

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

DOUGLAS APARECIDO GIROLI

OLIGOCHAETA (ANNELIDA: CLITELLATA) COMO INDICADORES DA
QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTO EM RESERVATÓRIOS NO ESTADO DE
SÃO PAULO

Araraquara
2019

DOUGLAS APARECIDO GIROLI

**OLIGOCHAETA (ANNELIDA: CLITELLATA) COMO INDICADORES DA
QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTO EM RESERVATÓRIOS NO ESTADO DE
SÃO PAULO**

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

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

Araraquara
2019

FICHA CATALOGRÁFICA

G438o Girolli, Douglas Aparecido
Oligochaeta (Annelida: clitellata como indicadores da qualidade da água e sedimento em reservatórios no estado de São Paulo/Douglas Aparecido Girolli.- Araraquara: Universidade de Araraquara, 2019.
74f.

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

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

1. Biomonitoramento. 2. Avaliação de estado trófico. 3. Ambientes Lênticos. 4. Padrões de distribuição. 5. Estado de São Paulo. I. Título.

CDU 577.4



UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA - UNIARA

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

FOLHA DE APROVAÇÃO

NOME DO ALUNO: *Douglas Aparecido Girolli*

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

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Mônica Luisa Kuhlmann
CETESB – São Paulo

Prof. Dr. Juliano José Corbi
UNIARA - Araraquara

Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni
UNIARA - Araraquara

Araraquara – SP, 19 de março de 2019.

*Dedico esta dissertação aos meus afilhados,
Henrico e Ana Clara, como estímulo à carreira
acadêmica.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao meu orientador Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni por todo o aprendizado transmitido, pela orientação minuciosa, o apoio durante todo o desenvolvimento desta dissertação, e também pela amizade criada e momentos de descontração.

À todos os professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, principalmente à Profa. Dra. Maria Lúcia Ribeiro. Às secretárias Ivani e Silvinha, por todo o suporte.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo suporte financeiro.

Aos membros da banca examinadora: Profa. Dra. Mônica Luisa Kuhlmann (CETESB), Prof. Dr. Juliano José Corbi (UNIARA) e Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni (UNIARA), pelas sugestões apresentadas.

Agradeço à Maitê de Toledo Bergo, Mariana Futenma de Lima, Lucas Henrique Sahn e Renata Muniz Missurini, por todos os momentos de descontração e amizade formada (em laboratório e grupo de pesquisa) durante estes dois anos.

Agradeço à duas pessoas importantes em minha vida. À Letícia de Cássia Aguilera, por todo o aprendizado e evolução que tivemos durante uma década juntos. Ao grande amigo Wanderson Diego Bramé, pelas nossas histórias, pela banda, confidências e conversas sobre as “coisas da vida”.

Em especial, agradeço à minha família. A minha mãe e pai, Benedita V. Vitório Girolli e José Aparecido Girolli, e irmã, Natália de Cássia Girolli, por terem me dado amor, educação e toda a estrutura familiar necessária. Isto fez com que eu me tornasse a pessoa que sou hoje!

RESUMO

Este trabalho buscou o levantamento de espécies e informações sobre a distribuição da Classe Oligochaeta em reservatórios amostrados na Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos da CETESB. A dissertação foi dividida em dois capítulos: no primeiro, foi inventariado a diversidade, distribuição e observações ecológicas dos oligoquetos em reservatórios no Estado de São Paulo; no segundo foi analisada a composição da Assembleia de Oligochaeta em um gradiente de enriquecimento orgânico em reservatórios no Estado de São Paulo. Foram realizadas 90 réplicas em 12 reservatórios no estado de São Paulo entre os anos de 2014 a 2016, utilizando amostradores van Veen ou Ponar na região sublitoral, e Ekman-Birge na região profunda. Foram inventariados 28 táxons, pertencentes às famílias Naididae e Opistocystidae, totalizando 6.765 indivíduos. As espécies *Dero righii* e *Pristina longisoma*, foram registradas pela primeira vez no Estado de São Paulo, *Nais magnaseta* e *Spirosperma velutina* foram identificadas pela primeira vez no Brasil. A Análise de Componentes Principais (PCA) arranhou os reservatórios em três grupos, formando um gradiente de enriquecimento orgânico presente nas coletas de água e sedimento. As métricas biológicas riqueza de espécies, abundância, diversidade de Shannon-Wiener e IOBL (Índice de Oligochaeta para Bioindicação de Lagos) aumentaram de acordo com o gradiente de enriquecimento orgânico. Desta forma, ambientes organicamente enriquecidos favorecem a riqueza taxonômica e abundância da Classe Oligochaeta. A subfamília Tubificinae, especialmente *Limnodrilus hoffmeisteri*, esteve associada a ambientes de sedimentos finos e alto enriquecimento orgânico.

Palavras-chave: biomonitoramento; avaliação de estado trófico; ambientes lênticos; padrões de distribuição; Estado de São Paulo.

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. CAPÍTULO I - OLIGOQUETOS AQUÁTICOS (ANNELIDA: CLITELLATA) EM RESERVATÓRIOS NO ESTADO DE SÃO PAULO: LISTA DE OCORRÊNCIA, DISTRIBUIÇÃO E OBSERVAÇÕES ECOLÓGICAS SOBRE AS ESPÉCIES.....	14
3. CAPÍTULO II - ASSEMBLEIA DE OLIGOCHAETA AQUÁTICA (ANNELIDA: CLITELLATA) COMO INDICADORES DE UM GRADIENTE DE ENRIQUECIMENTO ORGÂNICO EM AMBIENTES LÊNTICOS NO ESTADO DE SÃO PAULO.....	39
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	66
REFERÊNCIAS.....	67

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação foi desenvolvida utilizando amostras analisadas pelo Setor de Comunidades Aquáticas (ELHC) para o diagnóstico ambiental da Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos da CETESB. Através de uma colaboração acadêmica, o conjunto de dados foram disponibilizados ao Centro de Estudos Ambientais (CEAM) da Universidade de Araraquara – UNIARA, para o aprofundamento na identificação taxonômica da Classe Oligochaeta e avaliação como indicadores biológicos da qualidade da água e sedimento.

A dissertação foi dividida em dois capítulos, contendo uma introdução geral sobre o tema abordado. Cada capítulo contém especificamente sua introdução, objetivos e metodologia, de maneira a tratar separadamente cada assunto.

O primeiro capítulo tem como título “Oligoquetos aquáticos (Annelida: Clitellata) em reservatórios no Estado de São Paulo: lista de ocorrência, distribuição e observações ecológicas sobre as espécies”. O intuito deste capítulo é inventariar a diversidade, distribuição e observações ecológicas dos oligoquetos em ambientes lênticos no Estado de São Paulo.

O segundo capítulo intitulado de “Assembleia de Oligochaeta aquática (Annelida: Clitellata) como indicadores de um gradiente de enriquecimento orgânico em ambientes lênticos no Estado de São Paulo”, tem como objetivo analisar a diversidade e densidade da oligofauna, visando sobretudo a avaliação da qualidade da água e sedimento em um gradiente de enriquecimento orgânico de reservatórios no Estado de São Paulo.

1. INTRODUÇÃO

A água é o principal elemento que garante todas as formas de vida existentes em nosso planeta, principalmente aos seres humanos que a utilizam para a manutenção de processos vitais, para o conforto e estética pessoal em forma de produtos, utensílios, lazer e higiene. Desde o início, as civilizações tenderam-se a ocupar as margens de algum corpo d'água, pois estes garantiam, a obtenção de recursos para a sobrevivência da ocupação e manutenção das comunidades (DA SILVA, 1998).

Com o crescimento populacional, os avanços agroindustriais causaram uma multiplicidade de alterações em rios, lagos e em suas margens, devido a vários fatores como mineração, construção de barragens e represas, desvio do curso natural dos rios, desmatamento e uso inadequado do solo, lançamento de efluentes sanitários e industriais não tratados, entre outros (GOULART; CALLISTO, 2003). Essas alterações têm como principais impactos o assoreamento e homogeneização do leito de rios, e a eutrofização artificial (aumento nas concentrações de fósforo e nitrogênio), quando através de ações como despejo de efluentes sem tratamento em corpos hídricos e práticas agrícolas inadequadas, que conseqüentemente afetam na diminuição da diversidade de habitats e espécies (ESTEVES, 1998; GOULART; CALLISTO, 2003; MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

Portanto, a necessidade de uma caracterização biológica para avaliar a qualidade da água e a integridade dos ecossistemas é essencial para o biomonitoramento, pois conforme MORRIS e HAKWINS (2000), MOKAYA e MATHOOKO (2004) a estrutura dos sistemas ecológicos deve ser avaliado como um todo, desenvolvendo critérios físicos, químicos e biológicos que possibilitam diagnosticar o efeito das atividades antrópicas exercidas nesses ecossistemas.

Monitoramento de reservatórios no estado de São Paulo

Em 1974 a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) iniciou a operação Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores (rios e reservatórios) no Estado de São Paulo (CETESB, 2017) 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, os principais objetivos desse monitoramento são:

- Fazer um diagnóstico da qualidade das águas superficiais do Estado, avaliando sua 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 Lei 11.445/2007 (CETESB, 2017).

As variáveis monitoradas pela CETESB nos sedimentos e corpos d'água são: metais e semimetais, Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA), pesticidas organoclorados e organofosforados, Bifelinas Policloradas (PCB), ensaios ecotoxicológicos e microbiológicos, comunidade 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 Zooplanctônica), ICB (Índice de Comunidade Bentônica) e IB (Índice de Balneabilidade), entre outros (CETESB, 2017).

É fundamental a avaliação da qualidade das águas superficiais continentais, pois além da importância da biodiversidade responsável pela estabilidade dos ecossistemas, pode-se restringir o consumo no caso de má qualidade, bem como evitar diversas doenças de veiculação hídrica causadas pelo contato primário ou pela ingestão da água contaminada. Assim, a qualidade da água de reservatórios tem extrema importância para a população em geral.

Os reservatórios estão sujeitos à entrada de diversas substâncias tóxicas, devido às práticas agrícolas, descarga de esgoto e lixiviação (PALMA *et al.*, 2010). Sendo mais susceptíveis à contaminação por diversos poluentes (BICUDO *et al.*, 2010) e também à eutrofização, que segundo Val *et al.* (2019) é o maior problema da atualidade em corpos d'água superficiais.

Bioindicadores

A utilização de organismos indicadores da qualidade das águas têm contribuído muito em relação ao conhecimento da congruência ou divergência da distribuição de 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. No entanto, a maioria das espécies frente a mudanças ambientais pode adotar novos padrões de comportamento, sendo então, espécies pouco utilizadas como espécies indicadoras (PAOLETTI, 1999).

A crescente utilização de organismos bioindicadores em estudos de avaliação ambiental é fundamentada por vários autores salientarem que apenas a utilização de análises físicas e químicas nos fornece 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). Assim sendo, uma avaliação complementar através da biota nos traz uma caracterização ambiental mais completa do ambiente com a utilização de organismos sensíveis e/ou tolerantes, que indicam as mudanças ocorridas ao longo do tempo (METCALFE, 1989; ALBA-TERCEDOR, 1996; KARR, 1999).

As adaptações evolutivas de certos táxons à determinadas condições ambientais levou a criação de listas de organismos indicadores que são dependentes dos limites de tolerância destas condições. Os bioindicadores podem ser classificados como sensíveis ou tolerantes a um determinado fator (ALBA-TERCEDOR, 1996).

Por conseguinte, a biota aquática é capaz de responder às influências naturais e as antropogênicas; sejam elas químicas e físicas, ou a combinação de ambas; e atua como uma

diretriz orientadora para acompanhar as condições dos ecossistemas aquáticos, trazendo uma compreensão ecológica de saúde ambiental (BAPTISTA, 2008).

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

Dentre os macroinvertebrados aquáticos, a Classe 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).

Considerações sobre a Classe Oligochaeta

A classe Oligochaeta (Annelida: Clitellata) está inserida no Filo Annelida, juntamente com Hirudinea e Polychaeta. 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).

Cerca de 5.000 espécies são validamente reconhecidas (ERSÉUS, 2005), 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 classe Oligochaeta possui relativa 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 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.*, 2019, *no prelo*).

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), e em ambientes enriquecidos por matéria orgânica (BEHREND *et al.*, 2012). Ainda 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), esponjas (GORNI; ALVES, 2008), moluscos gastrópodes (GORNI; ALVES, 2006), larvas de insetos (CORBI *et al.*, 2004) e anfíbios (ODA *et al.*, 2015).

Esses animais participam ativamente do ciclo de decomposição da matéria orgânica (ESTEVEES *et al.*, 2011), possuem baixa capacidade de dispersão, e ainda seu nível trófico, primariamente baseado na ingestão de sedimentos finos (BRINKHURST; JAMIESON, 1971; RODRIGUEZ; REYNOLDSON, 2011), fazem com que sejam reconhecidos como bioindicadores valiosos da qualidade do sedimento (LAFONT, 1989; ROSSO, 1995; PRYGIEL *et al.*, 2000). Além disso, 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 prever alterações ocorridas ao longo de gradientes ambientais (SURIANI *et al.*, 2007; BEHREND *et al.*, 2012), e 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 dentre as comunidades bentônicas em estudos sobre biodiversidade de ambientes aquáticos em áreas preservadas, biomonitoramento, análise da qualidade da água e sedimentos no mundo (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).

Assim sendo, este trabalho tem como objetivo analisar as assembleias de oligoquetos e a qualidade da água e sedimento de ambientes lênticos no Estado de São Paulo, pois, é conhecido que apenas as análises físicas e químicas da água e sedimento são ferramentas que muitas vezes não contemplam a complexidade dos ecossistemas aquáticos. Por isso, são necessárias pesquisas que englobam as variáveis físicas e químicas às biológicas para criar ferramentas de monitoramento de caráter avaliativo mais apuradas.

2. CAPÍTULO I

Oligoquetos aquáticos (Annelida: Clitellata) em reservatórios no Estado de São Paulo: lista de ocorrência, distribuição e observações ecológicas sobre as espécies.

1. INTRODUÇÃO

O levantamento de espécies é essencial para o conhecimento da biota de um determinado ambiente, especificamente em ecossistemas aquáticos brasileiros onde a diversidade de espécies é pobremente conhecida devido ao pequeno número de taxonomistas (ROCHA, 2003; AGOSTINHO *et al.*, 2005). Um dos táxons mais dominante em sedimentos límnicos é a Classe Oligochaeta (VIVIEN *et al.*, 2014) que em ambientes neotropicais apresenta ainda um menor conteúdo de informações ecológicas em comparação aos países europeus. A assembleia de Oligochaeta fornece importantes informações para a avaliação da qualidade da água e sedimento, por isso vêm se mostrando como uma ótima ferramenta para o biomonitoramento aquático (LAFONT, 1989; ROSSO, 1995; PRYGIEL *et al.*, 2000; VIVIEN *et al.*, 2014). Apesar da sua representatividade na fauna de macroinvertebrados aquáticos, os oligoquetos são pouco estudados em comparação a outros grupos bentônicos (GORNI, 2007), no entanto, vários autores vêm levantando informações sobre a diversidade e ecologia da assembleia de Oligochaeta no Estado São Paulo (MARCUS, 1944; DU BOIS-REYMOND MARCUS, 1949; RIGHI, 1984; CORBI *et al.*, 2004; PAMPLIN *et al.*, 2005; DORNFELD *et al.*, 2006; ALVES; GORNI, 2007; SURIANI *et al.*, 2007; GORNI; ALVES, 2007; GORNI; ALVES, 2008b; GORNI; ALVES, 2006; GORNI, 2007; GORNI *et al.*, 2015; GIROLI *et al.*, 2018).

Diante disso, levantar informações sobre as assembleias de oligoquetos é essencial para o conhecimento da biodiversidade límnic, a avaliação e a gestão hídrica. Para fornecer informações aos órgãos de gestão ambiental e facilitar a tomada de decisões sobre recuperação e/ou preservação dos ecossistemas aquáticos brasileiros.

Assim, este capítulo tem como objetivo inventariar a diversidade de espécies da Classe Oligochaeta em ambientes lânticos do Estado de São Paulo monitorados pela CETESB, bem

como contribuir com o conhecimento da distribuição e observações ecológicas no Estado de São Paulo.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

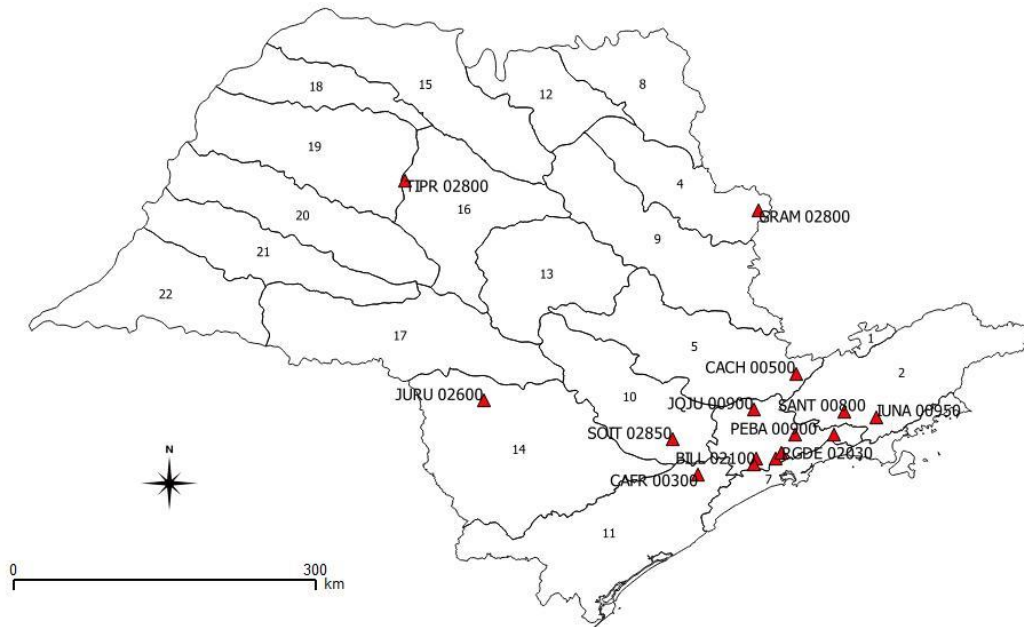
As amostras da fauna de Oligochaeta foram concedidas, para a realização desta pesquisa, pelo Setor de Comunidades Aquáticas (ELHC) e fazem parte da Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos da CETESB. Foram estudados 12 reservatórios no estado de São Paulo entre os anos de 2014 e 2016, onde foram coletadas o total de 90 réplicas. A identificação dos reservatórios está descrita na Tabela 1, e a localização dos pontos está ilustrada na Figura 1.

