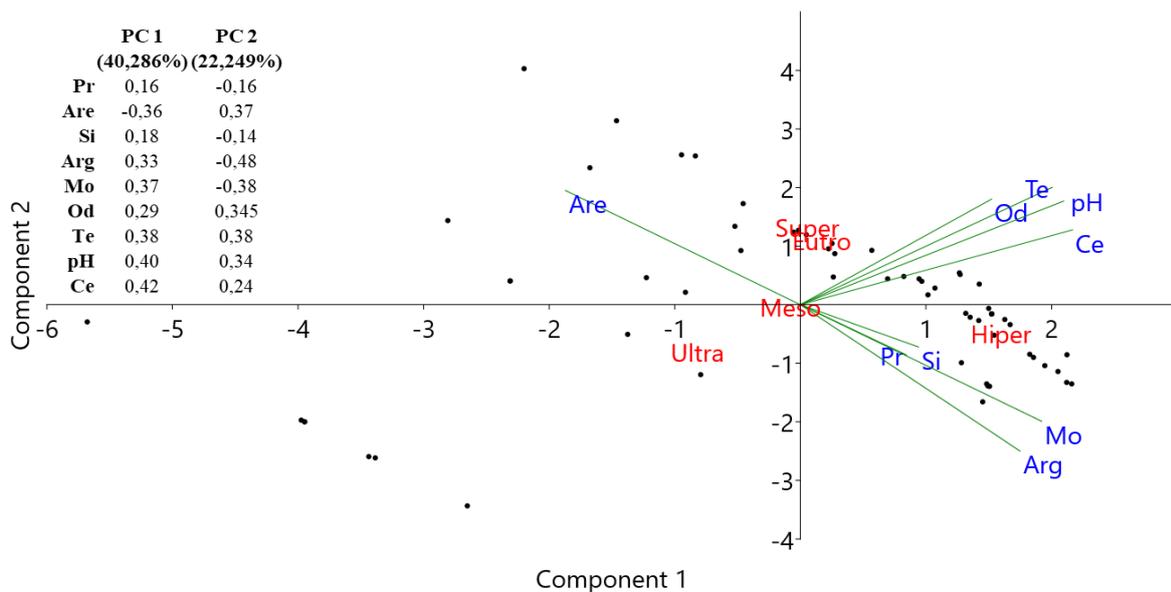
Fonte: Modificado de CETESB, 2004 a 2016.

Tabela 4. Valores médios e desvios padrão de variáveis ambientais distribuídas por classe de Estado Trófico de reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2004 a 2016. **IET** – Índice de Estado Trófico, **Pr.** – Profundidade (m), **Are** – Areia (%), **Si** – Silte (%), **Arg** – Argila (%), **Mo** – Matéria orgânica do sedimento (%), **Od** – Oxigênio dissolvido de fundo (mg/L), **Te** – Temperatura (°C), **pH** – Potencial Hidrogeniônico, **Ce** – Condutividade elétrica de fundo ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

IET	Pr	Are	Si	Arg	Mo	Od	Te	pH	Ce
Ultra	5,0 ± 0,7	24,1 ± 20,6	35,5 ± 10,9	35,0 ± 10,8	10,2 ± 3,6	6,2 ± 2,7	22,2 ± 3,7	7,5 ± 0,2	57,4 ± 3,4
Meso	8,8 ± 9,4	31,1 ± 25,7	23,3 ± 10,5	45,6 ± 23,7	9,9 ± 4,9	5,8 ± 3,0	19,4 ± 1,1	7,2 ± 0,5	93,2 ± 67,1
Eutro	7,6 ± 9	37,4 ± 28,2	25,9 ± 6,3	36,6 ± 29,4	9,3 ± 5,8	6,8 ± 2,4	17,1 ± 0,6	6,9 ± 0,6	87,8 ± 19,5
Super	4,6 ± 3,5	42,5 ± 43,3	25,6 ± 17,6	31,9 ± 26,2	13 ± 9,5	8,3 ± 1,8	17,2 ± 1,6	6,4 ± 0,9	76 ± 13
Hiper	8,5 ± 3,8	11,6 ± 7,6	28,1 ± 5,4	60,2 ± 12,9	18,3 ± 4,8	3,8 ± 1,6	19,0 ± 0,3	7,2 ± 0,2	198,2 ± 13,4

Fonte: Modificado de CETESB, 2004 a 2016.

Figura 1. Análise de Componentes Principais das variáveis ambientais em relação ao Estado Trófico dos reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2004 a 2016. **Pr.** – Profundidade (m), **Are** – Areia (%), **Si** – Silte (%), **Arg** – Argila (%), **Mo** – Matéria orgânica do sedimento (%), **Od** – Oxigênio dissolvido de fundo (mg/L), **Te** – Temperatura (°C), **pH** – Potencial Hidrogeniônico, **Ce** – Condutividade elétrica de fundo ($\mu\text{S}/\text{cm}$).



Composição da Assembleia

O total de 613 animais foram identificados pertencentes a 21 espécies. Mais detalhes sobre as espécies estão descritos no Apêndice 1 – Material suplementar. O biovolume do Complexo *Dero* apresentou os maiores valores nas classes extremas: Ultra ($3,3 \pm 0,5 \text{ mm}^3$) e Hiper ($1,7 \pm 2,3 \text{ mm}^3$). Os menores valores foram registrados nas classes intermediárias: Meso ($0,9 \pm 1,9 \text{ mm}^3$), Eutro ($0,07 \pm 0,04 \text{ mm}^3$) e Super ($0,06 \pm 0,04 \text{ mm}^3$). A abundância do Complexo *Dero* mostrou um padrão contrário ao biovolume, possuindo maior representatividade nas classes intermediárias Meso, Eutro e Super ($9,4 \pm 13$; $8,6 \pm 7,6$; $12,1 \pm 8$, respectivamente) e os menores valores nas classes extremas: Ultra ($1,5 \pm 0,5$) e Hiper ($3,9 \pm 4,6$).

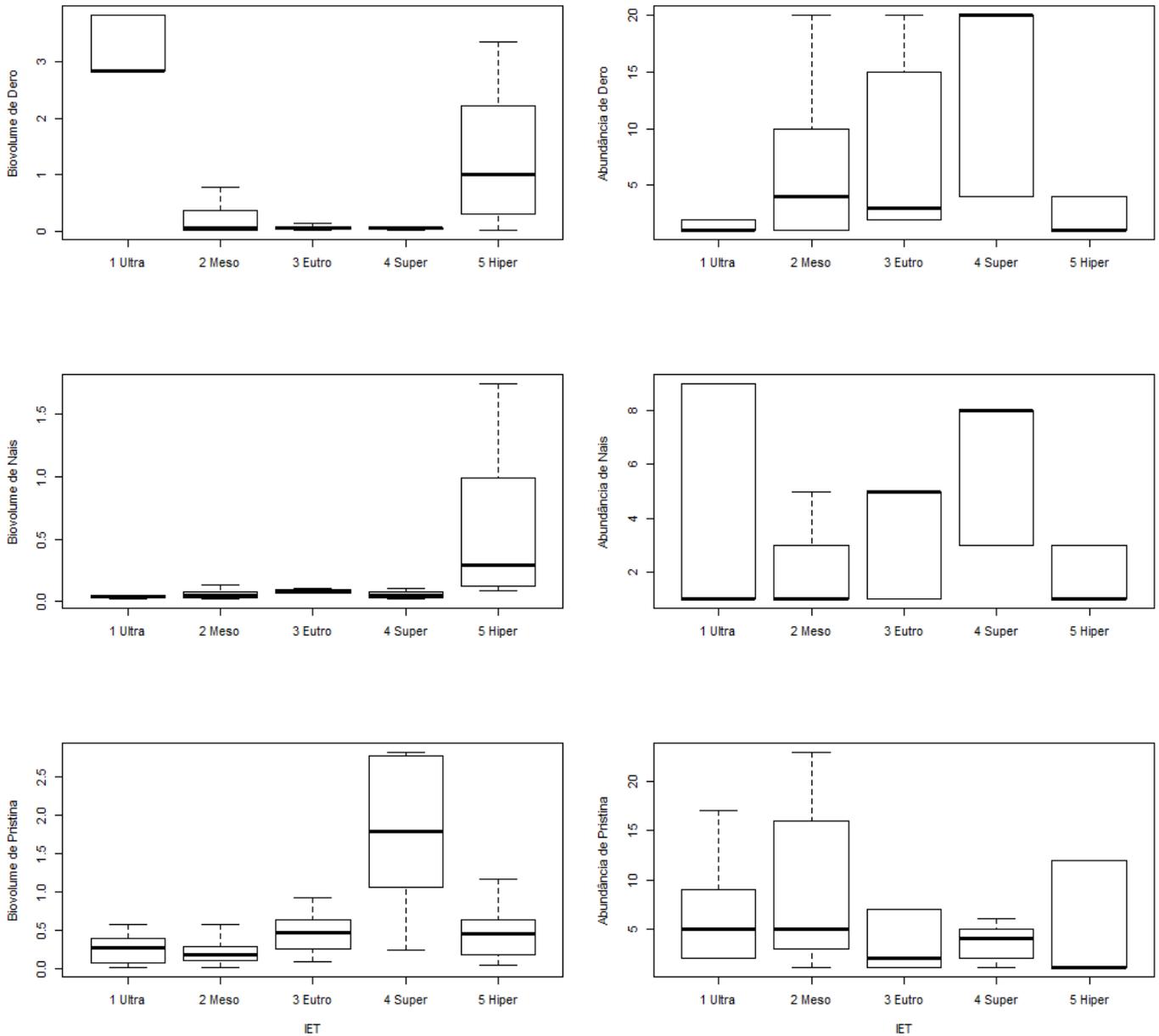
Os organismos de *Nais* apresentaram baixos valores para biovolume nas classes Ultra ($0,05 \pm 0,03 \text{ mm}^3$), Meso ($0,08 \pm 0,15 \text{ mm}^3$), Eutro ($0,08 \pm 0,01 \text{ mm}^3$) e Super ($0,08 \pm 0,12 \text{ mm}^3$); já na classe Hiper, *Nais* apresentou o maior biovolume ($0,65 \pm 0,6 \text{ mm}^3$). A abundância de *Nais* apresentou-se de forma heterogênea entre as classes, no entanto, com baixa ocorrência na classe Hiper ($1,7 \pm 0,9$) e maior na classe Ultra ($3,6 \pm 3,8$).

