



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal

**Impactos do uso do solo na qualidade da água e comunidade periférica de sistemas
lóticos**

Scarlet da Encarnação de Araújo

Orientador: Prof. Dr. Cleber Cunha Figueredo

Coorientadora: Profa. Dra. Gabriela von Rückert Heleno

Belo Horizonte

2021

Scarlet da Encarnação de Araújo

**Impactos do uso do solo na qualidade da água e comunidade perifítica de sistemas
lóticos**

Dissertação de mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Instituto de Ciência Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Linha de pesquisa: Botânica – Ecologia e Fisiologia Vegetal

Orientação: Prof. Dr. Cleber Cunha Figueredo

Coorientação: Profa. Dra. Gabriela von Rückert Heleno

Belo Horizonte

2021

043 Araújo, Scarlet da Encarnação de.
Impactos do uso do solo na qualidade da água e comunidade perifítica de sistemas lóticos [manuscrito] / Scarlet da Encarnação de Araújo. – 2021.
54 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientação: Prof. Dr. Cleber Cunha Figueredo. Coorientação: Profa. Dra. Gabriela von Rückert Heleno.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal.

1. Ecologia. 2. Perifíton. 3. Diatomáceas. 4. Usos do Solo. 5. Qualidade da Água. I. Figueredo, Cleber Cunha. II. Heleno, Gabriela von Rückert. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 581



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

FOLHA DE APROVAÇÃO
DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE
SCARLET DA ENCARNAÇÃO DE ARAÚJO

Data: 28/01/2022 Entrada: 2019/2 Mat.: 2019749194 CPF: 0449
1915598

Título da Dissertação: **“Impactos do uso do solo na qualidade da água e comunidade periférica de sistemas lóticos”**

Membro da Comissão Examinadora	Instituição	Resultado
Dr. Cleber Cunha Figueredo (orientador)	Universidade Federal de Minas Gerais	Aprovada
Dra. Maria Rita Scotti Muzzi	Universidade Federal de Minas Gerais	Aprovada
Dra. Ana Maria Batista	Universidade do Estado de Minas Gerais	Aprovada

Assinatura dos membros da Comissão

Documento assinado eletronicamente por **Cleber Cunha Figueredo, Professor do Magistério Superior**, em 28/01/2022, às 17:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

Documento assinado eletronicamente por **Maria Rita Scotti Muzzi Marques Leitao, Professora do Magistério Superior**, em 31/01/2022, às 11:29, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

Documento assinado eletronicamente por **Ana Maria Moreira Batista, Usuária Externa**, em 01/02/2022, às 09:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

Documento assinado eletronicamente por **Danilo Rafael Mesquita Neves, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 02/02/2022, às 10:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1175681** e o código CRC **2422F332**.

AGRADECIMENTOS

À minha família, por todo amor e carinho. Por sempre me apoiar e acreditar nos meus sonhos.

À vovó Nancy, por sempre me incentivar a correr atrás daquilo que eu quero e por todo amor incondicional.

À tia Laura, tio Abel, Jéssica e Gabriel, pelo acolhimento, apoio, confiança e amor.

À Aline Amélia, por todo amor, companheirismo, carinho e ajuda no decorrer dessa jornada.

Às minhas amigas, Yaz, Thaís, Raquel, Bruna e Ana, pela compreensão, ajuda e todo carinho ao longo desse tempo.

Às minhas amigas de infância, Deia, Luh, Ana e Jeh, por estarem sempre presentes, me apoiando e celebrando as conquistas.

Aos meus amigos da Biologia, por toda ajuda, carinho e amizade ao longo desses anos.

Aos meus amigos do laboratório, por toda ajuda e apoio. Afinal, não se faz ciência sozinha.

Ao Edson Valgas de Paiva, Departamento de Meio Ambiente e Qualidade – DEMAQ Celulose Nipo-Brasileira S.A. – CENIBRA, pela disponibilização de alguns dados climáticos

À minha coorientadora, Gabriela, e seus estagiários do laboratório, pelos aprendizados e acolhimento.

Ao meu orientador, Cleber, por todos os ensinamentos, confiança, aprendizados e por me ensinar a ser uma pesquisadora melhor.

A todos que participaram direta ou indiretamente da minha jornada, muito obrigada.