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 2014 a 2016. *Ugrhi* – Unidade de gerenciamento de recursos hídricos; *N* – esforço amostral.

Ponto	Reservatório	Coordenada	Ugrhi	N
BILL	Billings - Corpo Central	23°47'11"S / 46°38'49"W	6	6
BIRP	Billings - Rio pequeno	23°47'28"S / 46°28'14"W	6	12
BITQ	Billings - Taquacetuba	23°50'26"S / 46°39'31"W	6	3
CAFR	França	23°56'01"S / 47°09'28"W	11	6
GRAM	Graminha	21°35'06"S / 46°37'04"W	4	9
IUNA	Paraibuna	23°25'06"S / 45°34'17"W	2	6
JQJU	Paiva Castro	23°21'13"S / 46°39'56"W	6	12
JURU	Jurumirim	23°16'28"S / 49°04'05"W	14	6
NOVA	Ponte Nova	23°34'46"S / 45°57'02"W	6	6
PEBA	Taiapuê	23°34'45"S / 46°17'30"W	6	3
RGDE	Rio grande	23°44'30"S / 46°24'59"W	6	3
SANT	Santa Branca	23°22'15"S / 45°51'35"W	2	6
SOIT	Itupararanga	23°37'08"S / 47°23'22"W	10	6
TIPR	Promissão	21°18'49"S / 49°45'49"W	16	6

Fonte: Adaptado do Relatório da Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo (CETESB, 2015, 2016 e 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 2014 a 2016.



Fonte: Elaborado pelo autor.

2.2 Coleta e identificação de Oligochaeta

As amostras de sedimento para análise da assembleia de Oligochaeta foram coletadas, pela CETESB, com pegadores do tipo van Veen ou Ponar na região sublitoral, e Ekman-Birge na região profunda. A fixação e o preparo das amostras seguiram a Norma Técnica CETESB L5.309 (CETESB, 2003).

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).

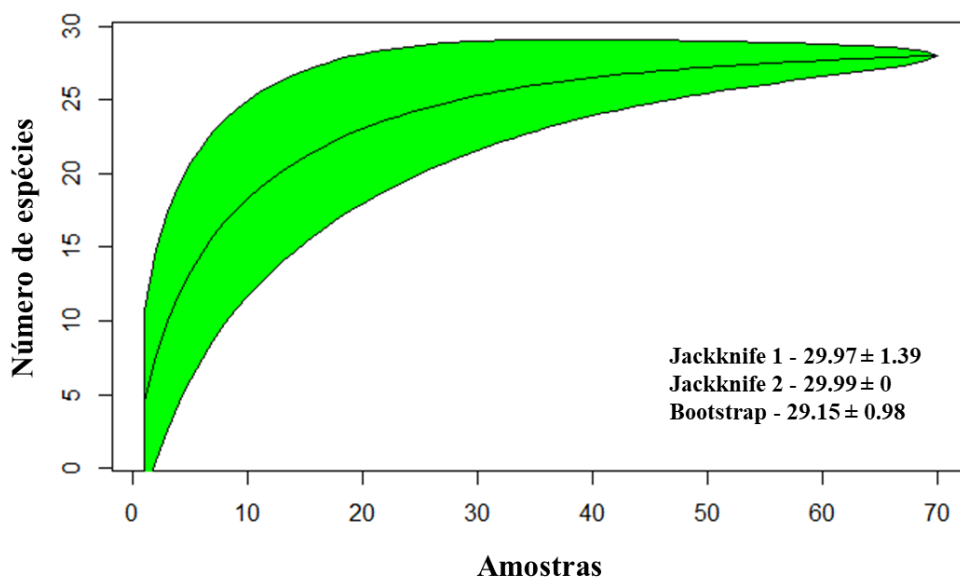
Após o término da pesquisa os organismos serão depositados na coleção do Setor de Comunidades Aquáticas (ELHC) da CETESB.

Para avaliar a eficiência das amostras coletadas nos reservatórios foram utilizados estimadores de riqueza de espécies (Jackknife 1 e 2, Bootstrap), e curvas de acumulação de espécies randomizadas (curva do coletor). As curvas de acumulação de espécies foram construídas através de 100 curvas geradas pelo acréscimo aleatório das amostras, utilizando o software “R” versão 3.1.1 (R CORE TEAM, 2017).

3. RESULTADOS

A assembleia de oligoquetos inventariadas nesse estudo foi composta por duas famílias (Naididae e Opistocystidae) distribuídas em 28 espécies. O delineamento amostral adotado no presente estudo pode ser considerado adequado para o levantamento de espécies, pois a curva de acumulação estabilizou-se em 70 amostras. A Figura 2 ilustra a curva de acumulação de espécies e os estimadores de riqueza.

Figura 2. Curva de acumulação de espécies e estimadores de riqueza para oligoquetos coletados nos pontos de amostragem da Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos de reservatórios do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2014 a 2016.



A família Naididae apresentou 96% dos táxons encontrados (n=27), sendo representada pelas subfamílias Naidinae, Pristininae, Rhyacodrilinae e Tubificinae. Dentre os naidideos, a subfamília Naidinae que representou 59% das espécies (n=16) foi composta pelos gêneros *Aulophorus*, *Chaetogaster*, *Dero*, *Nais*, *Slavina* e *Stephensoniana*. A subfamília Pristininae apresentou 22% das espécies (n=6), representada pelo seu único gênero (*Pristina*). A subfamília Rhyacodrilinae foi representada pelos táxons, *Bothrioneurum sp.* e *Branchiura sowerbyi*, correspondendo a 7% das espécies identificadas. Por fim, a subfamília Tubificinae foi representada pelos gêneros *Aulodrilus*, *Limnodrilus* e *Spirosperma* compondo 11% das espécies identificadas (n=3). A família Opistocystidae foi representada por apenas uma espécie, *Opistocysta funiculus*, correspondendo 4% das espécies identificadas.

Dentre as 28 espécies identificadas neste estudo, *Dero righii* e *Pristina longisoma* não haviam sido registradas no estado de São Paulo, ocorrendo apenas nos estados de Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Paraná, e Mato Grosso do Sul e Paraná, respectivamente. Outras duas espécies não haviam sido registradas no Brasil, *Nais magnaseta* a qual o conhecimento de sua distribuição era restrito ao Texas, USA (HARMAN, 1973); e *Spirosperma velutina*, cuja distribuição era registrada na Venezuela e Europa (CHRISTOFFERSEN, 2007).

As espécies identificadas neste estudo, bem como o registro de suas observações ecológicas no Estado de São Paulo, estão apresentadas abaixo distribuídas em família, gênero e espécies, seguindo ordem alfabética. A lista de sinonímia foi baseada conforme catálogo proposto por Christoffersen (2007).

Lista e considerações sobre as espécies

FAMÍLIA NAIDIDAE Ehrenberg, 1828

SUBFAMÍLIA NAIDINAE

Aulophorus borelli Michaelsen, 1900.

Sinônimos: *Dero* sp. Cognetti, 1900; *Dero borelli* Michaelsen, 1900; *Aulophorus borellii* Michaelsen, 1900; *Dero (Aulophorus) borellii* Michaelsen, 1900.

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi encontrada associada ao sedimento em Araraquara, no córrego Santa Clara (ALVES; LUCCA, 2000); associada à rizomas e raízes da macrófita aquática *Scirpus cubensis* (Cyperaceae) em Luiz Antônio, na Lagoa do Infernã (CORREIA; TRIVINHO-STRIXINO, 1998; TRIVINHO-STRIXINO *et al.*, 2000); também à macrófitas aquáticas dos gêneros *Salvinia* (Salviniaceae) e *Egeria* (Hydrocharitaceae) no município de Américo Brasiliense, na represa Ribeirão das Anhumas (SANCHES; GORNI, 2014).

Neste trabalho ocorreu no reservatório de Promissão e Billings corpo central.

Aulophorus costatus Du Bois-Reymond Marcus, 1944.

Sinônimos: *Aulophorus schmardai* f. *costata* Du Bois-Reymond Marcus, 1944; *Dero (Aulophorus) costatus* Du Bois-Reymond Marcus, 1944; *Dero (Aulophorus) schmardai*, Harman, 1974.

Registro e observação ecológica: Esta espécie ocorreu em São Paulo, no rio Pinheiros (DU BOIS-REYMOND MARCUS, 1944; MARCUS, 1942; 1943); também foi registrada associada à macrófitas submersas em Brotas, na represa Lagoa Dourada (ALVES; GORNI, 2007), e à macrófitas aquáticas dos gêneros *Salvinia* (Salviniaceae) e *Egeria* (Hydrocharitaceae) em Américo Brasiliense, na represa Ribeirão das Anhumas (ALVES; GORNI, 2007; SANCHES; GORNI, 2014); associada à esponja *Metania spinata* (Metaniidae) em Itirapina, na represa Lagoa Dourada (GORNI; ALVES, 2008a).

Neste trabalho ocorreu nos reservatórios de Paiva Castro, Jurumirim e Graminha.

Aulophorus furcatus O. F. Müller, 1774.

Sinônimos: *Nais furcata* O. F. Müller, 1774. *Dero* (*Aulophorus*) *furcatus* O. F. Müller, 1774; ? *Aulophorus palustres* Michaelsen, 1905; *Dero* sp. Stephenson, 1910; ? *Aulophorus furcatus* var. *brevipalpus* Golanski, 1911; *Aulophorus stephensoni* Michaelsen, 1912; ? *Aulophorus africanus* Michaelsen, 1914; *Dero roseola* Nicholls, 1921.

Registro e observação ecológica: Esta espécie ocorreu em Bariri, no reservatório Ponte Nova (PAMPLIN *et al.*, 2005), em São Paulo nos rios Tietê, Pinheiros, São Lourenço no esgoto do Jardim Europa, e em um tanque da Secção de Ciências Naturais da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras (MARCUS, 1943), e em um córrego de Bocaina (SANCHES *et al.*, 2016). Associada ao caracol *Pomacea bridgesii* (Ampullaridae) em Araraquara, em tanques de criação de peixes ornamentais (GORNI; ALVES, 2006); e ao sedimento em Barra Bonita (SURIANI *et al.*, 2007).

Neste trabalho a espécie ocorreu nos reservatórios Graminha e Billings corpo central.

Chaetogaster diaphanus Gruithuisen, 1828.

Sinônimos: *Nais diaphana* Gruithuisen, 1828.

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi encontrada associada ao caracol *Pomacea bridgesii* (Ampullaridae) em Araraquara (GORNI; ALVES, 2006); associada às macrófitas aquáticas do gênero *Salvinia* (Salviniaceae) e *Egeria* (Hydrocharitaceae) na represa Ribeirão das Anhumas, em Américo Brasiliense (SANCHES; GORNI, 2014).

Neste trabalho ocorreu nos reservatórios Cachoeira do França, Rio Grande e Graminha.

Dero digitata O. F. Müller, 1773.

Sinônimos: *Nais digitata* O. F. Müller, 1773; *Dero (Dero) digitata* O. F. Müller, 1773; *Nais (Proto) digitata* O. F. Müller, 1773; *Uronais digitata* O. F. Müller, 1773; *Proto digitata* O. F. Müller, 1773; *Xantho hexapoda* Dutrochet, 1819; *Dero limosa* Leidy, 1852; ? *Dero philippinensis* Semper, 1877; *Dero acuta* Bousfield, 1886; ? *Dero mülleri* Bousfield, 1886; ? *Dero intermedia* Cragin, 1887; *Dero michaelsoni* Svetlov, 1924; *D. bonariensis* Michaelson, 1933; *D. kawamurai* Kondô, 1936; *Dero tanimotoi* Kondô, 1936; *Dero quadribranchiata* Cernovitov, 1937.

Registro e observação ecológica: Esta espécie ocorreu no município de Bariri, no reservatório Ponte Nova (PAMPLIN *et al.*, 2005), e em São Paulo, no rio São Lourenço (ROSA *et al.*, 2015). Também foi encontrada associada ao sedimento em Bariri, no reservatório Ponte Nova (SURIANI *et al.*, 2007); associada à macrófitas submersas em Brotas, na represa Lagoa Dourada, e em Américo Brasiliense, na represa Ribeirão das Anhumas (ALVES; GORNI, 2007); em macrófitas aquáticas dos gêneros *Salvinia* (Salviniaceae) e *Egeria* (Hydrocharitaceae) (SANCHES; GORNI, 2014). Em Araraquara, esta espécie foi encontrada associada ao sedimento no córrego Santa Clara (ALVES; LUCCA, 2000); e ao caracol *Pomacea bridgesii* (Ampullaridae) (GORNI; ALVES, 2006).

Neste trabalho ocorreu nos reservatórios Graminha, Promissão e Billings corpo central.

Dero evelinae Marcus, 1943.

Sinônimos: *Dero (Dero) evelinae* Marcus, 1943.

Registro e observação ecológica: Esta espécie ocorreu em um tanque da Secção de Ciências Naturais da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras em São Paulo (MARCUS, 1942, 1943, 1944). Também foi registrada associada ao sedimento no reservatório de Bariri (SURIANI *et al.*, 2007) e em São Carlos, na represa Fazzari (FUSARI; FONSECA-GESSNER, 2006); associada à macrófitas submersas em Brotas, na represa Lagoa Dourada, e em Américo Brasiliense, na represa Ribeirão das Anhumas (ALVES; GORNI, 2007); e associada à macrófita aquática *Scirpus cubensis* (Cyperaceae) (CORREIA; TRIVINHO-STRIXINO, 1998; TRIVINHO-STRIXINO *et al.*, 2000).

Neste trabalho ocorreu no reservatório de Promissão e no corpo central do reservatório Billings.

Dero multibranchiata Stieren, 1892.

Sinônimos: *Dero florifera* Oken, 1815.

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi encontrada associada ao sedimento em Bariri (SURIANI *et al.*, 2007), no reservatório Ponte Nova (PAMPLIN *et al.*, 2005), em Américo Brasiliense, na represa Ribeirão das Anhumas (CORBI; TRIVINHO-STRIXINHO, 2002).

Neste trabalho a espécie ocorreu no corpo central do reservatório Billings, e no braço do Taquacetuba.

Dero righii Varela, 1990.

Sinônimos: *Dero (Dero) righi* Varela, 1990.

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi registrada pela primeira vez no estado de São Paulo. Os reservatórios onde *D. righii* ocorreu foram Billings – rio Pequeno, Graminha, Taiapuê, Rio Grande, Itupararanga, Ponte Nova, e Paiva Castro.

Em estudos anteriores, esta espécie ocorreu nos estados de Mato Grosso do Sul (TAKEDA *et al.*, 2000); Minas Gerais (MARTINS; ALVES, 2008); e Paraná (RAGONHA; TAKEDA, 2014).

Dero sawayai Marcus, 1943.

Sinônimos: *Dero heterobranchiata* Michaelsen, 1933; *Dero (Dero) sawayai* Marcus, 1943.

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi encontrada associada ao sedimento do rio Pinheiros (MARCUS, 1943); em Araraquara foi encontrada associada ao caracol *Pomacea bridgesii* (Ampullaridae) (GORNI; ALVES, 2006); associada à macrófitas submersas na represa Lagoa Dourada em Brotas, e na represa Ribeirão das Anhumas, em Américo Brasiliense (ALVES; GORNI, 2007); e associada à esponja *Metania spinata* (Metaniidae) em Itirapina na Lagoa Dourada (GORNI; ALVES, 2008a).

Neste trabalho a espécie ocorreu nos reservatórios Itupararanga, Paiva Castro, Rio Grande, Graminha, Promissão e Billings – Rio Pequeno.

Nais communis Piguet, 1906.

Sinônimos: *Nais heterochaeta* Benham, 1893; *Nais. parvula* Walton, 1906; *Nais parviseta* Walton, 1906; *Nais variabilis* var. *punjabensis* Stephenson, 1909; *Nais communis* var. *punjabensis* Stephenson, 1909; *Nais communis* var. *caeca* Stephenson, 1910; *Pterochaeta astronensis* Pierantoni, 1911; *Nais communis* var. *acuta* Pointner, 1914; *Nais communis* f. *magenta* Marcus, 1943.