O maior valor de biovolume de *Pristina* foi observado na classe Super ($1,7 \pm 0,9 \text{ mm}^3$) e similar nas demais classes. Opostamente, a abundância de *Pristina* apresentou os menores valores nas classes Super ($3,5 \pm 1,6$) e Eutro ($3,3 \pm 2,6$), já nas classes nas classes Ultra ($6,6 \pm 5$), Meso ($10,3 \pm 11,9$) e Hiper ($6,5 \pm 5,5$) foram observados os maiores valores de abundância. A distribuição das métricas de cada gêneros entre as classes de estado trófico está detalhada na tabela 5 e ilustrada na figura 2.

Tabela 5. Distribuição de Naidinae e Pristininae entre classes de Estado Trófico em reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade dos Sedimentos em reservatórios no Estado de São Paulo entre os anos 2004 e 2016. **Biovolume** em mm^3 .

		Ultra	Meso	Eutro	Super	Hiper
Biovolume	Complexo <i>Dero</i>	3.3 ± 0.5	0.9 ± 1.9	0.07 ± 0.04	0.06 ± 0.04	1.7 ± 2.3
	<i>Nais</i>	0.05 ± 0.03	0.08 ± 0.15	0.08 ± 0.01	0.08 ± 0.12	0.65 ± 0.6
	<i>Pristina</i>	0.3 ± 0.2	0.2 ± 0.2	0.4 ± 0.2	1.7 ± 0.9	0.5 ± 0.4
Abundância	Complexo <i>Dero</i>	1.5 ± 0.5	9.4 ± 13	8.6 ± 7.6	12.1 ± 8	3.9 ± 4.6
	<i>Nais</i>	3.6 ± 3.8	2.5 ± 2.5	3 ± 2	5.5 ± 2.5	1.7 ± 0.9
	<i>Pristina</i>	6.6 ± 5	10.3 ± 11.9	3.3 ± 2.6	3.5 ± 1.6	6.5 ± 5.5

Figura 2. Distribuição de Naidinae e Pristininae entre classes de Estado Trófico em reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade dos Sedimentos no Estado de São Paulo entre os anos 2004 e 2016. **Biovolume** em mm^3 .



De acordo com a ANOVA o gradiente do IET contribuiu significativamente na composição das métricas analisadas do Complexo *Dero*, *Nais* e *Pristina* ($p < 0,05$), conforme mostra tabela 6. As abundâncias do Complexo *Dero* e *Nais*, bem como o biovolume de *Pristina* foram diferentes estatisticamente entre todas as classes tróficas (Teste Tukey, $p < 0,05$). Entre as comparações de classes tróficas próximas, os biovolumes do Complexo *Dero* e *Nais* não apresentaram diferença significativa, por exemplo, o Complexo *Dero* em Super-Eutro (Teste Tukey, $p = 0,99$) e *Nais* nas comparações Meso-Eutro (Teste Tukey, $p = 0,75$),

Super-Eutro (Teste Tukey, $p = 0,64$), Super-Meso (Teste Tukey, $p = 0,07$). A abundância de *Pristina* não foi afetada significativamente entre as classes Super-Eutro (Teste Tukey, $p = 0,14$) e Ultra-Hiper (Teste Tukey, $p = 0,95$). Mais informações sobre os testes estão descritas na tabela 6.

Os resultados da Análise de Variância Multivariada Permutacional, realizada com as métricas da fauna em relação as variáveis ambientais indicadas pela PCA (Cl, Sa, Om, Do, Te, pH e Ec), revelou que as variáveis temperatura e matéria orgânica foram determinantes na distribuição das assembleias desses oligoquetos ($p < 0,05$). A variável temperatura foi responsável por 5,2% da alteração da abundância, e a matéria orgânica por 3% da alteração do biovolume.

Tabela 6. Testes estatísticos para Naidinae e Pristininae entre classes de Estado Trófico em reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade dos Sedimentos no Estado de São Paulo entre os anos 2004 e 2016. **Bio** – Biovolume em mm^3 , **Abu** – Abundância.

		<i>Complexo Dero</i>		<i>Nais</i>		<i>Pristina</i>	
		Bio	Abu	Bio	Abu	Bio	Abu
ANOVA	<i>p-Value</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>F-Value</i>	9809	2951	7300	3346	15205	1985
Teste Tukey	<i>Hiper-Eutro</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Meso-Eutro</i>	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00
	<i>Super-Eutro</i>	0,99	0,00	0,64	0,00	0,00	0,15
	<i>Ultra-Eutro</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Meso-Hiper</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Super-Hiper</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Ultra-Hiper</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,95
	<i>Super-Meso</i>	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00
	<i>Ultra-Meso</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Ultra-Super</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Discussão

As métricas biológicas analisadas neste estudo (abundância e biovolume) se mostraram influenciadas, bem como foi encontrada correlação significativa entre os gêneros estudados e as classes de estado trófico. Tal variação das métricas biológicas observada podem estar relacionadas com afinidade das espécies em relação ao enriquecimento orgânico

(BEHREND *et al.*, 2012) ou heterogeneidade dos ambientes, seja espacial (CAI *et al.*, 2012) ou temporal (ROSA *et al.*, 2022). Segundo a teoria de heterogeneidade espacial (HUSTON, 1979; TEWS *et al.*, 2004), quanto mais complexos e heterogêneos são os habitats, maior a complexidade e diversidade da fauna. O aumento nas concentrações de nutrientes contribui para produtividade primária de fitoplâncton e perifíton (RODRIGUES *et al.*, 2005a, 2005b) e macrófitas em geral (ESTEVES, 1998), possibilitando aos oligoquetos explorar diferentes recursos alimentares (MARTINS *et al.*, 2011), bem como colonização de novos ambientes (MORMUL *et al.*, 2011). Principalmente para Naidinae e Pristininae, cujo desenvolvimento é favorecido pela vegetação aquática (SMITH; KASTER, 1986; LEARNER *et al.*, 1978; ALVES *et al.*, 2008; RODRIGUEZ; REYNOLDSON, 2011; SANCHES; GORNI, 2014). Outros trabalhos enfatizam a importância da complexidade ambiental (CAI *et al.*, 2012) e a produtividade, associado ao aumento de nutrientes, estimulam a densidade (MORETTO *et al.*, 2013) e a riqueza de espécies (GIROLI, 2019, BEHREND *et al.*, 2012).