Registro e observação ecológica: Esta espécie ocorreu em Rio Claro (MARCUS, 1943), nos rios Monjolinho (ALVES *et al.*, 2006), São Lourenço (ROSA *et al.*, 2014), em córregos do Parque Estadual Intervales, Bocaina, Carmo, Lageado e Água Comprida (ALVES *et al.*, 2008) e em Bocaina no córrego do Himalaia (SANCHES *et al.*, 2016). Também foi registrada associada ao sedimento em Araraquara nos córregos Santa Clara (ALVES; LUCA, 2000) e Pinheirinho (ALVES *et al.*, 2006); em Campos do Jordão no córrego Campo Meio associada ao sedimento e substrato de áreas erosionais e deposicionais (GORNI; ALVES, 2008b). Associada à esponja *Ephydatia crateriformis* (Spongillidae), no rio Ribeira de Iguape e no rio Tietê (MARCUS, 1943), em São Carlos no córrego Espraiado associado à esponja *Radiospongilla amazonenses* (Spongillidae) (CORBI *et al.*, 2005; PAMPLIM *et al.*, 2005); à esponja *Metania spinata* (Metaniidae) em Itirapina na represa Lagoa Dourada (GORNI; ALVES, 2008a); e associada ao caracol *Pomacea bridgesii* (Ampullaridae) (GORNI; ALVES, 2006). Associada à macrófitas submersas em Brotas na Lagoa Dourada (ALVES; GORNI, 2007), à macrófitas aquáticas em Luiz Antônio na Lagoa do Infernã (TRIVINHO-STRIXINO *et al.*, 2000), e também associada à briófitas no rio Jacaré-Pepira (GORNI; ALVES, 2007); também foi encontrada em Campos do Jordão, associada à folhiços, no córregos Galharada (GORNI; ALVES, 2012).

Neste trabalho ocorreu nos reservatórios Itupararanga, Paiva Castro, Rio Grande, Promissão e Billings corpo central.

Nais magnaseta Harman, 1973.

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi registrada no reservatório Promissão, no entanto, até o presente esta espécie não havia sido registrada no Brasil, sua distribuição se limitava apenas ao Texas, USA (HARMAN, 1973).

Nais pardalis Piguet, 1906.

Sinônimos: *Nais bretscheri* var. *pardalis* Piguet, 1906; *Nais lastockini* Sokolskaya, 1958.

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi encontrada em São Paulo no rio Pinheiros (MARCUS, 1943), em Araraquara no córrego Pinheirinhos (ALVES; LUCCA, 2000; ALVES *et al.*, 2006); também foi registrada associada ao caracol *Pomacea bridgesii* (Ampullaridae) (GORNI; ALVES, 2006).

Neste estudo ocorreu no corpo central do reservatório Billings e Paiva Castro.

Nais schubarti Marcus, 1944.

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi registrada no reservatório Paiva Castro, no município de Franco da Rocha (GIROLI *et al.*, 2018).

Neste trabalho foi registrado nos reservatórios Itupararanga, Paiva Castro, França e Ponte Nova.

Nais variabilis Piguet, 1906.

Sinônimos: ? *Nais rivulosa* Leidy, 1850; ? *Nais japonica* Kondô, 1936; ? *Nais bekmani* Sokolskaya, 1962.

Registro e observação ecológica: Foi registrada em um córrego em Bocaina (SANCHES *et al.*, 2016) e no rio Paranapanema (CESAR; HENRY, 2017); associada à macrófitas submersas em Américo Brasiliense e Brotas, nas represas Ribeirão das Anhumas e Lagoa Dourada, respectivamente (ALVES; GORNI, 2007); associada a larvas de organismos da ordem Odonata em Ipeúna, nos córregos Cantagalo e Lapa (CORBI *et al.*, 2004); e em Campos do Jordão, no córrego Galharada (GORNI; ALVES, 2015) associada à folhiços (GORNI; ALVES, 2012) e em substrato de áreas erosionais e deposicionais (GORNI; ALVES, 2008b).

Neste trabalho a espécie ocorreu nos reservatórios Itupararanga, Paiva Castro, Graminha, Promissão, Ponte Nova, e no reservatório Billings no corpo central e no braço do Rio Pequeno.

Slavina evelinae Marcus, 1942.

Sinônimos: *Peloscolex evelinae* Marcus, 1942.

Registro e observação ecológica: Esta espécie ocorreu em São Paulo no rio Pinheiros (DU BOIS-REYMOND MARCUS, 1944; MARCUS, 1942; 1943); nos reservatórios Ponte Nova (PAMPLIN *et al.*, 2005) e Bariri (PAMPLIN *et al.*, 2005; SURIANI *et al.*, 2007); em Bocaina, no córrego Himalaia (SANCHES *et al.*, 2016). Associada à macrófitas submersas nos municípios de Américo Brasiliense, na represa Ribeirão das Anhumas, e Brotas, na represa Lagoa Dourada, (ALVES; GORNI, 2007); e à macrófitas dos gêneros *Salvinia* (Salviniaceae) e *Egeria* (Hydrocharitaceae) (SANCHES; GORNI, 2014); em Luiz Antônio na lagoa do Infernã associada à rizomas e raízes da macrófitas aquáticas *Scirpus cubensis* (Cyperaceae) (CORREIA; TRIVINHO-STRIXINO, 1998); e à macrófitas aquáticas (TRIVINHO-STRIXINO *et al.*, 2000); também associada à folhas em decomposição de *Ficus elástica* (Rosales: Moraceae) (MARCUS, 1942); também foram encontradas associadas ao

sedimento em Américo Brasiliense, na represa Ribeirão das Anhumas (CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2002).

Neste trabalho a espécie ocorreu nos reservatórios de Paiva Castro e Santa Branca.

Stephensoniana trivandrana Aiyer, 1926.

Sinônimos: *Naidium trivandranum* Aiyer, 1926; *Stephensonia trivandrana* (Aiyer, 1926); *Slavinia trivandrana* (Aiyer, 1926).

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi registrada na região profunda (± 21 m) do reservatório Promissão, no município de Promissão (GIROLI *et al.*, 2019, *in prelo*).

Neste trabalho ocorreu nos reservatórios Paiva Castro, Santa Branca, Jurumirim, Promissão e Billings – Rio Pequeno.

SUBFAMÍLIA PRISTININAE

Pristina americana Černosvitov, 1937.

Sinônimos: *Pristina americana* f. *typica* Černosvitov, 1937; *Pristina americana* var. *loretana* Černosvitov, 1937; *Pristina peruviana* Černosvitov, 1939; *Pristina longidentata* Harman, 1965; *Pristinella longidentata* Harman, 1965; *Pristina orghidani* Botea, 1983.

Registro e observação ecológica: Esta espécie ocorreu em São Paulo no rio Pinheiros (DU BOIS-REYMOND MARCUS, 1944; MARCUS, 1942; 1943), e no rio Tietê (DU BOIS-REYMOND MARCUS, 1949; MARCUS, 1942; 1943); no reservatório Ponte Nova (PAMPLIN *et al.*, 2005); no rio Monjolinho (ALVES *et al.*, 2006); no reservatório de Bariri (PAMPLIN *et al.*, 2005; SURIANI *et al.*, 2007). Foi registrada associada ao sedimento em Ibitinga, Nova Avanhandava, Três Irmãos, Promissão e Barra Bonita (SURIANI *et al.*, 2007), em Araraquara, nos córregos Pinheirinho (ALVES; LUCCA, 2000; ALVES *et al.*, 2006); Santa Clara, em Luiz Antônio, no lago Diogo (ALVES; STRIXINO, 2000); em Campos do Jordão, no córrego Galharada (GORNI; ALVES, 2015), associada a folhiços (GORNI; ALVES, 2012), e a substrato de áreas erosionais e deposicionais (GORNI; ALVES, 2008b).

Neste trabalho a espécie ocorreu nos reservatórios Santa Branca, França, Jurumirim, Graminha e Promissão.

Pristina longisoma Harman, 1977.

Sinônimos: *Pristinella longisoma* Haran, 1977.

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi registrada pela primeira vez no estado de São Paulo. Os reservatórios onde *P. longisoma* ocorreu foram Billings corpo central, Promissão e Rio Grande.

Um estudo anterior relata sua ocorrência no Paraná, na região litorânea em Paranapanema, no Rio Iguazú (MORETTO *et al.*, 2013).

Pristina osborni Walton, 1906.

Sinônimos: *Naidium osborni* Walton, 1906; *Pristinella osborni* Walton, 1906; *Naidium minutum* Stephenson, 1914; *Pristinella minuta* Stephenson, 1914; *Pristina minuta* Stephenson, 1914.

Registro e observação ecológica: Ocorreu em São Paulo, em um tanque da Universidade de São Paulo associada à macrófitas aquáticas da família Bromeliaceae (Lamiales), em um córrego no Jardim Europa e no Jardim Paulista (MARCUS, 1943); em Ribeira de Iguape, no rio Araquá (MARCUS, 1943; 1944), e no rio Guareí (CESAR; HENRY, 2017), e no Parque Estadual de Intervales (ALVES *et al.*, 2008). Também foi registrada em Américo Brasiliense, na represa Ribeirão das Anhumas, e em Brotas, na represa Lagoa Dourada, associada à macrófitas submersas (ALVES; GORNI, 2007); em Campos do Jordão, no córrego Galharada, associada à folhiços e sedimentos (GORNI; ALVES, 2012) e em substratos de áreas erosionais e deposicionais (GORNI; ALVES, 2008b).

Neste trabalho ocorreu nos reservatórios Paiva Castro, Santa Branca, Rio Grande, Jurumirim, Promissão, Ponte Nova e Billings corpo central.

Pristina proboscidea Beddard, 1896.

Sinônimos: *Pristina proboscidea* f. *typica* (Beddard, 1896); *Pristina proboscidea* var. *paraguayensis* Michaelsen, 1905; ? *Pristina serpentina* Walton, 1906.

Registro e observação ecológica: Ocorreu em Araraquara, no córrego Água Branca (ALVES *et al.*, 2006); também foi registrada em São Carlos, associada à esponja *Radiospongilla amazonensis* (Spongillidae) (PAMPLIN *et al.*, 2005), e no rio Jacaré-Guaçu associada ao mesmo organismo (CORBI *et al.*, 2005); associada à macrófitas submersas em Américo Brasiliense e Brotas, nas represas Ribeirão de Anhumas e Lagoa Dourada, respectivamente (ALVES; GORNI, 2007); à macrófitas aquáticas dos gêneros *Salvinia* (Salviniaceae) e *Egeria* (Hydrocharitaceae) (SANCHES; GORNI, 2014); e em Campos do Jordão, no córrego Galharada (GORNI; ALVES, 2015), associada a substratos de áreas

erosionais e deposicionais (GORNI; ALVES, 2008b), folhiços e sedimentos (GORNI; ALVES, 2012).

Neste trabalho ocorreu nos reservatórios Paiva Castro e Ponte Nova.

Pristina rosea Piguet, 1906.

Sinônimos: *Naidium roseum* Piguet, 1906; ? *Naidium luteum*, Michaelsen, 1905 (non Schmidt); *Naidium jenkiniae* Stephenson, 1931; *Pristinella jenkiniae* Stephenson, 1931; *Naidium roseum* f. *jenkiniae* Stephenson, 1931; *Pristina jenkiniae* Stephenson, 1931. ? *Pristina rosea*, Michaelsen & Boldt, 1932, Kondô, 1936, Yamaguchi, 1953 (non Piguet); *Naidium roseum*, Marcus, 1943 (non Piguet); *Pristina idrensis* Sperber, 1948; *Pristinella idrensis* Sperber, 1948; *Pristina taita* Stout, 1956; *Pristina nothophagi* Stout, 1958.

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi registrada em São Paulo, no rio Pinheiros (DU BOIS-REYMOND MARCUS, 1944; MARCUS, 1942; 1943) e em córregos no bairro de Jardim Europa (MARCUS, 1943), e município de Bocaina, nos córregos Himalaia e de Bocaina (SANCHES *et al.*, 2016). Foi registrada em Araraquara, nos córregos Água Branca, Gouveia e Pinheirinho (ALVES *et al.*, 2006); associada a sedimentos (ALVES; LUCCA, 2000); em São Carlos, na represa Monjolinho também associada a sedimento (FUSARI; FONSECA-GESSNER, 2006); em Campos do Jordão, nos córregos Galharada (GORNI; ALVES, 2015) associada à folhiços e sedimento (GORNI; ALVES, 2012), e Campo Meio e Serrote associada à substratos de áreas erosionais e deposicionais (GORNI; ALVES, 2008b). Associada à macrófitas aquáticas do gênero *Egeria* (Hydrocharitaceae) em Américo Brasiliense, na represa Ribeirão de Anhumas (SANCHES; GORNI, 2014), e em Brotas no rio Jacaré-Pepira, associada à briófitas (GORNI; ALVES, 2007).

Neste trabalho ocorreu nos reservatórios Paiva Castro, França, Graminha e Billings corpo central.

Pristina synclites Stephenson, 1925.

Registro e observação ecológica: Esta espécie ocorreu em São Paulo, no rio São Lourenço (ROSA *et al.*, 2014), e em Bocaina, nos córregos Himalaia e de Bocaina (SANCHES *et al.*, 2016); associada ao sedimento em Araraquara, no córrego do Pinheirinho (ALVES; LUCCA, 2000; ALVES *et al.*, 2006), e em São Carlos, no rio Monjolinho (ALVES *et al.*, 2006; FUSARI; FONSECA-GESSNER, 2006); também foi encontrada associada à macrófitas aquáticas do gênero *Egeria* (Hydrocharitaceae) em Américo Brasiliense, na represa Ribeirão das Anhumas (SANCHES; GORNI, 2014).

Neste trabalho a espécie ocorreu nos reservatórios Itupararanga, Paiva Castro, França, Jurumirim, Graminha, Promissão, Ponte Nova; e no reservatório Billings em Rio Pequeno, Taquacetuba e corpo central.

SUBFAMÍLIA RHYACODRILINAE

Bothrioneurum sp. Stolc, 1886

Registro e observação ecológica: Este gênero possui 3 espécies com distribuição no estado de São Paulo, sendo elas: *B. americanum* Beddard, 1894, encontrada nos reservatórios Ponte Nova e Bariri (PAMPLIN *et al.*, 2005); *B. iris* Beddard, 1901 encontrada em São Paulo: (MARCUS, 1942; 1943; 1944); e *B. vejdoskyanum* Stolc, 1886 encontrada nos rios Tietê (DU BOIS-REYMOND MARCUS, 1949; MARCUS, 1942; 1943), Pinheiros (MARCUS, 1943), em um córrego no Jardim Europa (MARCUS, 1942; 1943) e em um tanque cimentado na Universidade de São Paulo (MARCUS, 1943).

Neste estudo a espécie ocorreu nos reservatórios Itupararanga, Promissão, Ponte Nova, Santa Branca, França, Jurumirim, Paraibuna, Paiva Castro, Taiçupeba, Rio Grande; e no reservatório Billings no corpo central, e nos braços do Rio Pequeno e Taquacetuba.

Branchiura sowerbyi Beddard, 1892.

Registro e observação ecológica: Ocorreu no rio Guareí (CESAR; HENRY, 2017); no reservatório Ponte Nova (PAMPLIN *et al.*, 2005); no rio Tietê (DU BOIS-REYMOND MARCUS, 1949; MARCUS, 1942; 1943); e nos municípios de Barra Bonita, Ibitinga, Nova Avanhandava, Três Irmãos, Promissão (SURIANI *et al.*, 2007); em Americana, no reservatório Salto Grande (PAMPLIN *et al.*, 2006; DORNFELD *et al.*, 2006); em São Carlos, na represa de Monjolinho (FUSARI; FONSESA-GESSNER, 2006); em Mogi-Guaçu, no lago Diogo (ALVES; STRIXINO, 2000; 2003); e em Bariri (PAMPLIN *et al.*, 2005; SURIANI *et al.*, 2007), todos associada a sedimento.

Neste estudo ocorreu nos reservatórios Itupararanga, Paiva Castro, Santa Branca, Rio Grande, Promissão, Ponte Nova; e no reservatório Billings nos braços do Rio Pequeno e Taquacetuba.

SUBFAMÍLIA TUBIFICINAE

Aulodrilus pigueti Kowalewski, 1914.

Registro e observação ecológica: Ocorreu e no rio Guareí (CESAR; HENRY, 2017); associada a macrófitas aquáticas do gênero *Egeria* (Hydrocharitaceae) em Américo

Brasiliense, na represa Ribeirão das Anhumas (SANCHES; GORNI, 2014); e em Mogi-Guaçu, no lago Diogo, associada a sedimento (ALVES; STRIXINO, 2000; 2003).

Neste trabalho a espécie ocorreu nos reservatórios Billings corpo central e Rio pequeno, Itupararanga, Promissão, Ponte Nova, Santa Branca, França, Jurumirim, Paraibuna, Paiva Castro, Graminha e Rio Grande.

Limnodrilus hoffmeisteri Claparède, 1862.

Sinônimos: *Limnodrilus hoffmeisteri* f. *typica* Claparède, 1862; *Clitellio hoffmeisteri* Claparède, 1862; *Clitellio (Limnodrilus) hoffmeisteri* Claparède, 1862; *Tubifex hoffmeisteri* Claparède, 1862; *Camptodrilus spiralis* Eisén, 1879; *Limnodrilus spiralis* Eisén, 1879; *Camptodrilus californicus* Eisén, 1879; *Limnodrilus californicus* Eisén, 1879; *Clitellio (Limnodrilus) californicus* Eisén, 1879; *Camptodrilus corallinus* Eisén, 1879; *Clitellio (Limnodrilus) corallinus* Eisén, 1879; *Limnodrilus corallinus* Eisen, 1879; ? *Limnodrilus steigerwaldi* Eisén, 1879; *Limnodrilus dugesi* Rybka, 1898; *Limnodrilus hoffmeisteri* f. *dugesi* Rybka, 1898; *Limnodrilus gotoi* (part) Hatai, 1899; *Limnodrilus lucasi* Benham, 1903; *Limnodrilus vej dovskyanus* Benham, 1903; *Limnodrilus subsalsus* (part) Moore, 1905; *Limnodrilus aurostriatus* Southern, 1909; *Limnodrilus aurantiacus* Friend, 1911; *Limnodrilus hoffmeisteri* var. *tenellulus* Friend, 1912; *Limnodrilus socialis* Stephenson, 1912; *Limnodrilus hoffmeisteri* f. *socialis* Stephenson, 1912; *Limnodrilus parvus* var. *biannulatus* Lastockin, 1927; *Limnodrilus pacificus* Chen, 1940; *Limnodrilus hoffmeisteri* f. *divergens* Marcus, 1942; *Limnodrilus subsalus*, Marcus, 1944; *Limnodrilus parvus*, Du Bois-Reymond Marcus, 1947, Gavrilov & Paz de Tomsic, 1950; *Limnodrilus hoffmeisteri* f. *parva*, Marcus, 1942.

Registro e observação ecológica: A espécie *L. hoffmeisteri* possui hemoglobina, que lhes possibilita suportar baixas concentrações de oxigênio (ESTEVES, 1998), por isso é caracterizada como uma espécie indicadora de ambientes organicamente poluídos (VERDONSCHOT, 1989; PASTERIS *et al.*, 1999; SURIANI *et al.*, 2007; BEHREND *et al.*, 2012; ZHAO; LIU, 2012; ZEYBEK *et al.*, 2018; GORNI *et al.*, 2018).

Esta espécie foi encontrada nos reservatórios de Ponte Nova (PAMPLIN *et al.*, 2005), Lomoeiro (MARCUS, 1943), em São Paulo (MARCUS, 1942; 1943; 1944) em um tanque na Universidade de São Paulo, em um córrego no Jardim Europa e no rio Tietê (MARCUS, 1942); no rio São Lourenço (ROSA *et al.*, 2014); em Bariri (PAMPLIN *et al.*, 2005; SURIANI *et al.*, 2007); em Americana, no rio Atibaia, no reservatório do Salto Grande (DORNFELD *et al.*, 2006; PAMPLIN *et al.*, 2006); e em um córrego em Bocaina (SANCHES *et al.*, 2016). Também foi registrada associada ao sedimento em todos os locais

seguintes, como Parque Estadual Intervales nos córregos de Bocaina, Lageado, Rio das Mortes, Roda d'Água, Três Córregos (ALVES *et al.*, 2008); no município de Araraquara, nos córregos Pinheirinho (ALVES; LUCCA, 2000; ALVES *et al.*, 2006), Água Branca (ALVES *et al.*, 2006) e Santa Clara (ALVES; LUCCA, 2000); em Pirituba (MENDES *et al.*, 1951); em Mogi-Guaçu no lago Diogo (ALVES; STRIXINO, 2000; 2003); em São Carlos no rio Monjolinho (ALVES *et al.*, 2006; FUSARI; FONSECA-GESSNER, 2006); em Ribeirão Preto no lago Monte Alegre (CLETO-FILHO; ARCIFA, 2006); em Campos do Jordão nos córregos Serrote, associada a substrato de áreas erosionais e deposicionais (GORNI; ALVES, 2008b), e Galharada (GORNI; ALVES, 2015), associada a folhiços e sedimentos (GORNI; ALVES, 2012); também registrada nos reservatórios Barra Bonita, Ibitinga, Nova Avanhandava, Três Irmãos e Promissão (SURIANI *et al.*, 2007).

Neste estudo a espécie ocorreu nos reservatórios Itupararanga, Promissão, Ponte Nova, França, Jurumirim, Paraibuna, Paiva Castro, Taiçupeba, Rio Grande; e no reservatório Billings no corpo central, e nos braços do Rio Pequeno e Taquacetuba.

Spirosperma velutina Grube, 1879.

Sinônimos: *Saenuris velutina* Grube, 1879; *Peloscolex velutinus* Grube, 1879; *Peloscolex velutinus velutinus* Grube, 1879; *Embolocephalus velutinus* Grube, 1879; *Spirosperma (Embolocephalus) velutinus* Grube, 1879; *Psammoryctes velutinus* Grube, 1879; *Tubifex velutinus* Grube, 1879; *Tubifex (Peloscolex) velutinus* Grube, 1879; *Tubifex sarnensis* Pierantoni, 1904; *Peloscolex velutinus sarnensis* Pierantoni, 1904; *Peloscolex cernosvitovi* Hrabe, 1958; *Peloscolex fontinalis* Hrabe, 1964.

Registro e observação ecológica: Até o presente não havia registro de ocorrência desta espécie no Brasil, sua ocorrência foi registrada apenas na Venezuela e Europa (CHRISTOFFERSEN, 2007). Neste estudo *S. velutina* ocorreu nos reservatórios Taiçupeba, Rio Grande, Promissão; e no reservatório Billings no corpo central e nos braços do Rio Pequeno e Taquacetuba.

FAMÍLIA OPISTOCYSTIDAE Černosvitov, 1936

Opistocysta funiculus Cordero, 1948. Sinônimos: *Pristina flagellum*, Černosvitov, 1936 (non Leidy, 1880); *Opistocysta flagellum*, Marcus, 1944, Du Bois-Reymond Marcus, 1947 (non Leidy, 1880).

Registro e observação ecológica: Esta espécie foi encontrada em Mogi-Guaçu (ALVES; STRIXINO, 2000; 2003), Luiz Antônio (ALVES; STRIXINO, 2000), nos reservatórios Bariri e Ponte Nova (PAMPLIN *et al.*, 2005), Americana, no rio Atibaia e reservatório de Salto Grande (DORNFELD *et al.*, 2006), rio Paranapanema (CESAR; HENRY, 2017) e Bocaina, no córrego Himalaia (SANCHES *et al.*, 2016). Associada à macrófitas aquáticas do gênero *Egeria* (Hydrocharitaceae) (SANCHES; GORNI, 2014) e; associada ao sedimento nos municípios de Americana, no rio Atibaia e reservatório de Salto Grande (DORNFELD *et al.*, 2006; PAMPLIN *et al.*, 2006), Américo Brasiliense, na represa do Ribeirão das Anhumas (CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2002), Barra Bonita, Ibitinga, Nova Avanhandava, Três Irmãos (SURIANI *et al.*, 2007), São Paulo no lago Diogo (MARCUS, 1942; 1943; 1944).

Neste trabalho ocorreu nos reservatórios Paiva Castro, Santa Branca, França, Rio Grande, Jurumirim, Promissão, Ponte Nova, e Billings corpo central.

4. DISCUSSÃO

Os resultados apresentados acima tornam este inventário de suma importância para o conhecimento da distribuição dos oligoquetos aquáticos, não só para o Estado de São Paulo, mas em todo o território brasileiro. Ademais, com a utilização da metodologia de curvas de acumulação de espécies e os estimadores de riqueza constatou-se que o número amostral dessa pesquisa foi suficiente para obter um resultado confiável, pois o número de espécies identificadas corroborara os estimadores de riqueza.

O número de táxons identificados (total de 28) nesta pesquisa foi superior a outros trabalhos realizados em ambientes lênticos no Brasil, como Suriani *et al.* (2007) que identificaram 17 espécies em São Paulo; no Paraná, Behrend *et al.* (2012) identificaram 25 espécies; Gomes *et al.* (2017) identificaram 12 espécies em Rondônia; e Gorni *et al.* (2018) que identificaram 22 espécies no Mato Grosso. Além disso, as espécies identificadas representaram 36,4% em relação as 77 espécies registradas anteriormente no Estado de São Paulo (GORNI *et al.*, 2015; GIROLI *et al.*, 2018; GIROLI *et al.*, 2019, *no prelo*).

O levantamento de espécies, assim como estudos sistemáticos de oligoquetos são escassos em ambientes brasileiros, provavelmente em decorrência da carência de especialistas na identificação taxonômica destes vermes. Por fim, faz-se necessária a realização de novas pesquisas utilizando a classe Oligochaeta, devido sua importância como bioindicadores da qualidade da água e sedimento associado às características únicas dos ecossistemas continentais brasileiros.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade, Paraná*, v.1, n.1, p. 70-78, 2005.
- ALVES, R. G.; GORNI, G. R. Naididae species (Oligochaeta) associated with submersed aquatic macrophytes in two reservoirs (São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.19, n. 4, p. 407-413, 2007.
- ALVES, R. G.; LUCCA, J. V. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à Bacia do Ribeirão do Ouro – Araraquara (São Paulo-Brasil). *Brazilian Journal of Ecology*, v. 4, n. 1-2, p. 112-117, 2000.
- ALVES, R. G.; MARCHESE, M. R.; ESCARPINATI, S. C. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in lotic environments in the state of São Paulo, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 96, n. 4, p. 431-435. 2006.
- ALVES, R. G.; MARCHESE, M. R.; MARTINS, R. T. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brasil). *Biota Neotropica*, v. 8, n. 1, p. 69-72, 2008.
- ALVES, R. G.; STRIXINO, G. Distribuição espacial de Oligochaeta em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu-SP. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 88, p.173-180, 2000.
- ALVES, R. G.; STRIXINO, G. The sampling of benthic macroinvertebrates using two different methods: waiting trays and an Ekman collector. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.15, n. 3, p. 1-6, 2003.
- 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.
- BRINKHURST, R. O.; JAMIESON, B. G. M. *Aquatic Oligochaeta of the world*. University of Toronto Press, p. 860, 1971.

- BRINKURST, 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. Campinas, v. 8, n. 1, p. 69-72, 2008.
- CESAR, D. A. S.; HENRY, R. Is similar the distribution of Chironomidae (Diptera) and Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in a river and a lateral fluvial area?. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 29. 2017.
- 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. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2016. 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 2016. São Paulo, p. 562, 2015. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>.
- CHRISTOFFERSEN, M. L. A catalogue of aquatic microdrile oligochaetes (Annelida: Clitellata) from South America. *Acta Hydrobiologica Sinica*, v. 31, p. 59-86, 2007.
- CLETO-FILHO, S. E. N.; ARCIFA, M. S. Horizontal distribution and temporal variation of the zoobenthos of a tropical Brazilian lake. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v.18, n.4, p. 407-421, 2006.

- 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.
- CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Spatial and bathymetric distribution macrobenthic fauna of the Ribeirão das Anhumas reservoir (Américo Brasiliense-SP, Brasil). *Acta limnol. bras.*, v. 14, n. 1, p. 35-42, 2002.
- CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; ALVES, R. G. Records of oligochaetes in freshwater sponges, on bryozoans and on colonial hydrozoans from Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.65, n.1, p.187-188, 2005.
- 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.
- DORNFELD, C.B.; ALVES, R.G.; LEITE, M.A.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.18, n.2, p.189-197, 2006.
- DU BOIS-REYMOND MARCUS, E. Notes on fresh-water Oligochaeta from Brazil. *Comunicaciones Zoologicas del Museo de Historia Natural de Montevideo*, v. 1, n. 20, 1944.
- DU BOIS-REYMOND MARCUS, E. Further notes on naidids and tubificids from Brazil. *Com. Zool. del Mus. Montevideo*. 51(3) 1-15. 1949.
- ESTEVEZ, F. A. Fundamentos de limnologia. 2ªed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 602, 1998.
- FUSARI, L. M; FONSECA-GESSNER, A. A. Environmental assessment of two small reservoirs in southeastern Brazil, using macroinvertebrate community metrics. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 18, n.1, p. 89-99, 2006.

- 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 trivandrana* Aiyer, 1926 (Oligochaeta: Naididae), in southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2019, *No prelo*.
- GOMES, D. F.; SANCHES, N. A. O.; SAHM, L. H.; GORNI, G. R. Aquatic Oligochaeta (Annelida: Clitellata) in extractive reserve Lake Cuniã, Western Brazilian Amazon. *Biota Neotropica*, 17(1), 2017.
- GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with *Pomacea bridgesii* (Reeve) (Gastropoda, Ampullaridae). *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, n. 4, p. 1059-1061, 2006.
- GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Naididae (Annelida, Oligochaeta) associated with briophytes in Brotas, State of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.24, n.2, p. 518-519, 2007.
- 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.; ALVES, R. G. Naididae species (Annelida: Oligochaeta) associated with the sponge *Metania spinata* (Carter, 1881) (Porifera: Metaniidae) from a southeastern Brazilian reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 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.; 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.; PEIRÓ, D. F.; SANCHES, N. Aquatic Oligochaeta (Annelida: Clitellata) from State of São Paulo, Brazil: Diversity and Occurrence review. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 15, n. 1, p. 1-8, 2015.
- GORNI, G. R., SANCHES, N. A. D. O., COLOMBO-CORBI, V., & CORBI, J. J. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) in the Juruena River, MT, Brazil: species indicators of substrate types. *Biota Neotropica*, 18(4), 2018.
- HARMAN, Walter J. New species of Oligochaeta (Naididae) with additional distributional records from Oklahoma and Texas. *The Southwestern Naturalist*, p.151-164, 1973.
- 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.
- MARCUS, E. Sobre algumas Tubificidae do Brasil. *Boletim da faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo Zoologia*. v.25, n.6, p.153-228. 1942.
- 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.

- MARTINS, R. T.; ALVES, R. G. Occurrence of Naididae (Annelida: Oligochaeta) from three gastropod species in irrigation fields in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, v. 8, n. 3, 2008.
- MENDES, E. G.; PÉREZ GONZÁLEZ, M. D.; COUTINHO, M. L. On the function of hemoglobine in limnic Oligochaeta. *Bol. Fac. Fil. Ci. Letr. Univ. S. Paulo*. 16: p. 289-301, 1951.
- MORETTO, Y.; SIMÕES, N. R.; 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*, v.49, n.1, p.65-78, 2013.
- PAMPLIN, P. A. Z.; ALMEIDA, T. C. M.; ROCHA, O. Composition and distribution of benthic macroinvertebrados in Americana Reservoir (SP, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* v.18, n.2, p. 121-132. 2006.
- 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*, Campinas, v.5, n.1, p. 63-70, 2005.
- PASTERIS, A.; VECCHI, M.; BONOMI, G. A comparison among different population models for *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède (Oligochaeta, Tubificidae). *Hydrobiologia*, 406, p. 183-189, 1999.
- 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.
- R CORE TEAM. R. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017.

- RAGONHA, F. H.; TAKEDA, A. M. Does richness of Oligochaeta (Annelida) follows a linear distribution with habitat structural heterogeneity in aquatic sediments? *Journal of limnology*, v. 73, n.1, p. 146-156, 2014.
- RIGHI, G. Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil. CNPq/Coordenação Editorial, Brasília, p. 48, 1984.
- ROCHA, O. Águas Doces. In Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil. p. 69, 2003.
- ROSA, B. F. J. V.; MARTINS, R. T.; ALVES, R. G. Distribution of oligochaetes in a stream in the Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, n. 1, p. 1-7, 2015.
- ROSA, B. J. F. V.; RODRIGUES, L. F. T.; OLIVEIRA, G. S.; ALVES, R. G. Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, v. 186, n. 11, p. 7771-7779, 2014.
- 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.
- 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*, v. 17, n. 1, p. 165-173, 2014.
- SANCHES, N. A. O.; SAHM, L. H.; GOMES, D. F. Inventário de Oligochaeta (Annelida: Clitellata) em córregos urbanos de Bocaina-SP, Brasil. *ReBraM*, v. 19, n. 1, p. 14-24, 2016.
- SURIANI, A. L.; FRANÇA, R. S.; PAMPLIN, P. A. Z.; MARCHESE, M.; LUCCA, J. V.; ROCHA, O. Species richness and distribution of oligochaetes in six reservoirs on

Middle and Low Tietê River (SP, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.19, n. 4, p.415-426, 2007.

TAKEDA, A. M.; PEREIRA, M. C. F.; BARBOSA, F. A. R. Zoobenthos survey of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Bull. Biol. Assess. Enginee.* 2000.

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

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*, v.60, n.3, p.527-535, 2000.

VERDONSCHOT, P. F. The role of oligochaetes in the management of waters. In *Aquatic Oligochaete Biology*, p. 213-227, 1989.

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.

ZEYBEK, M.; ŞAHİN, S. K.; YILDIZ, S. The Aquatic Oligochaeta (Annelida) Fauna of the Karasu Stream. *LIMNOFISH* 4(1): p.30-35, 2018.

ZHAO, Y.; LIU, X. Community structure of macrozoobenthos in the littoral zone of the Chaohu lake. *Resour. Environ. Yangtze Basin* 21, p.39-44, 2012.