No presente estudo, foi acatada a hipótese de que o aumento dos níveis do estado trófico influencia a abundância e volume corporal dos oligoquetos estudados. Resultados semelhantes foram observados entre o efeito do estado trófico sobre a assembleia de oligoquetos, especialmente com a inclusão de espécies tolerantes a diferentes condições tróficas, como tubificíneos (SURIANI *et al.*, 2007; VERDONSCHOT, 2006; CAI *et al.*, 2012; BATURINA *et al.*, 2020). Oligoquetos tubificíneos possuem alta representatividade frente a fauna de invertebrados bentônicos, tanto em abundância como em biovolume (CAI *et al.*, 2012; DIACONU; RISNOVEANU, 1993; BEHREND *et al.*, 2012). Tal representatividade pode ocultar informações importantes sobre as assembleias das subfamílias Naidinae e Pristininae em outros estudos. Sobretudo, a literatura a respeito de Naidinae e Pristininae em gradientes ambientais destaca preferência dos gêneros *Nais* e *Pristina* em ambientes limpos (RODRIGUEZ; REYNOLDSON, 2011), já *Aulophorus* e *Dero* são geralmente associados a ambientes impactados ou enriquecidos organicamente (MARCHESE *et al.*, 2008).

A ausência de significância observada para o Complexo *Dero* e *Nais* entre classes tróficas próximas pode estar relacionada com o processo de entropia envolvida nos sistemas, segundo Taheriyoun *et al.* (2010) existem zonas nebulosas causadas pela imprecisão dos limites das classes tróficas, fazendo com que haja uma sobreposição de classes resultando em condições específicas pertencentes a mais de uma classe trófica. Diferentemente deste caso, a abundância de *Pristina* não foi influenciada nos limites extremos do IET (Ultra-Hiper). Este fato pode estar relacionado com a biologia das espécies encontradas em cada ambiente. Na

classe Ultraoligotrófico foi observado a presença das espécies *P. synclites* Stephenson, 1925, *P. biserrata* Chen, 1940, *P. osborni* Walton, 1906 e *P. rosea* Piguet, 1906, as duas últimas também foram evidenciadas na classe Hipereutrófico. Ambas espécies, *P. osborni* e *P. rosea*, apresentam plasticidade de preferência de habitats, sendo observadas em ambientes preservados (GORNI; ALVES, 2008, 2012; GUIMARÃES *et al.*, 2023) e também apresentando tolerância a ambientes poluídos organicamente (ROSSO *et al.*, 1993; ARMENDÁRIZ *et al.*, 2011). Outro ponto relevante sobre a biologia das espécies é observado na figura 2, onde o Complexo *Dero* apresenta os maiores valores de biovolume nas classes extremas de IET (Ultra e Hiper); já observando a abundância do Complexo *Dero*, o padrão se mostra o inverso. Este fato pode estar relacionado com, escassez ou demasia, de determinados recursos que podem favorecer o desenvolvimento, e selecionar populações de organismos que possuem elevado tamanho corporal (por exemplo, *A. borelli* e *D. multibranchiata*). Por outro lado, as classes intermediárias de IET, como Meso e Eutro, apresentam habitats diversificados, ocasionado pela eutrofia envolvida na eutrofização (TAHERIYOUN *et al.*, 2010), beneficiando a colonização de um número maior de espécies e elevando a métrica abundância. Este fato, segundo Verdonschot (2001), sugere a necessidade de pesquisas direcionadas para a preferência de substrato destas espécies, estabelecendo uma relação com variáveis hidrológicas e de substrato.

Além do nível trófico da coluna da água, a distribuição dos oligoquetos depende da dinâmica do substrato, que é afetada por uma série de variáveis que se integram mutuamente (VERDONSCHOT, 2001; 2006). Outros compartimentos, sejam físicos e hidráulicos, também podem atuar na distribuição e estrutura das assembleias de Naidinae e Pristininae além do estado trófico (MORETTO *et al.*, 2013; QIN *et al.*, 2020), visto que são geralmente encontrados em substratos de diferentes características (GORNI; ALVES, 2012; GIROLI *et al.*, 2021). Nossos resultados, por meio da PCA, mostram um gradiente apresentando diferença na estrutura física e química das classes de IET. Segundo Armendáriz *et al.* (2022), ambientes heterogêneos ocasionam variação na composição das comunidades, das quais são explicadas pelas variáveis ambientais. Nossos resultados corroboram essa informação. As métricas abundância e biovolume foram significativamente influenciadas pela temperatura e matéria orgânica, respectivamente. Estudos ecológicos mostram que estas variáveis desempenham papel importante na composição e distribuição de Oligochaeta. Lochhead e Learner (1983), em laboratório, evidenciaram que o crescimento de *Nais variabilis*, *N. elinguis* e *Pristina aquiseta* é influenciado pela temperatura. Tiwari *et al.* (2021) observaram que *Dero digitata* também obteve crescimento populacional sob temperaturas mais elevadas.

Em campo, outros autores também encontraram resultados semelhantes favorecendo a abundância de espécies de *Aulophorus*, *Dero*, *Nais* e *Pristina* (MORETTO *et al.*, 2013; BEHREND *et al.*, 2012; GORNI, ALVES, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2015). De acordo com Beisel *et al.* (1998), a heterogeneidade ambiental e a disponibilidade alimentar são fatores determinantes para o aumento da abundância. Esses fatores são peculiares de ambientes com iluminação do substrato, afetando positivamente na distribuição e composição dos oligoquetos. Substratos contendo matéria orgânica permitem a colonização por fungos e bactérias, sobre as quais *Nais* e *Pristina* se alimentam (HARPER; LEARNER, 1981; LOCHHEAD; LEARNER, 1983; VERDONSCHOT, 2006; RODRIGUEZ; REYNOLDSON, 2011), bem como detritos que servem de alimentação à *Aulophorus* e *Dero* (SMITH; KASTER, 1986; IRMLER, 1989).

A relação entre a disponibilidade de matéria orgânica e o tamanho corporal dos oligoquetos é bem conhecida (LÖHLEIN, 1999; VERDONSCHOT, 2006; CAI *et al.*, 2012; MORETTO *et al.*, 2013). Estudos mostram que dentre a assembleia de oligoquetos Tubificinae apresentam maior biomassa que os Naidinae e Pristininae (CAI *et al.*, 2012; MORETTO *et al.*, 2013). Segundo Moretto *et al.* (2013) e Brinkhurst *et al.* (1983), este fato está relacionado ao elevado tamanho corporal dos tubificíneos e devido à tolerância a condições reduzidas de oxigênio. Embora os naidíneos e pristiníneos apresentem baixa representatividade frente aos tubificíneos, Verdonschot (2006) Lin e Yo (2008) sugerem ampliação dos índices bióticos com a inclusão desses táxons.

Por fim, nossos resultados reforçam a utilização da assembleia de Oligochaeta como indicadores de gradientes ambientais. Por isso, entender como as assembleias são influenciadas por condições ambientais, é importante para preservar e/ou restaurar serviços ecossistêmicos; bem como serem utilizados na elaboração de novos protocolos de avaliação e conservação de ecossistemas aquáticos neotropicais.

Conclusão

No presente estudo, foi acatada a hipótese de que o aumento dos níveis do estado trófico influencia na abundância e volume corporal entre os gêneros estudados de Naidinae e Pristininae.

Ambientes heterogêneos ocasionam variação na composição das comunidades, mesmo que surja condições ambientais específicas pertencentes a mais de uma classe trófica, as alterações das assembleias podem ser explicadas pelas variáveis ambientais. Visto que as

métricas abundância e biovolume foram significativamente influenciadas pela temperatura e matéria orgânica, respectivamente.

Para pesquisas futuras, sugere-se a necessidade de abordagens direcionadas para a preferência de substrato das espécies dos gêneros trabalhados aqui, estabelecendo uma relação com variáveis hidrológicas e de substrato.

Com base em nossos resultados, sugerimos a ampliação dos índices bióticos com a inclusão das subfamílias Naidinae e Pristininae, bem como a utilização da assembleia de Oligochaeta como indicadores de gradientes ambientais.

Material Suplementar

Apêndice 1. Espécies de Oligochaeta identificadas em reservatórios amostradas pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos, CETESB, no período de 2004 a 2016.