3. CAPÍTULO II

Assembleia de Oligochaeta aquática (Annelida: Clitellata) como indicadores de um gradiente de enriquecimento orgânico em ambientes lênticos no Estado de São Paulo

1. INTRODUÇÃO

A construção de reservatórios para garantir o abastecimento, produção de alimentos, irrigação, fornecimento de energia, redução de riscos de inundação ou melhorar a navegabilidade (LEHNER *et al.*, 2011; RAN *et al.*, 2018), afeta o fluxo contínuo da água devido a desconexão montante/jusante de um rio, e isto interfere na hidrologia, transporte e retenção de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (WARD; STANFORD, 1983; WISSER *et al.*, 2010), tornando esses corpos d'água mais susceptíveis à contaminação por diversos poluentes (BICUDO *et al.*, 2010).

Atualmente, o causador dominante para a degradação da qualidade das águas de reservatórios é a contribuição de esgoto sem o devido saneamento básico que, nas últimas décadas, foi particularmente decorrente do crescimento demográfico e da urbanização (ROCHA *et al.*, 1997; XUE *et al.*, 2016). Essa condição tem aumentado as concentrações de nutrientes nos corpos d'água, especialmente do fósforo e nitrogênio que são elementos estimuladores da eutrofização (ESTEVES, 1998; VALENTE *et al.*, 2018).

Segundo Esteves (1998), a eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, no qual ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades bióticas e nas condições físicas e químicas do meio, elevando a produtividade dos ecossistemas aquáticos e que pode ser considerada como uma poluição orgânica; funcionando como uma reação em cadeia, cuja característica principal é a quebra de estabilidade do ecossistema.

Muito embora, a avaliação da poluição orgânica é essencial para a gestão de águas superficiais, pois além de implicar em maiores custos no tratamento de afluentes, pode prejudicar o abastecimento público, e a biodiversidade aquática (ESTEVES, 1998; STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000).

O monitoramento de um ecossistema aquático, deve ser baseado tanto em variáveis químicas que quantificam substâncias contaminantes, bem como, em comunidades biológicas

que identificam os efeitos adversos das alterações ocorridas nesses ecossistemas (DORNFELD *et al.*, 2001; 2006; VIVIEN *et al.*, 2014).

Entre os grupos de invertebrados utilizados na avaliação de ecossistemas aquáticos, a assembleia de Oligochaeta pode ser utilizada como um indicador biológico em gradientes de impactos ambientais. De acordo com apontamentos de Suriani *et al.* (2007), Paula (2008), e Behrend (2012), o enriquecimento orgânico causa aumento na abundância, aumento da riqueza e reestruturação da assembleia desses organismos (através do desaparecimento de espécie sensíveis, e aparecimento de espécies tolerantes). Ainda, os oligoquetos são utilizados como bioindicadores de condições ambientais específicas (VERDONSCHOT, 2001; LAFONT *et al.*, 2012), pois refletem o estado e mudança das variáveis ambientais (SCHENKOVÁ; HELEŠIC, 2006; GORNI, 2007), indicando a ocorrência de alterações em gradientes espaciais (PAULA, 2008; BEHREND *et al.* 2012).

Desta maneira, este capítulo tem como objetivo analisar a diversidade e densidade da assembleia de Oligochaeta, visando sobretudo a avaliação da qualidade da água e sedimento em um gradiente de enriquecimento orgânico.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

Para a visualização dos reservatórios estudados ver tópico 2.1 do capítulo I, na página 12, onde estes estão descritos.

2.2 Determinação das variáveis

A determinação das variáveis fósforo total superficial, oxigênio dissolvido de fundo, condutividade elétrica de fundo, e clorofila *a* coletadas na água, assim como as variáveis matéria orgânica, carbono orgânico total, nitrogênio Kjeldahl total, fósforo total e granulometria coletadas no sedimento, foram realizadas e determinadas pela CETESB. A bibliografia e métodos analíticas utilizados para a coleta e determinação das variáveis estão disponíveis no Anexo E do Relatório da Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo (CETESB, 2017).

2.3 Avaliação do Estado Trófico de reservatórios

Os íons fosfatos são os principais responsáveis pela eutrofização, pois constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, por ser exigido em grandes

quantidades pelas células (CETESB, 2017), e também o principal responsável pela produção de Clorofila *a* (LI *et al.*, 2017). Este pigmento fotossintético representa aproximadamente de 1 a 2% do peso seco do material orgânico; por isso, é considerada a principal variável indicadora de estado trófico dos ambientes aquáticos (CETESB, 2017).

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 Toledo *et al.* (1983), para adequá-las aos reservatórios e lagos de ambientes tropicais. Atualmente, a CETESB utiliza o cálculo de IET de Lamparelli (2004), que considera somente clorofila *a* e fósforo total e não utiliza a transparência, como os últimos autores. A transparência pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente de material em suspensão e não apenas pela densidade de organismos fitoplanctônicos, portanto, não é representativo para o estado trófico. A classificação trófica do IET, modificado por Lamparelli (2004), varia de Ultraoligotrófico à Hipereutrófico, conforme mostra a Tabela 1. O IET é composto pelos índices do Estado Trófico para o fósforo – IET (PT), e para a clorofila *a* – IET (CL). Então, o resultado do IET é a média aritmética entre os índices IET (PT) e IET (CL), sendo suas respectivas equações:

$$IET(PT) = 10\left\{6 - \left[1,77 - 0,42 \cdot \left(\frac{\ln PT}{\ln 2}\right)\right]\right\} \quad (1)$$

$$IET(CL) = 10\left\{6 - \left[0,92 - 0,34 \cdot \left(\frac{\ln CL}{\ln 2}\right)\right]\right\} \quad (2)$$

$$IET = \frac{[IET(PT) + IET(CL)]}{2} \quad (3)$$

Onde:

PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água, expressa em µg/L

CL = concentração de clorofila *a* total medida à superfície da água, expressa em µg/L

ln = logaritmo natural.

TABELA 1. Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo o índice de Carlson modificado por Lamparelli (2004).

Classificação do Estado Trófico	
Categoria	Ponderação
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

Fonte: Modificado de Lamparelli, 2004.

2.4 Coleta, identificação e caracterização da Assembleia de Oligochaeta

Idem ao tópico 2.2 do capítulo I, na página 13.

Para a caracterização das assembleias, as métricas utilizadas foram a abundância (IND), riqueza de espécies (S) e índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H').

2.5 Potencial metabólico do sedimento usando a Assembleia de Oligochaeta

O Índice de Oligochaeta para Bioindicação de Lagos (IOBL) foi desenvolvido por Lafont *et al.*, (2012) para avaliar o potencial metabólico de sedimento de lagos e reservatórios. Segundo o mesmo autor, existe uma relação inversa entre a riqueza e densidade de oligoquetos e a quantidade de matéria orgânica no sedimento, ou seja, altos valores de riqueza e diversidade são observados em sedimentos com baixos valores de matéria orgânica e contendo elevado volume de carbonato de cálcio (CaCO₃), desta forma a mineralização da matéria orgânica favorece a assembleia de Oligochaeta em sedimentos de águas profundas. Tal índice é calculado com a seguinte fórmula:

$$IOBL = N_{SP} + 3(\log_{10}(N+1)) \quad (1)$$

Onde N_{SP} é o número de espécies de Oligochaeta, e N é a abundância de indivíduos por 0,1 m².

O índice IOBL é combinado com a porcentagem de espécies sensíveis para estabelecer uma melhor compreensão sobre as condições do reservatório (ver LAFONT *et al.*, 2012); pois muitas condições ecológicas intermediárias podem existir. Por exemplo, um baixo potencial metabólico (IOBL<10) pode conter dominância ou ausência de espécies sensíveis. No

primeiro caso, quando as espécies sensíveis dominam o potencial metabólico baixo, o sedimento possui um estado funcional preservado, no entanto com baixa produtividade; o segundo caso, quando as espécies sensíveis estão ausentes, é um indício de forte poluição (LAFONT *et al.*, 2012). A lista de espécies sensíveis foi baseada em Lafont *et al.* (2012) levando em consideração o nível de gênero.

2.6 Análise de dados

Os valores das variáveis ambientais aferidas foram testados utilizando-se análise de variância multivariada (MANOVA) para identificar possíveis diferenças significativas entre os pontos coletados.

As variáveis ambientais foram logaritimizadas, $\log_{10}(x+1)$, para evitar valores discrepantes. Em seguida, foi aplicado a análise de componentes principais (PCA) (HOTELLING, 1933) utilizando matriz de correlação para encontrar quais variáveis ambientais melhor explicam a variação dos dados. A PCA foi utilizada com a finalidade de explorar a similaridade entre os pontos amostrais para formar grupos (o que trataremos como gradientes de enriquecimento orgânico), com base nas variáveis ambientais mais significativas indicadas pela PCA.

Para identificar a variabilidade granulométrica do substrato dos reservatórios foi aplicada a análise de *Ternary Plot*.

A fim de verificar a sensibilidade das espécies aos diferentes gradientes de enriquecimento orgânico, foi aplicado a Análise de Espécies de Indicadores (IndVal). (DUFRENE; LEGENDRE, 1997) (alfa = 0,05). Esta análise combina a abundância relativa das espécies com a sua frequência relativa de ocorrência nos gradientes amostrados. Esta análise foi feita usando o pacote "indicspecies" (DE CACERES; LEGENDRE, 2009) no software "R" (R CORE TEAM, 2017), com 10.000 permutações.

Para a realização das análises dos dados foram utilizados os softwares Palaeontological Statistics (PAST - versão 1.49) (HAMMER *et al.*, 2001) e software "R" versão 3.1.1 (R CORE TEAM, 2017).

3. RESULTADOS

As médias das variáveis ambientais (profundidade, areia, silte, argila, matéria orgânica, oxigênio dissolvido, fósforo total superficial, fósforo total do sedimento,

condutividade elétrica, clorofila *a*, carbono orgânico total, nitrogênio Kjeldahl total, e índice de estado trófico), bem como o desvio padrão, estão expostas na Tabela 2. As mesmas variáveis foram submetidas a uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA), no qual foi identificado uma diferença significativa entre os pontos ($p < 0,05$), isso significa que os reservatórios são diferentes estatisticamente em relação as variáveis ambientais apresentadas acima.

Os maiores valores das variáveis MO (20,2%), CE (204), P (0,15 mg/L), P_{tot} (5.573 mg/Kg) e CL (93,56 µg/L) e o menor valor de OD (3,1 mg/L) foram registradas no corpo central do reservatório Billings. Já outros reservatórios como SANT e JURU, possuíram valores contrários para as mesmas variáveis.

Quanto ao Índice de Estado Trófico, os maiores valores foram registrados em duas regiões do reservatório Billings. Tanto no corpo central (72,9) quanto no braço do Taquacetuba (70,8) foram classificados como Hipereutrófico, seguido pelos reservatórios Rio Grande (65,6) e PEBA (63,4) que foram classificados como Supereutrófico. No entanto, todos os outros reservatórios apresentaram um grau de enriquecimento de nutrientes, visto que a menor classe de IET registrado foi Mesotrófico. Nenhum dos reservatórios apresentou a classificação de Ultraoligotrófico ou Oligotrófico, conforme mostra a tabela 2.

Na análise de componentes principais (PCA) identificou-se as principais variáveis ambientais que diferenciam os reservatórios estudados. Os dois primeiros eixos explicaram 63,1% de correlação dos dados. O eixo 1, o qual foi responsável por 40,8% da correlação, teve as variáveis COT (0,53), IET (0,47) e NKj (0,45) correlacionadas positivamente. No eixo dois, responsável por 22,3% da correlação, estão positivamente ligadas as variáveis CE (0,50) e P_{tot} (0,36) (Tabela 3).

A correlação das variáveis ambientais (acima) identificada na PCA, permitiu agrupar os reservatórios em três clados. Os clados foram enumerados em GI, GII e GIII que correspondem a um gradiente de enriquecimento orgânico, sendo que o grupo GI tem o menor enriquecimento orgânico, o GII intermediário e o GIII o maior enriquecimento orgânico. O Gráfico 1 mostra a divisão dos grupos representando o gradiente de enriquecimento orgânico através da correlação identificada entre as variáveis ambientais dos pontos amostrais.

TABELA 2. Variáveis ambientais dos reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2014 a 2016. **BILL** (corpo central) - Billings, **SOIT** – Itupararanga, **TIPR** – Promissão, **NOVA** - Ponte Nova, **SANT** - Santa Branca, **CAFR** – França, **JURU** – Jurumirim, **GRAM** – Graminha, **BIRP** - Billings (Rio pequeno), **JQJU** - Paiva Castro, **BITQ** - Billings (Taquacetuba), **PEBA** – Taiapuêba, **RGDE** - Rio grande. **Prof.** – Profundidade (m), **MO** – Matéria orgânica do sedimento (%), **OD** – Oxigênio dissolvido de fundo (mg/L), **P** – Fósforo total superficial (mg/L), **COT** – Carbono orgânico total do sedimento (%), **NKj** - Nitrogênio Kjeldahl total do sedimento (mg/g), **Ptot** - Fósforo total do sedimento (mg/Kg), **CE** – Condutividade elétrica de fundo, **C** – Clorofila *a* (µg/L), **IET** – Índice de Estado Trófico, e – Variável ambiental não aferida.

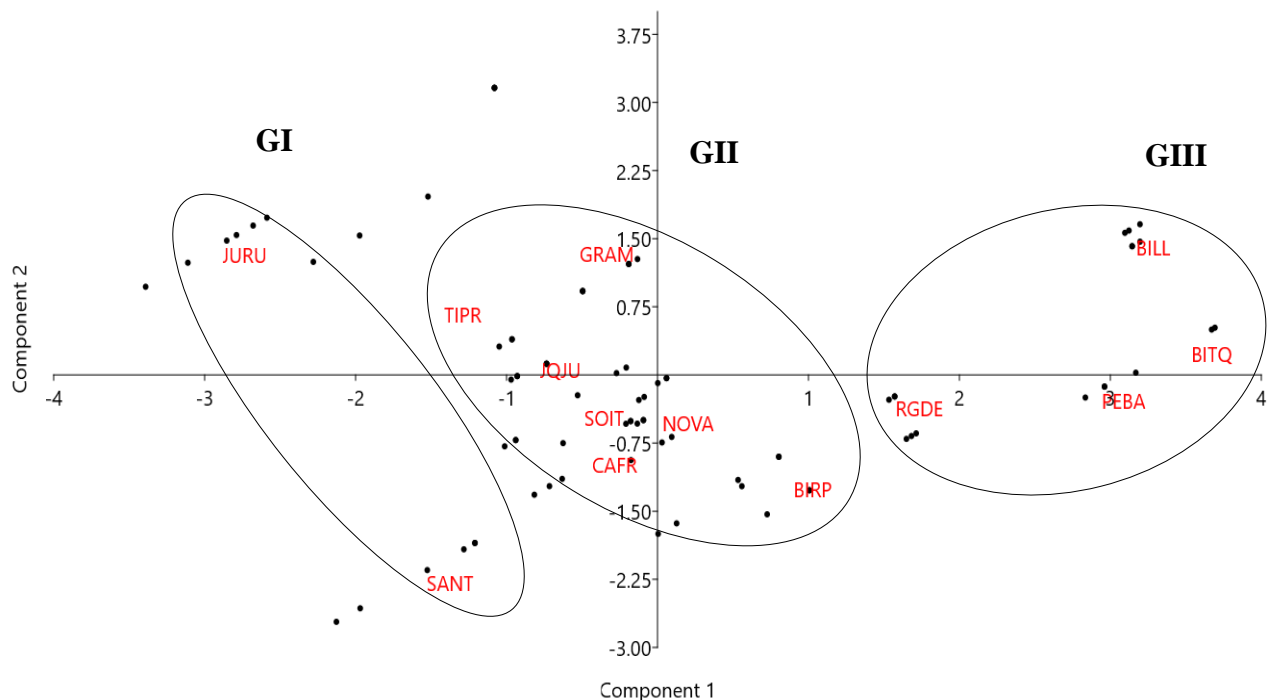
Ponto	PROF	AREIA	SILTE	ARGILA	MO	OD	P	COT	NKj	Ptot	CE	CL	IET (CLASSES)
BILL	9,2 (4,2)	11,7 (7,6)	27,8 (5,7)	60,53 (13,2)	20,2 (1,6)	3,1 (0,4)	0,15 (0)	5,36 (0)	6979 (0)	5573 (0)	204 (2,8)	93,56 (0)	72,9 Hipereutrófico
BIRP	6,5 (2,1)	42,8 (35,4)	24,9 (10,1)	32,2 (28,4)	9,9 (6,2)	7,7 (0,3)	0,02 (0)	4,16 (0)	4139 (0)	389,5 (0)	84,8 (19,4)	14,3 (7,7)	62,1 Eutrófico
TIPR	14,1 (10,3)	37,7 (30,1)	23,9 (9,7)	38,4 (20,9)	10,3 (4,7)	4,1 (5,3)	<0,02 (0)	1,76 (0)	1824 (0)	519 (0)	203,5 (14,8)	2,14 (0)	56,0 Mesotrófico
NOVA	8,5 (4,1)	35,1 (24,1)	26,6 (12,5)	38,4 (12,5)	16,2 (3,4)	4,9 (1,8)	0,01 (0)	3,66 (0)	4502 (0)	681 (0)	32 (9,9)	1,34 (0)	54,2 Mesotrófico
SANT	19,5 (17,0)	36,6 (34,8)	19,9 (3,8)	43,5 (33,9)	9,3 (5,9)	6,8 (0)	0,01 (0)	1,82 (0)	2600 (0)	740 (0)	-	<0,01 (0)	56,3 Mesotrófico
CAFR	8,9 (5,0)	28,8 (27,7)	15,1 (5,9)	56,1 (31,7)	10,8 (6,4)	8,6 (1,1)	0,01 (0)	2,64 (0)	2960 (0)	978 (0)	26,5 (0,7)	1,92 (0)	55,1 Mesotrófico
JURU	16,9 (12,7)	42,4 (30,6)	14,4 (7,8)	43,1 (26,1)	7,2 (3,7)	6,8 (0)	0,01 (0)	1,3 (0)	866 (0)	476 (0)	136 (0)	1,13 (0)	53,8 Mesotrófico
GRAM	23,3 (15,6)	15,3 (22,3)	13,2 (3,7)	71,5 (22,5)	14,3 (6,1)	4,2 (4,1)	0,04 (0,04)	3,18 (0)	1340,33 (0)	1479 (0)	62,3 (15,6)	2,05 (0,16)	59,6 Mesotrófico
JQJU	10,0 (5,5)	14,1 (15,0)	24,0 (18,4)	61,9 (31,9)	10,1 (4,1)	4,1 (3,1)	0,015 (0,01)	2,3 (0)	2481,5 (0)	868 (0)	61 (22,9)	2,11 (0,03)	56,4 Mesotrófico
PEBA	9,4 (0,3)	8,1 (4,9)	23,8 (1,3)	68,1 (5,6)	19,3 (3,5)	7,0 (0)	0,08 (0)	10,3 (0)	6910 (0)	978 (0)	171 (0)	87,32 (0)	63,4 Supereutrófico
RGDE	2,6 (0,7)	17,5 (3,1)	35,9 (1,8)	46,6 (4,9)	13,7 (0,6)	10,3 (0)	0,06 (0)	4,1 (0)	2583 (0)	1328 (0)	91 (0)	14,97 (0)	65,6 Supereutrófico
BITQ	9,4 (0,1)	8,1 (2,7)	23,8 (1,0)	68,1 (2,3)	19,3 (9,0)	7,0 (0)	0,08 (0)	8,7 (0)	7467 (0)	2516 (0)	171 (0)	87,32 (0)	70,8 Hipereutrófico
SOIT	8,8 (5,8)	11,0 (9,7)	26,3 (4,2)	62,7 (12,7)	12 (3,6)	7,3 (1,1)	0,03 (0)	1,86 (0)	2534 (0)	598 (0)	86 (0)	0 (0)	62,9 Eutrófico

Fonte: Elaborado pelo Autor, adaptado do Relatório da Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo (CETESB, 2015, 2016 e 2017).

TABELA 3. Scores da Análise de Componentes Principais (PCA) para as variáveis ambientais dos reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2014 a 2016. **OD** – Oxigênio dissolvido (mg/L), **CE** – Condutividade elétrica, **IET** – Índice de Estado Trófico, **Pot** – Fósforo total do sedimento, **MO** – Matéria orgânica, **COT** – Carbono orgânico total, **NKj** – Nitrogênio Kjeldahl.

	Componentes						
	1	2	3	4	5	6	7
MO	0,31	0,30	-0,49	0,74	0,15	0,03	-0,09
OD	0,24	-0,65	0,01	0,13	0,29	0,53	0,36
CE	0,19	0,50	0,63	0,18	-0,20	0,46	0,18
COT	0,53	0,04	0,00	-0,11	-0,12	-0,52	0,65
NKj	0,45	-0,32	-0,04	0,00	-0,71	0,08	-0,42
Ptot	0,33	0,36	-0,43	-0,62	0,15	0,40	-0,04
IET	0,47	-0,05	0,41	-0,06	0,56	0,25	-0,48

GRÁFICO 1. Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais dos reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2014 a 2016. **BILL** – Billings (corpo central), **SOIT** – Itupararanga, **TIPR** – Promissão, **NOVA** - Ponte Nova, **SANT** - Santa Branca, **CAFR** – França, **JURU** – Jurumirim, **GRAM** – Graminha, **BIRP** - Billings (Rio pequeno), **JQJU** - Paiva Castro, **BITQ** - Billings (Taquacetuba), **PEBA** – Taiapuêba, **RGDE** - Rio grande.



O gradiente de enriquecimento orgânico evidenciado pela análise PCA arranhou os reservatórios nos seguintes grupos: Gradiente 1 (GI), considerado o gradiente com menor enriquecimento orgânico, foi formado por 12 amostras realizadas nos reservatórios SANT e JURU. O reservatório SANT caracterizou-se neste gradiente por apresentar correlação negativa às variáveis COT, IET, NKj, CE e Ptot, já o reservatório JURU apresentou correlação negativa às variáveis COT, IET, NKj, no entanto possuiu correlação positiva às variáveis CE e Ptot. O Gradiente 2 (GII) foi formado por 57 amostras realizadas nos reservatórios GRAM, JQJU, SOIT, CAFR, NOVA, BIRP e TIPR, os quais foram caracterizadas por apresentarem correlação negativa às variáveis COT, IET e NKj e correlação positiva às variáveis CE e Ptot; exceto NOVA e BIRP que apresentaram correlação positiva as variáveis anteriores. O Gradiente 3 (GIII) foi formado por 15 réplicas pertencentes aos reservatórios BILL, PEBA, RGDE e BITQ, pois apresentaram correlação positiva com todas as variáveis acima, indicando que este gradiente possui o maior enriquecimento orgânico.

O resultado da análise do *Ternary Plot* permitiu caracterizar a variabilidade granulométrica do substrato de cada reservatório, assim classificando-os conforme o conteúdo de areia, silte e argila. O Gráfico 2 mostra a razão entre os três componentes, identificando os reservatórios GRAM e BITQ com dominância de argila, já os reservatórios BIRP, TIPR e NOVA (GII) posicionaram-se ao centro do gráfico, pois apresentam valores equilibrados de granulometria. Em relação ao gradiente, os reservatórios do GIII apresentaram-se com maiores valores de Argila.

Com relação a assembleia de Oligochaeta, foram identificados um total de 6.765 indivíduos representados por 2 famílias, Opistocystidae e Naididae, distribuídas em 28 espécies, conforme mostra a Tabela 4.

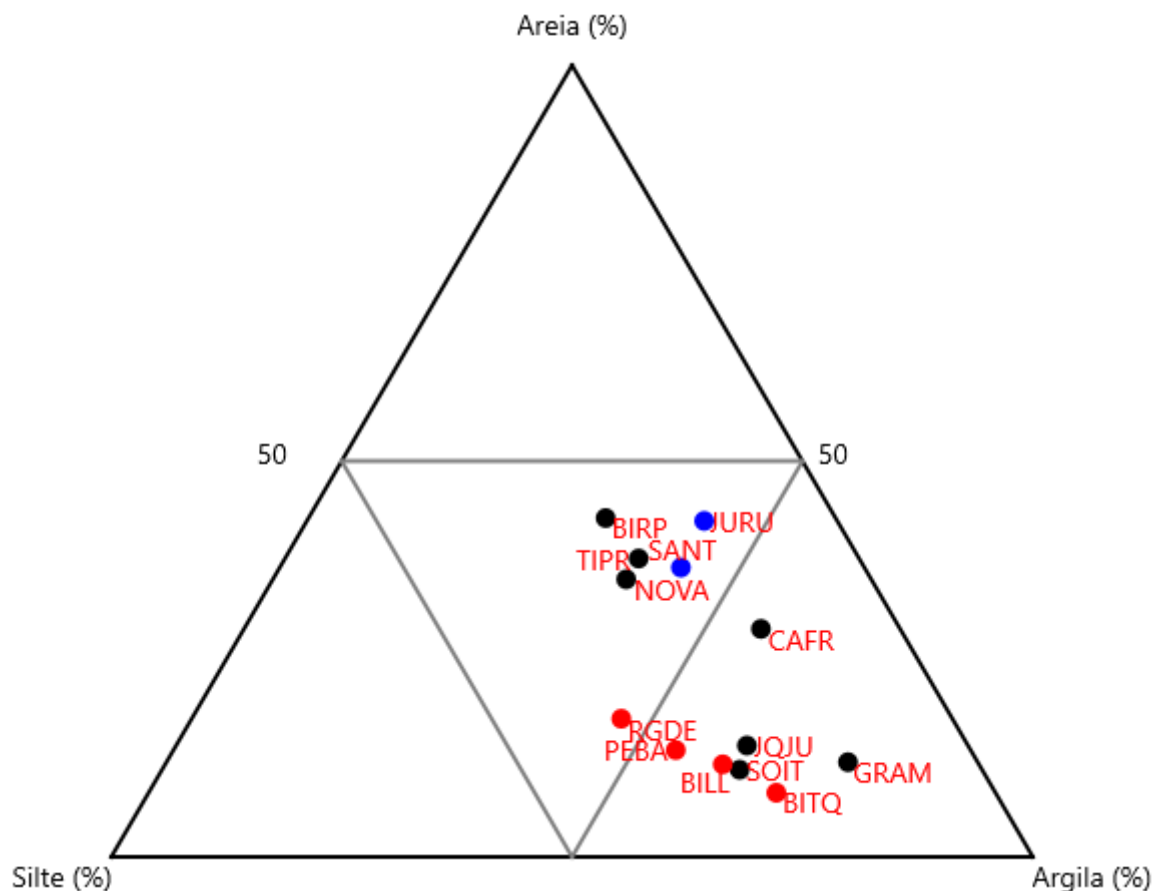
A família Opistocystidae foi representada por apenas uma espécie, *Opistocysta funiculus*, correspondendo a 8,92% da abundância total de organismos identificadas.

A família Naididae foi representada pelas subfamílias Naidinae, Pristininae, Rhyacodrilinae e Tubificinae, correspondendo a 96% das espécies identificadas (n=27). Dentre os naidideos, a subfamília Naidinae que representou 12,24% da abundância total foi composta pelos gêneros *Aulophorus*, *Chaetogaster*, *Dero*, *Nais*, *Slavina* e *Stephensoniana*.

A subfamília Pristininae foi representada pelo seu único gênero (*Pristina*), no qual 10,75% dos organismos identificados fazem parte desta subfamília. A subfamília Rhyacodrilinae foi representada pelos táxons, *Bothrioneurum sp.* e *Branchiura sowerbyi*, correspondendo a 14,26% dos organismos identificados. Por fim, a subfamília Tubificinae foi

representada pelos gêneros *Aulodrilus*, *Limnodrilus* e *Spirosperma* compuseram 53,82% da abundância total.

GRÁFICO 2. Composição de areia, silte e argila do sedimento dos reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2014 a 2016. **BILL** - Billings, **SOIT** – Itupararanga, **TIPR** – Promissão, **NOVA** - Ponte Nova, **SANT** - Santa Branca, **CAFR** – França, **JURU** – Jurumirim, **GRAM** – Graminha, **BIRP** - Billings (Rio pequeno), **JQJU** - Paiva Castro, **BITQ** - Billings (Taquacetuba), **PEBA** – Taiaçupeba, **RGDE** - Rio grande, **Azul** – GI, **Preto** – GII, e **Vermelho** – GIII.



Fonte: Elaborado pelo Autor, adaptado do Relatório da Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo (CETESB, 2015, 2016 e 2017).

As espécies que ocorreram com maior abundância foram *Aulodrilus pigueti* e *Bothrioneurum sp.*, 40,38% e 13,75% respectivamente. A ocorrência das duas espécies juntas somam 54,13% do total de organismos identificados neste estudo, mostrando clara dominância em relação a outros táxons.

TABELA 4. Densidades de Oligochaeta (ind/m²) identificadas nos reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2014 a 2016. **BILL** - Billings, **SOIT** – Itupararanga, **TIPR** – Promissão, **NOVA** - Ponte Nova, **SANT** - Santa Branca, **CAFR** – França, **JURU** – Jurumirim, **GRAM** – Graminha, **BIRP** - Billings (Rio pequeno), **JQJU** - Paiva Castro, **BITQ** - Billings (Taquacetuba), **PEBA** – Taiaçupeba, **RGDE** - Rio grande.

Gradiente	IND/M ²													
	GI		GII							GIII				
	Espécies	SANT	JURU	SOIT	JQJU	CAFR	GRAM	TIPR	NOVA	BIRP	BITQ	PEBA	BILL	RGDE
Família Opistocystidae														
<i>Opistocysta funiculus</i>	590	167		42	334			2095	169				10036	12155
Família Naididae														
Subfamília Naidinae														
<i>Aulophorus borelli</i>								1044					84	
<i>Aulophorus costatus</i>		127		169			1645							
<i>Aulophorus furcatus</i>							42						464	
<i>Chaetogaster diaphanus</i>						125	380							1963
<i>Dero digitata</i>							42	84					84	
<i>Dero evelinae</i>								1765					1138	
<i>Dero multibranchiata</i>											42			
<i>Dero righii</i>				1476	970		125		295	1096		1253		2130
<i>Dero sawayai</i>				84	42		3247	716		42				209
<i>Nais communis</i>				675	84			295					84	292
<i>Nais magnaseta</i>								84						
<i>Nais pardalis</i>					42								253	
<i>Nais schubarti</i>				211	337	42			42					
<i>Nais variabilis</i>				84	127		42	295	42	127			42	
<i>Slavina evelinae</i>	464				337									
<i>Stephensoniana trivandrana</i>	590	42		3078				3623		548				
Subfamília Pristininae														
<i>Pristina longidentata</i>	84	168			590	127	209							
<i>Pristina longisoma</i>								42					84	84
<i>Pristina osborni</i>	1382	6054		3078				1629	84				127	376
<i>Pristina probocidea</i>				42					84					
<i>Pristina rósea</i>				886	2109	211							506	
<i>Pristina synclites</i>		627		422	84	717	253	2404	42	548	42		7289	
Subfamília Rhyacodrilinae														
<i>Bothrioneurum sp</i>	295	211		84	1518	668		4873	3405	8646	167	2423	8012	9106
<i>Branchiura sowerbyi</i>	84			127	211			545	211	211		42		42
Subfamília Tubificinae														
<i>Aulodrilus pigueti</i>	7714	501		337	2151	251	1295	35754	506	42			56002	11529
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		84		169	886	798		3063	1180	3944	84	919	16530	6474
<i>Spirosperma velutina</i>								42		923	42	418	295	2757

As métricas utilizadas para caracterizar a estrutura das assembleias apresentadas na Tabela 5, mostram que o GI possuiu os menores valores para o índice de diversidade de Shannon-Wiener e abundância (0,6 e 19.184, respectivamente). O GII apresentou o maior valor de riqueza taxonômica (n=27), a segunda maior abundância (111.545) e o menor IOBL médio (8,1). O GIII possuiu os maiores valores para todas as métricas IND (153.579), H' (0,9), IOBL (11,5), e riqueza taxonômica média (5,1).

TABELA 5. Métricas ecológicas dos reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2014 a 2016. *S* – Riqueza de espécies; *IND* – Indivíduos por m²; *I-D* – Diversidade de Simpson; *H'* – Diversidade de Shannon-Wiener; e *IOBL* - Índice de Oligochaeta para Bioindicação de Lagos, *BILL* - Billings, *SOIT* – Itupararanga, *TIPR* – Promissão, *NOVA* - Ponte Nova, *SANT* - Santa Branca, *CAFR* – França, *JURU* – Jurumirim, *GRAM* – Graminha, *BIRP* - Billings (Rio pequeno), *JQJU* - Paiva Castro, *BITQ* - Billings (Taquacetuba), *PEBA* – Taiapuêba, *RGDE* - Rio grande, *GI* – Gradiente 1, *GII* – Gradiente 2, *GIII* – Gradiente 3, e *GIV* – Gradiente 4.

GRADIENTE	GI		GII							GIII			
	PONTO	SANT JURU	CAFR	GRAM	TIPR	NOVA	BIRP	SOIT	JQJU	BITQ	PEBA	BILL	RGDE
<i>S</i>	3,25 (1,7)									5,1 (4,1)			
<i>IND</i>	19.184									153.579			
<i>H'</i>	0,6 (0,4)									0,9 (0,6)			
<i>IOBL</i>	8,9 (3,6)									11,5 (7,4)			

As médias e erro padrão das métricas biológicas IOBL, S, IND e H' foram posicionadas de acordo com o gradiente de enriquecimento orgânico, conforme mostra o Gráfico 3. Com exceção do IOBL, todas as métricas biológicas (S, IND e H') se comportam de modo similar em relação ao gradiente, ou seja, as métricas cresceram, tanto em médias quanto em erro padrão, na direção do gradiente de baixo para alto enriquecimento orgânico.

A riqueza de espécies e abundância foram favorecidas pelo alto enriquecimento orgânico. Estas métricas são utilizadas na composição dos índices de diversidade de Shannon-Wiener e IOBL, por isso, ambos índices refletiram comportamento similar às métricas S e IND.

O índice H' mostra menor valor médio no GI sugerindo menor diversidade, portanto maior desequilíbrio ecológico. Da mesma maneira ocorre quando comparado o IOBL com a porcentagem de espécies sensíveis no mesmo gradiente. Como mostra o Gráfico 4, o GI apresenta-se como o gradiente com menor qualidade ecológica e potencial metabólico intermediário (9,1% de espécies sensíveis e 8,9 de IOBL), porém, deve ser levado em

consideração que o n amostral do GI foi baixo em relação aos outros gradientes, talvez por isso houve baixo número de espécies sensíveis. No GII foram registradas 27 espécies e para o cálculo do índice IOBL a riqueza taxonômica é o principal fator, no entanto, este gradiente apresentou o menor IOBL (8,1) decorrente de ter sido utilizado a média de um alto n amostral com várias amostras de baixo IOBL. Ainda, o GII apresenta a melhor qualidade ecológica, pois apesar de obter maior porcentagem de espécies sensíveis (29,6%), possui menor potencial metabólico (8,1).