***Complexo Dero (Aulophorus* Schmarada, 1861 e *Dero* Oken, 1815)**

Aulophorus borellii Michaelsen, 1900

Aulophorus costatus Du Bois-Reymond Marcus, 1944

Aulophorus furcatus O. F. Müller, 1774

Dero digitata O. F. Müller, 1773

Dero evelinae Marcus, 1943

Dero multibranchiata Stieren, 1892

Dero nivea Aiyer, 1930

Dero righii Varela, 1990

Dero sawayai Marcus, 1943

***Nais* O. F. Müller, 1774**

Nais communis Pigué, 1906

Nais pardalis Pigué, 1906

Nais schubarti Marcus, 1944

Nais variabilis Pigué, 1906

***Pristina* Ehrenberg, 1828**

Pristina americana Černosvitov, 1937

Pristina aequiseta Bourne, 1891

Pristina biserrata Chen, 1940

Pristina longisoma Harman, 1977

Pristina osborni Walton, 1906

Pristina proboscidea Beddard, 1896

Pristina rosea Pigué, 1906

Pristina synclites Stephenson, 1925

REFERÊNCIAS

- ALVES, R. D. G., MARCHESE, M. R., MARTINS, R. T. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brazil). *Biota Neotropica*, 8, p. 69-72, 2008.
- ARMENDÁRIZ, L., RODRIGUES, C. A., AMBROSIO, E. S. Relationships between the spatial distribution of oligochaetes (Annelida, Clitellata) and environmental variables in a temperate estuary system of South America (Río de la Plata, Argentina). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45(2), p. 263–279, 2011. doi:10.1080/00288330.2011.556652
- ARMENDÁRIZ, L., RODRÍGUEZ, M., RODRIGUES C. A. Environmental or spatial components? Patterns that structure the assemblages of aquatic oligochaetes in Argentine Pampas streams. *River Research and Applications*, v. 38, n. 4, p. 684-695, 2022.
- AZEVÊDO, D. J. S., BARBOSA, J. E. L., GOMES, W. I. A., PORTO, D. E., MARQUES, J. C., MOLOZZI, J. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses?. *Ecological Indicators*, 50, p. 135-149, 2015.
- BATURINA, M. A., MAKAREVICH, O. A., ZHUKOVA, T. V., ADAMOVICH, B. V. Spatial Distribution of Oligochaetes (Annelida: Clitellata: Oligochaeta) in Lakes of the Naroch System (Belarus) Differing in Trophic Status. *Russian Journal of Ecology*, 51(5), p. 477–485, 2020. doi:10.1134/s1067413620040037
- BEHREND, R. D. L., TAKEDA, A. M., GOMES, L. C., FERNANDES, S. E. P. Using oligochaeta assemblages as an indicator of environmental changes. *Brazilian Journal of Biology*, 72, p. 873-884, 2012.

- BEISEL, J. N., USSEGLIO-POLATERA, P., THOMAS, S., MORETEAU, J. C. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia*, Brussels, v. 389, p. 73-88, 1998.
- BICUDO, C. E. M., TUNDISI, J. G., SCHEUENSTUL, M. C. B. Águas do Brasil. Análises estratégicas. Academia Brasileira de Ciências, Inst. Botânica, p. 224, 2010.
- BRINKHURST, R. O., JAMIESON, B. G. M. Aquatic Oligochaeta of the world. University of Toronto Press, p. 860, 1971.
- BRINKHURST, R. O., MARCHESE, M. R. Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica. Santa Fé: Asociación de ciências naturales del litoral, Santa Fé, p. 207, 1989.
- BRINKHURST, R. O., CHAPMAN P. M., FARRELL, M. A. A comparative study of respiration rates of some aquatic oligochaetes in relation to sublethal stress. *Int Rev Ges Hydrobiol* 68: p. 683–699, 1983.
- CAI, Y., GONG, Z., QIN, B. Benthic macroinvertebrate community structure in Lake Taihu, China: Effects of trophic status, wind-induced disturbance and habitat complexity. *Journal of Great Lakes Research*, 38(1), p. 39–48, 2012. doi:10.1016/j.jglr.2011.12.009
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, Vol. 22 (2), p. 361- 369, 1977.
- CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2004. **São Paulo**, p. 307, 2005. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.
- CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2005. **São Paulo**, p. 488, 2006. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006. **São Paulo**, p. 327, 2007. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007. **São Paulo**, p. 540, 2008. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008. **São Paulo**, p. 528, 2009. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2009. **São Paulo**, p. 310, 2010. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2010. **São Paulo**, p. 298, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2011. **São Paulo**, p. 356, 2012. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2012. **São Paulo**, p. 370, 2013. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013. **São Paulo**, p. 434, 2014. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

- CETESB, São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2014. **São Paulo**, p. 562, 2015. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>.
- CETESB, São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2015. **São Paulo**, p. 287, 2016. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>.
- CETESB, São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2016. **São Paulo**, p. 301, 2017. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>.
- COVICH, A. P., PALMER, M. A., CROWL, T. A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *Bioscience* 49, p. 119–127, 1999.
- DIACONU, A. V., RISNOVEANU, G. Changes of the structure and functioning of the benthic oligochaete communities from the Danube delta aquatic ecosystems (1976-1982). *Revue Roumanie de Biologie*, vol. 2, p. 171-179, 1993.
- DORNFELD, C. B.; ALVES, R. G.; LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Oligochaeta in eutroic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro, v. 18, n. 2, p. 189-197, 2006.
- ESTEVEZ, F. A. Fundamentos de limnologia. 2ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência. p. 602, 1998.
- GIROLI, D. A., LIMA, M. F. D., SANCHES, N. A. D. 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), p. 1-14, 2021.

- GIROLI, D. A. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicadores da qualidade da água e sedimento em reservatórios no estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de Araraquara, p. 74, 2019.
- GORNI, G. R., ALVES, R. G. Influência de variáveis ambientais sobre a comunidade de oligoquetos (Annelida: Clitellata) em um córrego neotropical. *Biotemas*, 28(1), p. 59-66, 2015.
- GORNI, G. R., ALVES, R. G. Oligochaetes (Annelida: Clitellata) in a neotropical stream: a mesohabitat approach. *Iheringia. Série Zoologia*, 102, p. 106-110, 2012.
- GORNI, G. R. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos de baixa ordem do Parque Estadual de Campos do Jordão (São Paulo, Brasil). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Juiz de Fora, UFJF, 2007.
- GUIMARÃES, L. P., RODRIGUES, L. F. T., ALVES, R. D. G. Assemblage of oligochaetes in mesohabitats of streams with different land uses in Minas Gerais, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, p. 1-11, 2023.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., RYAN, P. D. Past: Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, E. U. A., v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.
- HARPER, R. M., FRY J. C., LEARNER, M. A. Digestion of bacteria by *Nais variabilis* (Oligochaeta) as established by autoradiography. *Oikos* 36: p. 211–218, 1981.
- HUSTON, M. A general hypothesis of species diversity. *Am. Nat.* 113, p. 81–101, 1979.
- IRMLER, U. Population-ecology and migration of *Dero multibranchiata* Stieren, 1892 (Naididae, Oligochaeta) in the Central Amazon inundation forest. *Amazoniana: Limnologia et Oecologia Regionalis Systematis Fluminis Amazonas*, 11(1), p. 31-52, 1989.

- LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.
- LEARNER, M. A., LOCHHEAD, G., HUGHES, B. D. A review of the biology of British Naididae (Oligochaeta) with emphasis on the lotic environment. *Freshw Biol* 8: p. 357–377, 1978.
- 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*, 596(1), p. 213–223, 2008. doi:10.1007/s10750-007-9098-x
- LIU, W., ZHANG, Q., LIU, G. Lake eutrophication associated with geographic location, lake morphology and climate in China. *Hydrobiologia*, 644(1), p. 289-299, 2010.
- LOCHHEAD, G., LEARNER, M. A. The effect of temperature on asexual population growth of three species of Naididae (Oligochaeta). *Hydrobiologia*, 98(2), p. 107–112, 1983. doi:10.1007/bf02185627
- LÖHLEIN, B. Assessment of secondary production of Naididae (Oligochaeta): an example from a North German lake. In: *Aquatic Oligochaetes*. Springer, Dordrecht, p. 191-198, 1999.
- MANLY, B. F. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology: Texts in statistical science. Chapman and Hall/CRC, 3rd Edition, 2018.
- MARCHESE, M. R., ALVES, R. G. Class Clitellata: Subclass Oligochaeta. In Thorp and Covich's *Freshwater Invertebrates*. Academic Press, p. 435-458, 2020.
- MARCHESE, M. R., RODRIGUEZ, A. R., PAVE, P. J., CARIGNANO, M. R. Benthic invertebrates structure in wetlands of a tributary of the middle Parana River (Argentina) affected by hydrologic and anthropogenic disturbances. *Journal of Environmental Biology*, 29(3), p. 343-348, 2008.