Gráfico 3. Média e erro padrão das métricas biológicas dos reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2014 a 2016. **IOBL** - Índice de Oligochaeta para Bioindicação de Lagos, **S** - Riqueza de espécies, **IND** - Abundância total, e **H'** - Diversidade de Shannon-Wiener, **GI** - Gradiente 1, **GII** - Gradiente 2, **GIII** - Gradiente 3, e **GIV** - Gradiente 4.

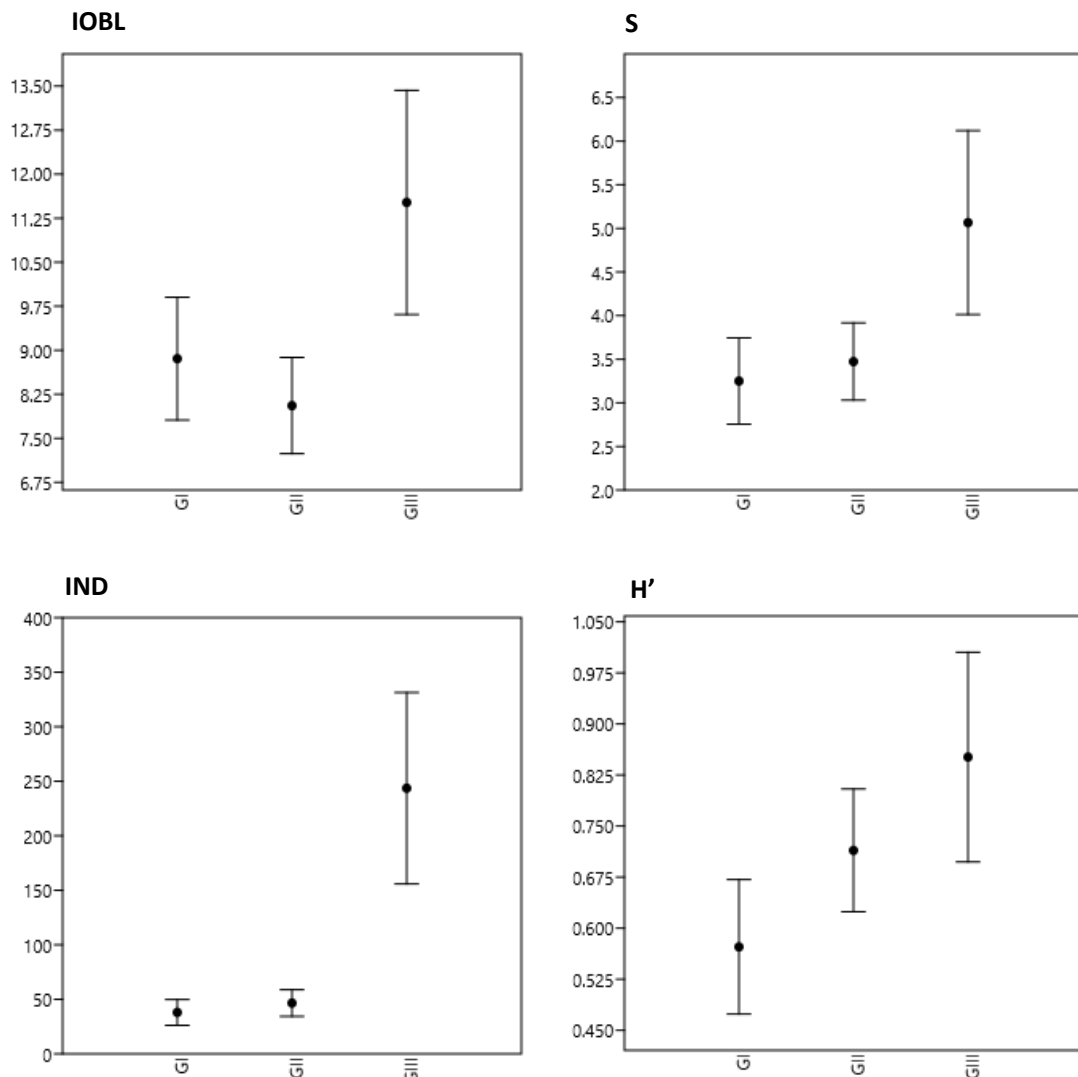
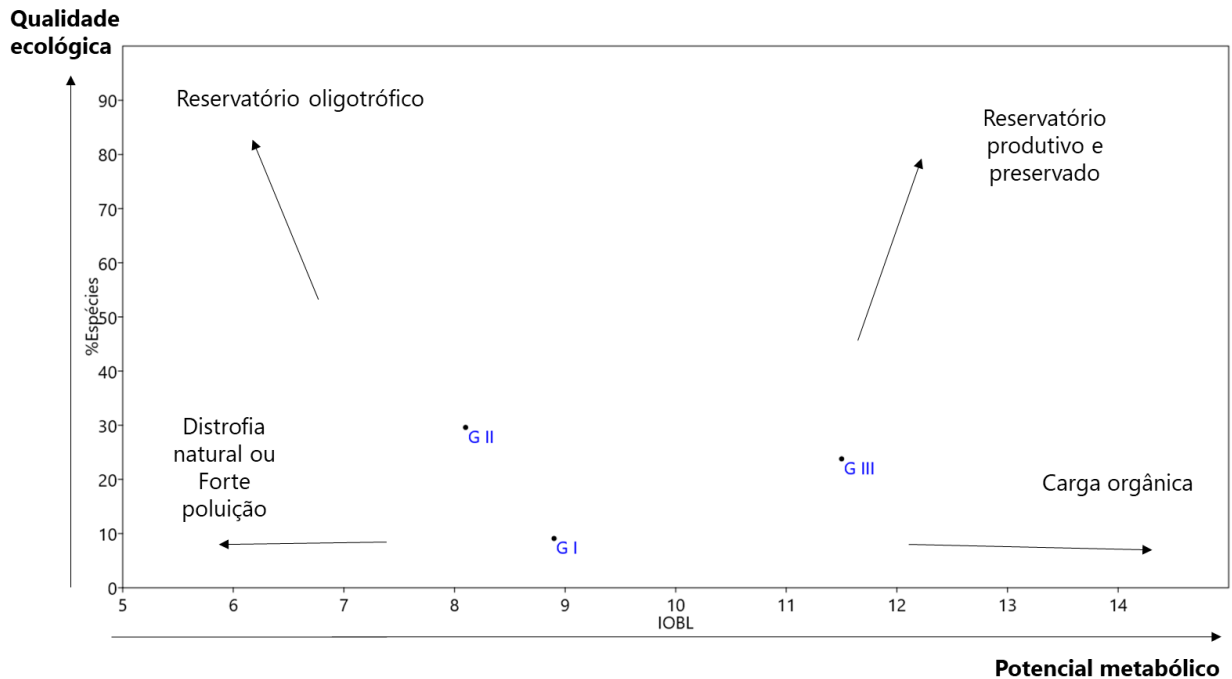


GRÁFICO 4. Representação das condições do sedimento amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2014 a 2016. **IOBL** - Índice de Oligochaeta para Bioindicação de Lagos, **GI** – Gradiente 1, **GII** – Gradiente 2, e **GIII** – Gradiente 3.



Com base nos padrões de distribuição de espécies e preferência pelos gradientes de enriquecimento orgânico (IndVal) dos reservatórios, identificou-se que as espécies *Pristina osborni* e *Slavina evelinae* foram associadas ao GI, portanto, podem ser consideradas como sensíveis a ambientes enriquecidos organicamente. *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Spirosperma velutina*, *Bothrioneurum sp.*, *Opistocysta funiculus*, e *Aulophorus furcatus* estiveram associadas ao gradiente GIII. Esta condição mostra que as cinco últimas espécies citadas demonstram capacidade de tolerar ambientes com elevado enriquecimento orgânico e/ou algum grau de degradação ambiental (Tabela 6).

TABELA 6. Espécies Indicadoras de gradientes de enriquecimento orgânico em reservatórios amostrados pela Rede de Monitoramento da Qualidade de Sedimentos do Estado de São Paulo, realizado pela CETESB no período de 2014 a 2016. **GI** – Gradiente 1, **GIII** – Gradiente 3. Valor de espécies indicadoras obtido por 10.000 permutações (usando o método de Monte Carlo).

Espécies	Gradiente	IndVal	P
<i>Pristina osborni</i>	GI	0,79	0,0001
<i>Slavina evelinae</i>	GI	0,47	0,0081
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	GIII	0,81	0,0014
<i>Spirosperma velutina</i>	GIII	0,71	0,0002
<i>Bothrioneurum sp.</i>	GIII	0,68	0,0492
<i>Opistocysta funiculus</i>	GIII	0,61	0,0208
<i>Aulophorus furcatus</i>	GIII	0,44	0,0121

4. DISCUSSÃO

Segundo Esteves (1998) e Da Cunha-Santino *et al.* (2008), uma vez que o solo argiloso retém a matéria orgânica, ocorre a ação principalmente de bactérias e fungos que a decompõem até sais minerais, reduzindo os níveis de oxigênio dissolvido e aumentando a condutividade elétrica da coluna da água. Ainda, ambientes enriquecidos organicamente e com baixa concentração de OD, liberam íons fosfatos mais facilmente para a coluna d'água decorrente da reduzida camada de oxidação do sedimento, responsável pela retenção desses íons (ESTEVES, 1998). Por sua vez, a entrada de esgoto doméstico, notadamente de regiões industrializadas e com elevada densidade populacional é a principal fonte de fósforo e nitrogênio, que são os principais responsáveis pela produtividade e eutrofização de águas continentais (ROCHA *et al.*, 1997; ESTEVES, 1998; XUE *et al.*, 2016; VALENTE *et al.*, 2018).

Todas estas características foram observadas nos pontos corpo central e braço do Taquacetuba do reservatório Billings. Estes pontos possuíram os maiores valores para todas as variáveis apresentadas acima (Argila, MO, CE, P, Ptot, NKj), exceto OD em BILL que apresentou o menor valor. Além de sua proximidade à região metropolitana da município de São Paulo, está inserido na UGRHI 6, no qual a industrialização é atividade predominante.

Em consequência desses valores, esses pontos foram agrupados no gradiente 3, por apresentar maior enriquecimento orgânico. Contrariamente, os pontos SANT e JURU possuíram baixas concentrações destas mesmas variáveis, assim compondo o gradiente 1.

Quanto a assembleia de Oligochaeta, foi observado um padrão similar entre as métricas, crescendo conforme o gradiente de enriquecimento orgânico, com exceção do IOBL no GII. Contudo, esse resultado demonstra que ambientes organicamente poluídos modificam a estrutura e composição da assembleia de Oligochaeta. Tal informação é confirmada por trabalhos anteriores, onde elevadas densidades de oligoquetos ocorreram em ambientes altamente poluídos (CHAPMAN *et al.*, 1980; ROSENBERG; RESH, 1993; REYNOLDSON; RODRIGUEZ, 1999; COLLADO; SCHMELZ 2001; SURIANI *et al.*, 2007; BEHREND *et al.*, 2012). Outros trabalhos também mostraram que ambientes enriquecidos organicamente desestruturam a comunidade de macroinvertebrados favorecendo alguns grupos taxonômicos, especialmente os oligoquetos (ZINCHENKO, 1992; PAMPLIN, 2004; RODRIGUES, 2003).

Levando em consideração o índice de diversidade de Shannon-Wiener, nota-se que as réplicas do GIII obtiveram os maiores valores, sugerindo maior equilíbrio ecológico, contrariamente o GI com os menores valores. Outros trabalhos, de modo similar, mostram que ambientes mais impactados favorecem a diversidade (BEHREND *et al.*, 2012; LAFONT *et al.*, 2012) e densidade dos oligoquetos (COLLADO; SCHMELZ, 2001; SURIANI *et al.*, 2007; LIN; YO, 2008), derivando em maiores valores no índice.

O índice de Shannon-Wiener assume que os indivíduos são coletados aleatoriamente de uma grande e infinita população em que todas as espécies estão representadas na amostra (MAGURRAM, 1988). Segundo Dias (2004), uma das críticas que se tem a este índice é o fato de que o cálculo baseado na abundância relativa não dá nenhuma resposta ecológica plausível. No entanto, a abundância relativa de determinadas espécies podem estar indicando alguma condição ambiental específica.

A identificação de assembleias da Classe Oligochaeta em nível de espécies permite obter mais informações sobre o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, como, a distribuição das abundancias das famílias e subfamílias, espécies dominantes, e espécies indicadoras de habitats específicos podem ser mais informativo do que considerar a diversidade da assembleia como um todo (VERDONSHOT; 2001; SÄRKKÄ, 1972; BEHREND *et al.*, 2012; GORNI *et al.*, 2018).

Em particular, a subfamília Tubificinae é geralmente encontrada em ambientes eutrofizados (DORNFELD, 2002; PAMPLIN, 2004; SURIANI *et al.*, 2007) com fluxo lento, acúmulo de matéria orgânica (ALVES *et al.*, 2008; GORNI; ALVES, 2012), e baixos níveis de oxigênio ou até mesmo em condições de anoxia (LAFONT, 1984; BEHREND *et al.*, 2012). Sobretudo, esses fatores são importantes para a distribuição e abundância de

oligoquetos (MARTINEZ-ANSEMIL; COLLADO, 1996; VERDONSCHOT, 1999; ALVES *et al.*, 2008), pois são considerados indicadores de habitats específicos (VERDONSCHOT, 2001). Por isso, ambientes enriquecidos organicamente e com reduzidos níveis de OD, como no corpo central do reservatório Billings, podem ter favorecido o desenvolvimento de espécies dominantes, como *Aulodrilus pigueti* (55,4%) e *Limnodrilus hoffmeisteri* (16,4%), ambos representantes da subfamília Tubificinae, e *Bothrioneurum sp.* (7,9%) pertencente a subfamília Rhyacodrilinae. Geralmente, as espécies a cima citadas são encontradas em sedimentos com matéria orgânica abundante (MARCHESE, 1987; MONTANHOLI-MARTINS; TAKEDA, 1998; BEHREND *et al.*, 2009; LAFONT *et al.*, 2012). Resultados similares foram obtidos por Alves *et al.* (2006), Dornfeld *et al.* (2006), Suriani *et al.* (2007), Martins *et al.* (2008), e Behrend *et al.* (2012), onde altas abundâncias das subfamílias Tubificinae e Rhyacodrilinae mostraram-se associados ao enriquecimento orgânico.

Cortelezzi *et al.* (2011), em um estudo sobre um gradiente de impacto ambiental, observaram que a espécie *A. pigueti* diminuiu em abundância com o aumento do impacto; da mesma maneira, como apontado por Milbrink (1980) esta espécie não ocorre em habitats com condições severas de poluição. No presente estudo, opostamente, a mesma espécie manifestou aumento em seus níveis de abundância conforme o gradiente de enriquecimento orgânico, no GI representou 2,6%, aumentando no GII para 36,2% e no GIII atingiu 44% da abundância total. Outros autores como Prygiel *et al.*, (2000), Ragonha *et al.* (2013) e Sales *et al.* (2014), suportam que *A. pigueti* atinge altas densidades em ambientes com grande aporte de matéria orgânica.

Ademais, as espécies *A. pigueti*, *L. hoffmeisteri*, e *Bothrioneurum sp.* compuseram 79,7% da assembleia no corpo central do reservatório Billings. Da mesma maneira, outras pesquisas (ROSENBERG; RESH, 1993; POPP; HOAGLAND, 1995; SURIANI *et al.*, 2007) apontam que quando uma ou poucas espécies apresentam altas porcentagens de indivíduos na comunidade ou assembleia, pode ser sinal de um ambiente com elevado nível de eutrofização ou organicamente enriquecido. Os nossos dados corroboram tal afirmação, pois os reservatórios do GIII (alto enriquecimento orgânico) foram classificados segundo o IET como Hipereutrófico (BILL e BITQ) e Supereutrófico (PEBA e RGDE).

Em outros estudos, *Bothrioneurum sp.* e, principalmente, *L. hoffmeisteri* já foram apontadas como espécies tolerantes a ambientes poluídos (VERDONSCHOT, 1989; PASTERIS *et al.*, 1999; MARCHESE; EZCURRA DE DRAGO 1999; SURIANI *et al.*, 2007; LIN; YO, 2008; BEHREND *et al.*, 2012; LAFONT *et al.*, 2012; ZHAO; LIU, 2012; ZEYBEK *et al.*, 2018; GORNI *et al.*, 2018). Os resultados desta pesquisa corroboram com os

autores citados, pois na análise IndVal estas espécies estiveram associadas ao gradiente GIII, o qual representa ambientes com maior enriquecimento orgânico.