- MARTINS R. T., SILVEIRA L. S., ALVES R. G. Colonization by oligochaetes (Annelida: Clitellata) in decomposing leaves of *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth (Pontederiaceae) in a neotropical lentic system. *Ann. Limnol. - Int. J. Limn.*, 47, p. 339–346, 2011.
- MORETTO, Y., RESSYÉ SIMÕES, N., BENEDITO, E., HIGUTI, J. Effect of trophic status and sediment particle size on diversity and abundance of aquatic Oligochaeta (Annelida) in neotropical reservoirs. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 49(1), p. 65–78, 2013. doi:10.1051/limn/2013040
- MORMUL, R. P., THOMAZ, S. M., TAKEDA, A. M., BEHREND, R. D. Structural complexity and distance from source habitat determine invertebrate abundance and diversity. *Biotropica*, 43(6), p. 738-745, 2011.
- NOGES, P., KANGUR, K., NOGES, T., REINART, A., SIMOLA, H., VILJANEN, M., 2008. Highlights of large lake research and management in Europe. *Hydrobiologia* 599, p. 259–276, 2011.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSOM, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H., SZOECs, E., WAGNER, H. *Vegan: Community Ecology Package*. Pacote R versão 2.5-6, 2019.
- PAMPLIN, P. A. Z., ROCHA, O., MARCHESE, M. Riqueza de espécies de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em duas represas do rio Tietê (São Paulo). *Biota Neotropica*, 5(1), p. 63-70, 2005.
- QIN, B., ZHOU, J., ELSER, J. J., GARDNER, W. S., DENG, J., BROOKES, J. D. Water depth underpins the relative roles and fates of nitrogen and phosphorus in lakes. *Environmental science & technology*, 54(6), p. 3191-3198, 2020.
- R CORE TEAM. *R. A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017.

- RIGHI, G. Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil. CNPq/Coordenação Editorial, Brasília, p. 48, 1984.
- RODRIGUES L., FONSECA I. A., LEANDRINI J. A., FELISBERTO S. A., SILVA E. L. V. Distribuição espacial da biomassa perifítica em reservatórios e relação com o tipo de substrato. In: Rodrigues L., Thomaz S.M., Agostinho A.A. and Gomes L.C. (eds.), Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais, Rima, São Carlos, p. 87–96, 2005a.
- RODRIGUES L. C., TRAIN S., PIVATO B. M., BOVO V. M., BORGES P. A. F., JATI S. Assembléias fitoplanctônicas de trinta reservatórios do Estado do Paraná. In: Rodrigues L., Thomaz S.M., Agostinho A.A. and Gomes L.C. (eds.), Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais, Rima, São Carlos, p. 57–72, 2005b.
- RODRIGUES, L. F. T.; LEITE, F. S.; ALVES, R. G. Inventário e distribuição de Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos de primeira ordem localizados em áreas preservadas do estado de Minas Gerais, Brasil. *Biota Neotropica*, 13(1), p. 245-254, 2013.
- RODRIGUES, L. F. T., ROSA, B. F. J. V., LOBO, H., DIVINO, A. C., ALVES, R. G. Diversity and distribution of oligochaetes in tropical forested streams, southeastern Brazil. *Journal of Limnology*, 74(3), 2015.
- RODRIGUEZ, P., REYNOLDSON, T. B. The pollution biology of aquatic oligochaetes. Springer Science & Business Media, p. 265, 2011.
- ROSA, J., OLIVEIRA, F. R., PEREIRA, L. F., SILVA, M. M., BUENO-KRAWCZYK, A. C. D. D. Temporal variation in Oligochaeta species composition in an anthropized stretch of a Neotropical urban river. *International Journal of Limnology*, 58, 6, 2022.
- ROSSO, A., LAFONT, M., EXINGER, A. Effets des métaux lourds sur les peuplements d'oligochètes de l'Ill et de ses affluents (Haut-Rhin, France). In: *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. EDP Sciences, 1993. p. 295-305, 1993.

- SALMASO, N., MOSELLO, R., GARIBALDI, L., DECET, F., BRIZZIO, M. C., CORDELLA, P. Vertical mixing as a determinant of trophic status in deep lakes: a case study from two lakes south of the Alps (Lake Garda and Lake Iseo). *Journal of Limnology*, 62(1s), p. 33-41, 2003.
- SANCHES, N. A. O., ALCORINTE, M. G., SAHM, L. H., GORNI, G. R., RIBEIRO, M. L. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) associados a macrófitas aquáticas no Brasil. *Biotemas*, 29(3), p. 1-10, 2016.
- SANCHES, N. A. O., GORNI, G. R. Preferência de Habitat de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em Macrófitas Aquáticas na Represa Ribeirão das Anhumas (Américo Brasiliense-Sp). *ReBraM*, 17(1), p. 165-173, 2014.
- SCHMELZ, R. M., ERSEUS, C., MARTIN, P., VAN HAAREN, T., TIMM, T. A proposed order-level classification in Oligochaeta (Annelida, Clitellata). *Zootaxa*, 5040(4), p. 589-591, 2021.
- SMITH, M. E., KASTER, J. L. Feeding habits and dietary overlap of Naididae (Oligochaeta) from a bog stream. *Hydrobiologia*, 137(3), p. 193-201, 1986.
- SURIANI, A. L., FRANCA, 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*, 19(4), p. 415-426, 2007.
- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M. C., SCHWAGER, M., JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), p. 79-92, 2004.
- TIMM, T. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia* 66: p. 1-235, 2009.

- TIWARI, A., WOODYARD, E. T., ROSSER, T. G., GRIFFIN, M. J., MISCHKE, C. C. Temperature Modulation and Feed Supplementation Significantly Improve Population Growth of Laboratory-Reared *Dero digitata* (Annelida: Naididae). *North American Journal of Aquaculture*, 83(4), p. 327–335, 2021. doi:10.1002/naaq.10201
- TAHERIYOUN, M., KARAMOUZ, M., BAGHVAND, A. Development of an entropy-based fuzzy eutrophication index for reservoir water quality evaluation. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 7(1), 1-14, 2010.
- VERDONSCHOT, P. F. M. Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). *Hydrobiologia*, 463(1-3), p. 249-262, 2001.
- VERDONSCHOT, P. F. M. Beyond Masses and Blooms: The Indicative Value of Oligochaetes. *Hydrobiologia*, 564(1), p. 127–142, 2006. doi:10.1007/s10750-005-1714-z
- VIVIEN, R., TIXIER, G., LAFONT, M. Use of oligochaete communities for assessing the quality of sediments in watercourses of the Geneva area (Switzerland) and Artois-Picardie basin (France): proposition of heavy metal toxicity thresholds. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14(2), p. 142-151, 2014.
- WARD, J. V., STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine TD, Bartell SM (eds) *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, p 29–42, 1983.
- WISSER, D., FEKETE B. M., VÖRÖSMARTY, C. J., SCHUMANN, A. H. Reconstructing 20th century global hydrography: a contribution to the Global Terrestrial Network-Hydrology (GTN-H). *Hydrol Earth Syst Sci* 14, p. 1–24, 2010.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Essa pesquisa teve como objetivo geral propor e validar um método de estimativa de biovolume para ser utilizado na avaliação da qualidade ambiental e testar a acuracidade deste método empregado ao biomonitoramento. Para isso, foram desenvolvidos dois capítulos baseados em objetivos específicos, no qual ambos tiveram suas hipóteses acatadas.

No primeiro capítulo, modelos alométricos foram propostos para estimar o biovolume dos gêneros *Aulophorus*, *Dero*, *Nais* (Oligochaeta: Naididae: Naidinae) e *Pristina* (Oligochaeta: Naididae: Pristininae). A utilização destes modelos como alternativa para programas de biomonitoramento é essencial para estudos de produção secundária e o fluxo de matéria e energia.

No capítulo dois, foi exposto a influência do gradiente de trofia sobre a abundância e volume corporal das assembleias de Naidinae e Pristininae. A variação na composição das assembleias reflete condições ambientais específicas, revelando que a utilização dos modelos alométricos apresentados nesta pesquisa podem servir como ferramenta eficaz em pesquisas de gradientes ambientais. Contudo, sugerimos a ampliação dos índices bióticos com a inclusão das subfamílias Naidinae e Pristininae, bem como, a necessidade de pesquisas futuras direcionadas para a preferência de substrato destas espécies.

Por fim, consideramos que, por meio das metodologias empregadas, nossos objetivos foram atingidos, tendo as duas hipóteses aceitas. Ademais, nossos resultados reforçam a utilização da assembleia de Oligochaeta como indicadores de gradientes ambientais. No entanto, recomendamos futuras aplicações que abordam quantitativamente a contribuição desses organismos nos processos de produção secundária e no fluxo de matéria e energia em ecossistemas aquáticos neotropicais, bem como a inclusão de outros gêneros da família Naididae.

REFERÊNCIAS GERAIS

- ADAMS, S. M.; SHEPARD, K. L.; GREELEY JR, M. S.; JIMENEZ, B. D.; RYON, M. G.; SHUGART, L. R.; MCCARTHY, J. F. The use of bioindicators for assessing the effects of pollutant stress on fish. *Marine Environmental Research*, 28(1-4), p. 459-464, 1989.
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad De Las Águas De Los Ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almeria, vol. II: p. 203-213, 1996.
- ALCARAZ, M.; SAIZ, E.; CALBET, A.; TREPAT, I.; BROGLIO, E. Estimating zooplankton biomass through image analysis. *Mar. Biol.* 143, p. 307–315, 2003.
- 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.; MARCHESE, M. R.; MARTINS, R. T. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brasil). *Biota Neotropica*, Campinas, v. 8, n. 1, p. 69-72, 2008.
- BALIAN, E.; SEGERS H.; LÉVÈQUE C.; MARTENS K. An introduction to the Freshwater Animal Diversity Assessment (FADA) project. *Hydrobiologia*, 2007.
- BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 6, p. 424-441, 2008.
- BAPTISTA, M.; CARDOSO, A. Rios e Cidades: uma longa e sinuosa história. *Revista UFMG*, v. 20, n. 2, p. 124-153, 2013.

- BEHREND, R. D. L.; TAKEDA, A. M.; GOMES, L. C.; FERNANDES, S. E. P. Using Oligochaeta assemblages as an indicator of environmental changes. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 72, n. 4, p. 873-884, 2012.
- BENKE, A. C.; HURYN, A. D. Secondary production and quantitative food webs. In: *Methods in stream ecology: Volume 2 – Ecosystem Function*, 3a ed. Academic Press/Elsevier, p. 235 – 254, 2017.
- BENKE, A. C.; HURYN, A. D.; SMOCK, L. A.; WALLACE, J. B. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society*, 18(3), 308-343, 1999.
- BERVOETS, L.; BLUST, R.; DE WIT, M.; VERHEYEN, R. Relationships between river sediment characteristics and trace metal concentrations in tubificid worms and chironomid larvae. *Environ. Pollut.* 95, p. 345–356, 1997.
- BRINKHURST, R. O.; JAMIESON, B. G. M. *Aquatic Oligochaeta of the world*. University of Toronto Press, p. 860, 1971.
- BRINKHURST, R.O.; MARCHESE, M.R. *Guia para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica*. Santa Fé: Asociación de ciências naturales del litoral, Santa Fé, p. 207, 1989.
- BÜCHS, W. Biodiversity and agri-environmental indicators—general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98 (1), p. 35-78, 2003.
- CAO Y.; BARK A. W.; WILLIAMS W. P. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia*, 341(1), p. 1-19, 1996.
- CASTRO, A. C. V.; ALVIM, A. T. B. Urbanização e gestão de riscos hidrológicos em São Paulo. *Cadernos Metr pole*, (24), p. 669-696, 2022.

CASTRO, G. B.; PINHEIRO, F. R.; FELIPE, M. C.; BERNEGOSI, A. C.; GIROLI, D.; GORNI, G. R.; CORBI, J. J. Update on the use of *Pristina longiseta* Ehrenberg, 1828 (Oligochaeta: Naididae) as a toxicity test organism. *Environmental Science and Pollution Research*, p. 1-10, 2020.

CETESB, São Paulo. CETESB 50 anos de histórias e estórias. São Paulo, p. 202, 2018. Disponível em: <https://indd.adobe.com/view/1305bc27-46ce-408a-8416-d9ff9c05efe1>>.

CETESB L5.309. Determinação de bentos de água doce - Macroinvertebrados: Métodos qualitativo e quantitativo. São Paulo, p. 16, 2003. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/normas-tecnicas-cetesb/normas-tecnicas-vigentes/>>. Acesso em: 27/09/2017.

CETESB, São Paulo. Otimização da Frequência da Rede Básica de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais Doces do Estado de São Paulo – Março de 2020, p. 15, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/03/Relat%C3%B3rio-Executivo_Vers%C3%A3o-Final_v2.pdf>. Acesso em: 01/09/2020.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2004. São Paulo, p. 307, 2005. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2005. São Paulo, p. 488, 2006. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006. São Paulo, p. 327, 2007. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007. São Paulo, p. 540, 2008. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008. São Paulo, p. 528, 2009. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2009. São Paulo, p. 310, 2010. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2010. São Paulo, p. 298, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2011. São Paulo, p. 356, 2012. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2012. São Paulo, p. 370, 2013. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013. São Paulo, p. 434, 2014. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB, São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2014. São Paulo, p. 562, 2015. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>.

- CETESB, São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2015. São Paulo, p. 287, 2016. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>.
- CETESB, São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2016. São Paulo, p. 301, 2017. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>.
- CETESB, São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2018. São Paulo, p. 284, 2019. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-SP-2018.pdf>>. Acesso em: 01/09/2020.
- CHAUVET, E.; GIANI, N.; GESSNER, M. O. Breakdown and Invertebrate Colonization of Leaf Litter in Two Contrasting Streams, Significance of Oligochaetes in a Large River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(3), p. 488–495, 1993.
- CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology* 18(1): p. 117–143, 1993.
- COCCIA, C.; ALMEIDA, B. A.; GREEN, A. J.; GUTIÉRREZ, A. B.; CARBONELL, J. A. Functional diversity of macroinvertebrates as a tool to evaluate wetland restoration. *Journal of Applied Ecology*, 58(12), p. 2999-3011, 2021.
- CORBI, J. J.; GORNI, G. R.; CORREA, R. C. An evaluation of *Allonais inaequalis* Stephenson, 1911 (Oligochaeta: Naididae) as a toxicity test organism. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 10(1), p. 7-11, 2015.
- CORBI, J. J.; JANCOSO, M. A.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; FRAGOSO, E. N. Occurrence of Oligochaeta living on larvae of Odonata from Ipeúna (São Paulo state, Brazil). *Biota neotropica*, v.4, n2, p. 1-3, 2004.

- CORREIA, L.C.S.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Macroinvertebrados da Rizosfera de *Scirpus cubensis* na lagoa do Infernã (Estação Ecológica de Jataí – SP): Estrutura e função. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.10, n.1, p. 37-47, 1998.
- DES CHÂTELLIERS, M. C.; JUGET, J.; LAFONT, M.; MARTIN, P. Subterranean aquatic Oligochaeta. *Freshwater Biology*, 54(4), p. 678-690, 2009.
- DIAS, R. J. P.; CABRAL, A. F.; MARTINS, R. T.; STEPHAN, N. N. C.; SILVA-NETO, I. D.; ALVES, R. G.; D'AGOSTO, M. Occurrence of peritrich ciliates on the limnic oligochaete *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta, Tubificidae) in the neotropics. *Journal of Natural History*, vol. 43, no. 1-2, p. 1-15, 2009.
- DORNFELD, C. B.; ALVES, R. G.; LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Oligochaeta in eutroic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro, v. 18, n. 2, p. 189-197, 2006.
- DORNFELD, C. B.; MASUTTI, M. B.; ANDRADE, C. A.; ALMEIDA, C. A.; SILVÉRIO, P. F. Caracterização Eco toxicológica do sedimento da Represa do Lobo (Itirapina-Brotas, SP) e seus tributários, In: ESPÍNDOLA, E. L. G., ed. Impactos ambientais em recursos hídricos: causas e consequências. Rima editora, p. 245-259, 2001.
- DURAN, M. Monitoring Water Quality Using Benthic Macroinvertebrates and Physicochemical Parameters of Behzat Stream in Turkey. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 15, n. 5, 2006.
- ERSÉUS, C. Phylogenetic analysis of the aquatic Oligochaeta under the principle of parsimony. *Hydrobiologia* 155, p. 75–89, 1987.
- ERSÉUS, C. Phylogeny of oligochaetous Clitellata. *Hydrobiologia*, 2005.
- ESTEVEZ, F. A. Fundamentos de limnologia. 2ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência. p. 602, 1988.