A alta riqueza de espécies e abundâncias médias registradas nas amostras do GIII, podem ser explicadas pela disponibilidade de recursos alimentares presentes nos reservatórios. O estado trófico elevado pode ter desencadeado uma série de micro habitats para os oligoquetos, como macrófitas superficiais e sedimento enriquecido organicamente. Para Naidinae, os microrganismos associados às macrófitas aquáticas, como algas epifíticas, bactérias e protozoários, são importantes fontes de alimento (BRINKHURST; JAMIESON, 1971; ALVES; GORNI, 2007; TIMM; MARTIN, 2015); já os tubificíneos atingem altas abundâncias nos estratos superficiais do sedimento com elevada concentração de COT, N e MO (BRINKHURST; JAMIESON, 1971). Lin e Yo (2008), estudando o efeito da poluição orgânica sobre a distribuição dos oligoquetos encontraram os maiores valores para riqueza de espécies, abundância e diversidade de Shannon-Wiener nos pontos com maior enriquecimento orgânico. Vários outros autores apontam que altos números do total de Oligochaeta ocorrem quando o ambiente está altamente poluído (CHAPMAN *et al.*, 1980; ROSENBERG; RESH, 1993; REYNOLDSON; RODRIQUEZ; 1999; SURIANI *et al.*, 2007).

De tal modo, a disponibilidade de alimento pode ter favorecido o potencial metabólico e conseqüentemente a assembleia de Oligochaeta. Corroborando com Esteves (1998), que reporta que as espécies desta Classe participam ativamente do ciclo de decomposição da matéria orgânica.

O potencial metabólico mensurado através do IOBL, quando comparado com a porcentagem de espécies sensíveis, proporcionou uma interpretação complementar da qualidade ecológica dos gradientes de enriquecimento orgânico. Segundo Lafont *et al.* (2012), o índice IOBL é uma ferramenta de biomonitoramento para estabelecer um diagnóstico ecológico do funcionamento do ecossistema lacustre, onde o potencial metabólico pode ser influenciado pela carga orgânica. No entanto, Lafont *et al.* (2012) descrevem que a assembleia de Oligochaeta é abundante e diversa em sedimentos com baixo teor de matéria orgânica. Os resultados do presente estudo mostram o contrário. Ambientes com as maiores cargas orgânicas possuíram assembleias mais diversas e abundantes.

Neste estudo, os reservatórios do GIII apresentaram altos potenciais metabólicos, onde a carga orgânica presente no sedimento favoreceu a diversidade de espécies e abundância dos oligoquetos. No entanto, possuem baixa qualidade ecológica por apresentar baixas porcentagem de espécies sensíveis. De maneira geral, as espécies sensíveis ocorreram em baixas porcentagem em todos os gradientes. No entanto, cabe ressaltar que a lista de espécies

sensíveis foi baseada em Lafont *et al.* (2012) para ambientes temperados, assim se faz a necessidade de um levantamento funcional para os táxons neotropicais visando o biomonitoramento da qualidade da água e sedimento.

5. CONCLUSÃO

Com base nesta pesquisa e a literatura estudada, a composição da assembleia de Oligochaeta, bem como sua distribuição nos reservatórios do Estado de São Paulo, conclui-se que ambientes enriquecidos organicamente favorecem a Classe Oligochaeta, tanto em diversidade como em densidade.

A Análises de Componentes Principais, permitiu agrupar os reservatórios levando em consideração o aporte orgânico presente em cada amostra.

A subfamília Naidinae apresentou maior riqueza de espécies demonstrando a capacidade de colonizar os diversos habitats presentes em reservatórios. No entanto, a subfamília Tubificinae, que atua na decomposição do material orgânico em sedimentos profundos, apresentou-se abundante em sedimentos enriquecidos organicamente.

O IOBL não respondeu ao gradiente conforme o enriquecimento orgânico, provavelmente devido ao diferente n amostral de cada gradiente. No entanto, apresentou maiores valores em alto enriquecimento orgânico. Isto ocorreu devido ao aumento do potencial metabólico decorrente do enriquecimento orgânico presente neste gradiente.

REFERÊNCIAS

- ALVES, R. D. G.; MARCHESE, M. R.; ESCARPINATI, S. C. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in lotic environments in the state of São Paulo, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 96(4), p. 431-435, 2006.
- 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(1), p. 69-72, 2008.
- ALVES, R. G.; GORNI, G. R. Naididae species (Oligochaeta) associated with submersed aquatic macrophytes in two reservoirs (São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro, v. 19, n. 4, p. 407-413, 2007.
- 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.
- 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.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. Vol. 22 (2) p. 361-369, 1977
- 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/>>.
- CHAPMAN, P. M.; CHURCHLAND, L. M.; THOMSON, P. A.; MICHNOWSKY, E. Heavy metal studies with oligochaetes. In: Brinkhurst, R.O. & Cook, D.G. (eds.) Aquatic oligochaete biology. Plenum Press, New York. p.477-502, 1980.
- COLLADO, R.; SCHMELZ, R. M. Oligochaete distribution patterns in two German hardwater lakes of different trophic state. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 31(4), p. 317-328, 2001.
- CORTELEZZI, A.; ARMENDÁRIZ, L. C.; LÓPEZ VAN OOSTEROM, M. V.; CEPEDA, R.; CAPÍTULO, A. R. Different levels of taxonomic resolution in bioassessment: a case study of Oligochaeta in lowland streams. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(4), 412-425. 2011.
- DA CUNHA-SANTINO, M. B.; SCIESSERE, L.; JÚNIOR, I. B. As atividades das enzimas na decomposição da matéria orgânica particulada em ambientes aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, 12(1), 4, 2008.
- DE CACERES, M.; LEGENDRE, P. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90 (12): 3566-3574. 2009.
- DIAS, S. C. Planejando estudos de diversidade e riqueza: uma abordagem para estudantes de graduação. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 26(4), 373-379. 2004.
- DORNFELD, C. B. Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande, Americana, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

- 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.
- DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, v.67, n.3, p.345-366, 1997.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 2ªed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 602, 1998.
- 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., SANCHES, N. A. D. O., COLOMBO-CORBI, V., & CORBI, J. J. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) in the Juruena River, MT, Brazil: species indicators of substrate types. *Biota Neotropica*, 18(4), 2018.
- GORNI, G. R.; ALVES, R. D. G. Oligochaetes (Annelida, Clitellata) in a neotropical stream: a mesohabitat approach. *Iheringia. Série Zoologia*, 102(1), p. 106-110, 2012.
- 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.
- HOTELLING, H. Analysis of a complexo f statistical variables into principal components, *J. Educational Psychol.*, 24, 417-441; p. 498-520, 1933.

- LAFONT, M. Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in the fine sediments of rivers. *Hydrobiologia*, 115(1), p. 127-129, 1984.
- LAFONT, M.; TIXIER, G.; MARSALEK, J.; JÉZÉQUEL, C.; BREIL, P.; SCHMITT, L. From research to operational biomonitoring of freshwaters: a suggested conceptual framework and practical solutions. *Ecohydrology & hydrobiology*, 12(1), p. 9-20, 2012.
- 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.
- LEHNER, B.; LIERMANN, C. R.; REVENGA, C.; VÖRÖSMARTY, C.; FEKETE, B.; CROUZET, P.; DÖLL, P.; ENDEJAN, M.; FRENKEN, K.; MAGOME, J.; NILSSON, C.; ROBERTSON, J. C.; RÖDEL, R.; SINDORF, N.; WISSER, D. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Front Ecol Environ* 9: p. 494–502, 2011.
- LI, Y.; ZHANG, Y.; SHI, K.; ZHOU, Y.; ZHANG, Y.; LIU, X.; GUO, Y. Spatiotemporal dynamics of chlorophyll-a in a large reservoir as derived from Landsat 8 OLI data: understanding its driving and restrictive factors. *Environmental Science and Pollution Research*, p. 1-16, 2017.
- 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.
- MAGURRAN, A.E. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princenton University Press, 1988.
- MARCHESE, M.; EZCURRA de DRAGO, I. E. Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators in lotic environments of the Paraná River drainage basin. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 46(3-4), p. 233-255, 1999.

- MARTINEZ-ANSEMIL, E.; COLLADO, R. Distribution patterns of aquatic Oligochaeta inhabiting watercoursers in the Northwestern Iberian Península. *Hydrobiologia* 334(1-3), p. 73-83, 1996.
- 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.
- MILBRINK, G. Oligochaete communities in pollution biology: the European: situation with special reference to lakes in Scandinavia. In *Aquatic oligochaete biology*. Boston, MA, p. 433-455, 1980.
- MONTANHOLI-MARTINS, M. C.; TAKEDA, A. M. Spatial and temporal variation of Oligochaeta (1993–1994) in the main and a secondary channel of the Rio Paraná, Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna & Environm*, 34, 52-58, 1999.
- PAMPLIN, P. A. Z. Estudo comparativo da estrutura da comunidade bentônica de duas represas com diferenças no grau de eutrofização. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, p. 125, 2004.
- PASTERIS, A.; M. VECCHI.; G. BONOMI. A comparison among different population models for *Limnodrilus hoffmeisteri* - Claparèd (Oligochaeta, Tubificidae). *Hydrobiologia*, vol. 406, p. 183-189, 1999.
- 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.
- POPP, A.; HOAGLAND, K. D. Changes in benthic community composition in response to reservoir aging. *Hydrobiologia*, 306, p. 159-171, 1995.
- 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.

R CORE TEAM. R. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017.

RAGONHA, F. H.; CHIARAMONTE, J. B.; FONTES JUNIOR, H. M.; CUNHA, E. R. D.; BENEDITO, E.; TAKEDA, A. M. Spatial distribution of aquatic Oligochaeta in Ilha Grande National Park, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 35(1), 2013.

RAN, X.; BOUWMAN, A. F.; YU, Z.; LIU, J. Implications of eutrophication for biogeochemical processes in the Three Gorges Reservoir, China. *Regional Environmental Change*, p. 1-9, 2018.

REYNOLDSON, T. B.; RODRIGUEZ, P. Field methods and interpretation for sediment bioassessment. In: Mudroch, A., Azcue, J.M. & Mudroch, P. (eds.). *Manual of bioassessment of aquatic sediment quality*. Lewis Publishers, Boca Raton. p.135-175, 1999.

ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SAMPAIO, E. V. Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilian lakes and reservoirs. *Verh. Int. Ver. Limnol.* Vol. 26, part 2, p. 599-604, 1997.

RODRIGUES, M. H. S. *Limnologia, análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e bioensaios de toxicidade para avaliação ambiental dos reservatórios em cascata do Médio e Baixo Rio Tietê (SP)*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, 2003.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. p. 488, 1993.

- SALES, P. C. L.; RODRIGUES, E. I.; DE DEUS, M. D. S. M.; LOPE, M. S.; RAGONHA, F. H.; TAKEDA, A. M. Oligochaeta do Estado do Piauí. *Arquivos do Museu Dinâmico Interdisciplinar*, 18(2), p. 1-4, 2014.
- SÄRKKÄ, J. The bottom macrofauna of the oligotrophic lake Konnevesi, Finland. *Ann. Zool. Fennici* 9, 141-146. 1972.
- SCHENKOVÁ, J.; HELEŠIC, J. Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) in the Rokytná River, Czech Republic – a small highland stream. *Hydrobiologia*, 564: p. 117-126, 2006.
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Gerenciamento da Qualidade da água de represas. São Carlos, Ed. ILEC-IIIE, p. 280, 2000.
- 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.; MARTIN, P. J. Clitellata. Thorp and Covich's *Freshwater Invertebrates*, 529–549. 2015. doi:10.1016/b978-0-12-385026-3.00021-8
- TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *Anais do 12 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. Camboriú, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. Camboriú (SC) p. 34, 1983.
- VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; DA SILVA, A. M. M. Contribuição da cidade de Botucatu-SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita. *Eclética Química Journal*, 22(1), 2018.
- VERDONSCHOT, P. F. The role of oligochaetes in the management of waters. In *Aquatic Oligochaete Biology*, p. 213-227, 1989.

- VERDONSCHOT, P. F. M. Micro-distribution of oligochaetes in a soft-bottomed lowland stream (Elsbeek; The Netherlands). *Hydrobiologia* 406(5-7), p.149-163, 1999.
- VERDONSCHOT, P. F. M. Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). *Hydrobiologia*, 463(1-3), p. 249-262, 2001.
- 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.
- XUE, X.; HAWKINS, T. R.; SCHOEN, M. E.; GARLAND, J.; ASHBOLT, N. J. Comparing the life cycle energy consumption, global warming and eutrophication potentials of several water and waste service options. *Water*, 8(4), p. 154, 2016.
- ZEYBEK, M.; ŞAHİN, S. K.; YILDIZ, S. The Aquatic Oligochaeta (Annelida) Fauna of the Karasu Stream. *LIMNOFISH* 4(1): p. 30-35, 2018.
- ZHAO, Y.; LIU, X. Community structure of macrozoobenthos in the littoral zone of the Chaohu lake. *Resour. Environ. Yangtze Basin* 21, p. 39-44, 2012.
- ZINCHENKO, T. D. Long-term (30 years) dynamics of Chironomidae (Diptera) fauna in the Kuibyshev water reservoir associated with eutrophication processes. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 26(2-4), p. 533-542, 1992.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação da qualidade da água e sedimento de reservatórios utilizando a Classe Oligochaeta como bioindicadores em um gradiente de enriquecimento orgânico, evidenciou:

- Este trabalho foi muito importante para o conhecimento da distribuição das espécies da Classe Oligochaeta, pois como fruto desta dissertação 6 espécies foram registradas pela primeira vez no Estado de São Paulo. Como também ampliou o conhecimento sobre a distribuição geográfica destas espécies no estado.
- Apesar de os reservatórios não apresentarem baixa classificação de estado trófico (Ultraoligotrófico e Oligotrófico), a assembleia de Oligochaeta identificada foi diversa comparando com outros trabalhos.
- Ambientes enriquecidos organicamente favorecem a riqueza taxonômica e a abundância dos oligoquetos.
- O IOBL junto à porcentagem de espécies sensíveis podem ser utilizados como uma ferramenta de avaliação da qualidade da água e sedimento, pois corresponde a uma avaliação ecológica do funcionamento de ecossistemas lacustres. No entanto, existe a necessidade de estudo sobre a sensibilidade/tolerância dos táxons neotropicais.
- A subfamília Tubificinae esteve associada a ambientes de sedimentos finos e alto enriquecimento orgânico, em especial a espécie *Limnodrilus hoffmeisteri*.

REFERÊNCIAS

- 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.
- 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 Rios. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almeria, vol. II: p. 203-213, 1996.
- ALVES, R. G.; GORNI, G. R. Naididae species (Oligochaeta) associated with submersed aquatic macrophytes in two reservoirs (São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro, 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.
- 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.

- 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.
- 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.
- 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.
- 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/>>.
- 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 neotrop.* 4(2) 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*, Rio Claro, v. 10, n. 1, p. 37-47, 1998.
- DA SILVA, E. R. O curso da água na história: simbologia, moralidade e a gestão de recursos hídricos. Tese de Doutorado, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. p. 201, 1998.
- DES CHÂTELLIERS, M. C.; JUGET, J.; LAFONT, M.; MARTIN, P. Subterranean aquatic Oligochaeta. *Freshwater Biology*, 54(4), p. 678-690, 2009.

- DORNFELD, C. B.; ALVES, R. G.; LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Oligochaeta in eutrophic 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.
- ERSÉUS, C. Phylogeny of oligochaetous Clitellata. *Hydrobiologia*, 2005.
- ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia. 2ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência. p. 602, 1988.
- ESTEVES, F. A.; LEAL, J. J. F.; CALLISTO, M. Comunidade bentônica. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). Fundamentos de limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, p. 790, 2011.
- GIROLI, D. A; GORNI, G. R.; COLOMBO-CORBI, V.; CORBI, J. J. First record of *Stephensoniana trivandrana* Aiyer, 1926 (Oligochaeta: Naididae), in southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2019. No prelo.
- GIROLI, 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.
- 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, 2008.
- GORNI, G. R.; PEIRÓ, D. F.; SANCHES, N. Aquatic Oligochaeta (Annelida: Clitellata) from State of São Paulo, Brazil: Diversity and Occurrence review. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 15, n. 1, p. 1-8, 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.
- KARR, J. R. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 4: p. 221-234, 1999.
- 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.
- 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.
- 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.

- 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*, 117–127. 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.
- 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.
- ODA, F. H.; PETSCH, D. K.; RAGONHA, F. H.; BATISTA, V. G.; TAKEDA, A. M.; TAKEMOTO, R. M. *Dero (Allodero) lutzi* 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.
- PALMA, P.; ALVARENGA, P.; PALMA, V.; MATOS, C.; FERNANDES, R. M.; SOARES, A.; BARBOSA, I. R. Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: a case study of the Alqueva Reservoir (Portugal). *Environment Science and Pollution Research*, v. 17, p. 703–716, 2010.

- PAOLETTI, M. G. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, ecosystems & environment*, 74(1), p. 1-18, 1999.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.

- 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.
- 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.
- SMITH, V. H.; SCHINDLER, D.W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* 24, p. 201-207, 2009.
- 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.; 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.
- VAL, A. L.; BICUDO, C. E. D. M.; BICUDO, D. D. C.; PUJONI, D. G. F.; ROSADO, F.; SPILKI, I. D. S. N.; HESPANHOL, I.; CIRILO, L. A.; TUNDISI, J. G.; VAL, P.;

HIRATA, R.; AZEVEDO, S. M. F. O.; CRESTANA, S.; CIMINELLI, V. S. T. Water Quality In Brazil. In “Water Quality in the Americas”, p. 103-126, 2019.

VERDONSCHOT, P. F. M. Beyond masses and blooms: the indicative value of oligochaetes. *Hydrobiologia* 564, p. 127–142, 2006.

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.