- ESTEVEES, F. A.; LEAL, J. J. F.; CALLISTO, M. Comunidade bentônica. In: ESTEVEES, F. A. (Ed.). Fundamentos de limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, p. 790, 2011.
- GALIZZI, M. C.; MARCHESE, M. Descomposición de hojas de *Tessaria integrifolia* (Asteraceae) y colonización por invertebrados en un cauce secundario del río Paraná Medio. *Interciencia*, 32(8), p. 535-540, 2007.
- GIERE, O.; PFANNKUCHE, O. Biology and ecology of marine Oligochaeta, a review. In: *Oceanography and marine biology: an annual review*, v. 20, p. 679, 1982.
- GIROLLI, D. A. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicadores da qualidade da água e sedimento em reservatórios no estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de Araraquara, p. 74, 2019.
- GIROLLI, D. A.; FUTENMA DE LIMA, M.; SANCHES, N. A. O.; GORNI, G. R.; COLOMBO-CORBI, V.; CORBI, J. J. First report of Epibiont ciliates (Ciliophora: Peritrichia) living in *Brinkhurstia americanus* (Oligochaeta: Alluroididae) in a Neotropical river. *Braz. J. Biol.*, v.82, 2021.
- GIROLLI, D. A.; GORNI, G. R.; COLOMBO-CORBI, V.; CORBI, J. J. First record of *Nais schubarti* Marcus, 1944 (Oligochaeta: Naidinae) in the State of São Paulo. *Braz. J. Biol.*, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.189084>, Epub Oct 04, 2018.
- GIROLLI, D. A.; GORNI, G. R.; COLOMBO-CORBI, V.; CORBI, J. J. First record of *Stephensoniana trivandran* Aiyer, 1926 (Oligochaeta: Naididae), in southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2020.
- GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Influência de variáveis ambientais sobre a comunidade de oligoquetos (Annelida: Clitellata) em um córrego neotropical. *Biotemas*, v. 28, n. 1, p. 59-66, 2015.

- GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with briophytes in Brotas, State of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 24, n. 2, p. 518-519, 2007.
- GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with *Pomacea bridgesii* (Reeve) (Gastropoda, Ampullaridae). *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 23, n. 4, p. 1059-1061, 2006.
- GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Naididae species (Annelida: Oligochaeta) associated with the sponge *Metania spinata* (Carter, 1881) (Porifera: Metaniidae) from a southeastern reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro, v. 20, n. 3, p. 261-263, 2008a.
- GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos de baixa ordem do Parque Estadual de Campos do Jordão (São Paulo-Brasil). *Biota Neotropica*, v. 8, n. 4, p. 161-165, 2008b.
- GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Oligochaetes (Annelida, Clitellata) in a neotropical stream: a mesohabitat approach. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 102, n. 1, p. 106-110, 2012.
- GORNI, G. R. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos de baixa ordem do Parque Estadual de Campos do Jordão (São Paulo, Brasil). *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Juiz de Fora, UFJF, 2007.
- GORNI, G. R.; PEIRÓ, D. F.; SANCHES, N. A. O. Aquatic Oligochaeta (Annelida: Clitellata) from State of Sao Paulo, Brazil: Diversity and Occurrence review. *Biota Neotropica*, v. 15, n. 1, 2015.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, no 1, 2003.
- GUNN, A. M.; HUNT, D. T. E.; WINNARD, D. A. The effect of heavy metal speciation in sediment on bioavailability to tubificid worms. *Hydrobiologia* 188/189, p. 487-496, 1989.

- HUGHES, J. D. *Pan`s Travail: environmental problems of the ancient greeks and romans.* Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1996.
- JABLONSKA, A. Oligochaete communities of highly degraded urban streams in Poland, Central Europe. *North-Western Journal of zoology*, v. 10, n.1, p.74-82, 2014.
- KARR, J. R. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 4: p. 221-234, 1999.
- KOTERI, M. T.; FATEMI, M. R.; NADUSHAN, R. M.; BAKHSHI, M. K. First record of *Nais elinguis* Müller, 1773 (Annelida: Oligochaeta: Naididae), Spatio-temporal patterns of its population density and biomass production along two estuaries in the South Caspian Sea, Mazandaran Province, Iran. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 18(4), p. 996-1013, 2019.
- 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. Thèse de Doctoral. d'Etat ès Sciences. UCBL, Lyon I, France, p. 403, 1989.
- LAFONT, M. Production of Tubificidae in the littoral zone of Lake Léman near Thonon-les-Bains: A methodological approach. In *Aquatic Oligochaeta*, p. 179-187, 1987.
- LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.
- LEARNER, M. A.; LOCHHEAD, G.; HUGHES, B. D. A review of the biology of British Naididae (Oligochaeta) with emphasis on the lotic environment. *Freshwater Biology*, 8(4), p. 357–375, 1978.
- 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*, 596(1), 213-223, 2008.

- LLOPIS-BELENGUER, C.; BLASCO-COSTA, I.; BALBUENA, J. A. Evaluation of three methods for biomass estimation in small invertebrates, using three large disparate parasite species as model organisms. *Scientific reports*, 8(1), p. 1-9, 2018.
- LOPEZ, L. C. S.; FILIZOLA, B.; DEISS, I.; RIOS, R. I. Phoretic behaviour of bromeliad annelids (*Dero*) and ostracods (*Elpidium*) using frogs and lizards as dispersal vectors. *Hydrobiologia*, 549: p. 15-22, 2005.
- LOPEZ, L. C. S.; RODRIGUES, P. P.; RIOS, R. I. Frogs and snakes as phoretic dispersal agents of bromeliad ostracods (Limnocytheridae: *Elpidium*) and Annelids (Naididae: *Dero*). *Biotropica*, 31(4): p. 705-708, 1999.
- LYONS, N. I. Comparing diversity indices based on counts weighted by biomass or other importance values. *The American Naturalist*, 118(3), p. 438-442, 1981.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. *Bol. Inst. Pesca*, 36, p. 149-163, 2010.
- MARCHESE, M. R.; ALVES, R. G.; OCEGUERA-FIGUEROA, A.; GLASBY, C. J.; GIL, J.; MARTIN, D.; TIMM, T.; GELDER, S. R.; DAMBORENEA, C. Phylum Annelida. In Thorp and Covich's *Freshwater Invertebrates*, Academic Press. p. 431-486, 2020.
- MARTIN, P. On the origin of the Hirudinea and the demise of the Oligochaeta. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 268, p. 1089–1098, 2001.
- MARTIN, P.; MARTINEZ-ANSEMIL, E.; PINDER, A.; TIMM, T.; WETZEL, M. J. Global diversity of oligochaetous clitellates (“Oligochaeta”; Clitellata) in freshwater. *Freshwater Animal Diversity Assessment*, p. 117–127, 2008.
- MARTINS, R. T. Colonização de Oligochaeta e outros macroinvertebrados durante a decomposição de *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth (PONTEDERIACEAE) e *Salvinia auriculata* AUBL. em um sistema lântico na região tropical. *Dissertação de Mestrado - UFJF*, p. 59, 2009.

- MARTINS, R. T.; STEPHAN, N. N. C.; ALVES, R. G. Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(3), 221–226, 2008.
- MASSON, M.; DESROSIERS, M.; PINEL-ALLOUL, B.; MARTEL, L. Relating macroinvertebrate community structure to environmental characteristics and sediment contamination at the scale of the St Lawrence river. *Hydrobiologia* 647, p. 35–50, 2010.
- METCALFE, 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.
- MOKAYA, S. K.; MATHOOKO, M. L. Influence of anthropogenic activities on water quality of a tropical stream ecosystem. *African Journal of Ecology*, v. 42, p. 281-288, 2004.
- MORENO, P.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, v. 560, n. 1, p. 311-321, 2006.
- MORRIS, R. H.; HAWKINS, C. P. Monitoring river health. *Hydrobiologia*. v. 435, p. 5-17, 2000.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.; BAPTISTA, D. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Technical Books Editora, 176 p., 2010.
- NOVACK-GOTTSHALL, P. M. Using simple body-size metrics to estimate fossil body volume: empirical validation using diverse paleozoic invertebrates. *Palaios* 23, p. 163–173, 2008.
- ODA, F. H.; PETSCH, D. K.; RAGONHA, F. H.; BATISTA, V. G.; TAKEDA, A. M.; TAKEMOTO, R. M. *Dero (Allodero) lutzii* Michaelsen, 1926 (Oligochaeta: Naididae) associated with *Scinax fuscovarius* (Lutz, 1925) (Anura: Hylidae) from

Semi-deciduous Atlantic Rain Forest, southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 75, p. 86-90, 2015.

PAIVA, F. F.; MELO, D. B.; DOLBETH, M.; MOLOZZI, J. Functional threshold responses of benthic macroinvertebrates to environmental stressors in reservoirs. *Journal of Environmental Management*, v. 329, 2023.

PAMPLIN, P. A. Z.; ROCHA, O.; MARCHESE, M. Riqueza de espécies de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em duas represas do rio Tietê (São Paulo). *Biota Neotropica*, 5(1), p. 63-70, 2005.

PAULA, P. M. S. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG). Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

PERALTA, L.; ESCOBAR, E.; ALCOCER, J.; LUGO, A. Oligochaetes from six tropical crater lakes in Central Mexico: species composition, density and biomass. *Hydrobiologia*, 467(1-3), p. 109-116, 2002.

PETSCH, D. K.; PINHA, G. D.; RAGONHA, F. H.; TAKEDA, A. M. Influência dos fatores ambientais sobre a distribuição da comunidade de invertebrados bentônicos em canais de uma planície de inundação neotropical. *Biotemas*, Florianópolis, v. 26, p. 127- 138, 2013.

PETSCH, D. K.; RAGONHA, F. H.; GIMENEZ, B. C. G.; BARBOZA, L. G. A.; TAKEDA, A. M. Beta diversity partitioning of aquatic Oligochaeta in different environments of a neotropical floodplain. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 37, p. 41-49, 2015.

PRYGIEL, J.; ROSSO-DARMET, A.; LAFONT, M.; LESNIAK, C.; OUDDANE, B. Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological risk in fine sediment of rivers and canals of the Artois-Picardie water basin (France). *Hydrobiologia* 410, p. 25–37, 2000.

- QUEIROZ, A R. Estrutura do microfitoplâncton no arquipélago de São Pedro e São Paulo (Lat. 00° 56 2 N e Long. 29° 20 6 W): estimativa da biomassa em carbono através do biovolume celular, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, p. 92, 2011.
- R CORE TEAM. R. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017.
- REGUERA, P.; COUCEIRO, L.; FERNÁNDEZ, N. A review of the empirical literature on the use of limpets *Patella* spp. (Mollusca: Gastropoda) as bioindicators of environmental quality. *Ecotoxicology and environmental safety*, 148, p. 593-600, 2018.
- RESH V. H. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapidassessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. In *Biological Assessment and Criteria*. Lewis Publishers, England, p. 167–177, 1995.
- RIGHI, G. Anelídeos Oligoquetos. In *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Invertebrados de água doce*. v. 4 (D. Ismael, W. C. Valenti, T. Matsumara-Tundisi, O. Rocha eds.). FAPESP, São Paulo, 2002.
- RIGHI, G. Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil. CNPq/Coordenação Editorial, Brasília, p. 48, 1984.
- RODRIGUES, L. F. T. Nascentes de Mata Atlântica: panorama e ecologia da fauna de Oligochaeta (Annelida) e implicações para conservação. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Juiz de Fora, UFJF, 2018.
- RODRIGUES, L. F. T.; LEITE, F. S.; ALVES, R. G. Inventário e distribuição de Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos de primeira ordem localizados em áreas preservadas do estado de Minas Gerais, Brasil. *Biota Neotropica*, 13(1), p. 245-254, 2013.

- RODRIGUEZ, P.; REYNOLDSON, T. B. *The Pollution Biology of Aquatic Oligochaetes*. Ed. Springer Science, 2011.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (eds.) Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. Chapman and Hall, New York, p. 1-9, 1993.
- ROSSO, A. Description de l'impact des micropolluants sur les peuplements d'oligochètes des sédiments de cours d'eau du bassin-versant de l'Ill (Alsace). Elaboration d'une méthode biologique de diagnostic de l'incidence des micropolluants. Doctoral dissertation, Thèse de Doctorat, Université Lyon I, p. 232, 1995.
- RUPPERT, E. E.; FOX, R. S.; BARNES, R. D. *Zoologia dos invertebrados*. Roca, p. 1168, 2005.
- SANCHES, N. A. O.; ALCORINTE, M. G.; SAHM, L. H.; GORNI, G. R.; RIBEIRO, M. L. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) associados a macrófitas aquáticas no Brasil. *Biotemas*, 29(3), p. 1-10, 2016a.
- SANCHES, N. A. O.; GORNI, G. R. Preferência de Habitat de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em Macrófitas Aquáticas na Represa Ribeirão das Anhumas (Américo Brasiliense-Sp). *ReBraM*, 17(1), p. 165-173, 2014.
- SANCHES, N. A. O.; SAHM, L. H.; GOMES, D. F.; CORBI, J. J.; RIBEIRO, M. L.; GORNI, G. R. Inventário de Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos urbanos de Bocaina-SP, Brasil. *ReBraM*, 19(1), p. 14-24, 2016b.
- SAULINO, H. H.; LEITE-ROSSI, L. A.; TRIVINHO-STRIXINO, S. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. *Hydrobiologia*, v. 793, n. 1, p. 109-119, 2016.

- SCHMERA, D.; HEINO, J.; PODANI, J.; ERŐS, T.; DOLÉDEC, S. Functional diversity: A review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787(1), p. 27–44, 2017.
- SCHWALBACH, P. C. J. Efeito da conservação em formol de organismo bentônicos na determinação da sua biomassa. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Eduardo Mondlane. P. 28, 1996.
- SIDDALL, M. E.; APAKUPAKUL, K.; BURRESON, E. M.; COATES, K. A.; ERSÉUS, C.; GELDER, S. R.; KÄLLERJÖ, M.; TRAPIDO-ROSENTHAL, H. Validating Livanow: molecular data agree that leeches, branchiobdellidans and *Acanthobdella peledina* form a monophyletic group of oligochaetes. *Mol. Phylogenet. Evol.* 21, p. 346–351, 2001.
- SILVA, C. C. Revisão de espécies de Oligochaeta (ANNELIDA: CLITELLATA) como bioindicadores: uma compilação dos dados para ecossistemas aquáticos brasileiros. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade de Araraquara, p. 103, 2017.
- SKET, B.; TRONTELJ, P. Global diversity of leeches (Hirudinea) in freshwater. In: *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Springer, Dordrecht, p. 129-137, 2007.
- SMITH, M. E. Distribution patterns and sazonal occurrence of *Rhabdostyla* sp. (Peritrichia: Epistylididae) on *Dero nivea* (Oligochaeta: Naididae). *Am. Midl. Nat.*, 116: p. 348-355, 1986.
- 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*, vol. 19, no. 4, p. 415-426, 2007.
- TIMM, T. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia* 66: p. 1-235, 2009.

- TIMM, T.; MARTIN, P. J. Clitellata: oligochaeta. In Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Academic Press, p. 529-549, 2015. doi.org/10.1016/B978-0-12-385026-3.00021-8
- TIMM, T.; SEIRE, A.; PALL, P. Half a century of oligochaete research in Estonian running waters. *Hydrobiologia* 463, p. 223-234, 2001.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; CORREIA, L. C. S.; SONODA, K. Phytophilous Chironomidae (Diptera) and other macroinvertebrates in the ox-bow Infernão lake (Jataí Ecological Station, Luiz Antônio, SP, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 60, n. 3, p. 527-535, 2000.
- VERDONSCHOT, P. F. M. Beyond masses and blooms: the indicative value of oligochaetes. *Hydrobiologia* 564, p. 127–142, 2006.
- VERDONSCHOT, P. F. M. Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). *Hydrobiologia*, 463(1-3), p. 249-262, 2001.
- VERDONSCHOT, P. F. M. Introduction to Annelida and the Class Polychaeta. In Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Academic Press, p. 509–528, 2015. doi:10.1016/b978-0-12-385026-3.00020-6
- VIVIEN, R.; TIXIER, G.; LAFONT, M. Use of oligochaete communities for assessing the quality of sediments in watercourses of the Geneva area (Switzerland) and Artois-Picardie basin (France): proposition of heavy metal toxicity thresholds. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14(2), p. 142-151, 2014.
- YADAMSUREN, O.; MORSE, J. C.; HAYFORD, B.; GELHAUS, J. K.; ADLER, P. H. Macroinvertebrate community responses to land use: a trait-based approach for freshwater biomonitoring asdin Mongolia. *Hydrobiologia*, p. 1-16, 2020.