RESUMO

As características dos ecossistemas aquáticos e a qualidade da água são afetadas pelo mau uso do solo. As principais práticas que afetam essas características são a ocupação urbana e atividades industriais e agrícolas, que incluem lançamentos de efluentes nos corpos d'água e o uso de fertilizantes, por exemplo. Mensurar somente variáveis físicas e químicas pode ser insuficiente para avaliar todo o impacto do uso do solo na qualidade da água, fazendo com que a busca por bioindicadores seja necessária, pois demonstram se a biota poderia estar sendo afetada pelos impactos. A comunidade perifítica tem sido considerada boa bioindicadora e uma ferramenta importante para o biomonitoramento de córregos, mas ainda pouco empregada no Brasil. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi analisar a capacidade da comunidade perifítica como um todo e também somente as diatomáceas para descrever os efeitos de diferentes usos do solo sobre a qualidade da água. Foram analisadas amostras de água de sistemas lóticos na sub-bacia hidrográfica do Rio Ipanema, em Ipatinga (MG), na estação chuvosa e na estação seca. Foram amostrados 6 pontos, localizados em áreas sujeitas a diferentes tipos de usos e ocupação do solo, sendo 2 pontos localizados em áreas rurais, 2 em áreas periurbanas e 2 em áreas urbanas. Com base em análises químicas, foi observado que a qualidade da água diferiu entre os pontos de amostragem, com o Índice de Estado Trófico (IET) variando de ultraoligotrófico a hipereutrófico. A quantificação da comunidade perifítica, posteriormente com ênfase em espécies de diatomáceas. Os pontos de áreas urbanas (Bom Jardim e Foz), mais degradados devido ao despejo de esgotos, apresentaram maior biomassa perifítica. De um modo geral, as diatomáceas foram o grupo de maior biomassa e mais diversificado no perifíton, sendo que sua quantificação permitiu detectar espécies bioindicadoras de impactos nos ambientes urbanos, como *Nitzschia palea*, *Navicula cryptotenella*, *Gomphonema lagenula*, *G. parvulum* e *G. brasiliensis*. Assim, este grupo de algas mostrou ser uma ferramenta útil para o biomonitoramento da qualidade da água nos ambientes estudados.

ABSTRACT

The characteristics of an aquatic ecosystem and its water quality are affected by inadequate soil uses. The main types of uses affecting water quality are urban occupation and industrial and agricultural activities, which include effluents release at the water bodies and fertilizers used in the rural areas. The evaluation of only physical and chemical variables may be not sufficient to describe the whole impact of soil uses in the water quality. Thus, the search for bioindicators is necessary, since they can respond to a sum of environmental variables that could explain little about the environment if considered alone. The periphytic community is considered a good bioindicator and an important tool for streams biomonitoring, but it is still little applied in Brazil. Therefore, the goal of this work was to evaluate the capacity of the total periphytic community and also only diatoms to describe the water quality of streams subject to the effects of different soil uses. We analyzed water samples from systems at the hydrographic sub-basin of Rio Ipanema, in Ipatinga (MG), during the rainy and the dry seasons. We collected water and periphyton in six points located in areas that are subjected to different types of soil use and occupation. Two points were located at rural areas, two points at periurban areas and the other two were located at urban areas. Based on chemical analyses, it was observed that the quality of water differed between the sampling points, with Trophic Status Index (IET) varying from ultraoligotrophic to hypereutrophic. The quantification of periphytic community was performed at species level, with data evaluated as total biovolume and diatoms biovolume only. The points of urban areas (Bom Jardim and Foz), more degraded by domestic and industrial sewage, presented larger periphytic biomass. Diatoms were the group of larger biomass and showed higher species diversity, and its quantification allowed to detect bioindicators for impacts at the urban systems, such as *Nitzschia palea*, *Navicula cryptotenella*, *Gomphonema lagenula*, *G. parvulum* e *G. brasiliensis*. Thereby, this group of microalgae revealed to be a useful tool to biomonitoring of water quality in the studied environments.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
1.2 Impactos antrópicos como causas de simplificação de comunidades aquáticas e perda das funções ecossistêmicas	10
1.3 Comunidade perifítica (epilítton autotrófico) como bioindicadora: uma ferramenta para estudos de impactos antrópicos em corpos d'água	11
2 HIPÓTESES	14
3 MÉTODOS.....	15
3.1 Área de Estudo.....	15
3.2 Amostragem	15
3.4 Amostragem e quantificação do perifítton	20
3.5 Análises estatísticas	22
4 RESULTADOS	23
4.1 Variáveis físicas e químicas – Estação chuvosa	23
4.2 Variáveis físicas e químicas - Estação seca.....	25
4.3 Resultados das análises biológicas	27
5 DISCUSSÃO	37
5.1 Variáveis físicas e químicas	37
5.2 Dados biológicos.....	38
6 CONCLUSÃO.....	41
7 ANEXOS.....	42
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	43

1 INTRODUÇÃO

1.1 Usos do solo alterando ecossistemas aquáticos

As características dos ecossistemas aquáticos e a qualidade de suas águas são diretamente afetadas pelo uso do solo no entorno. As principais práticas que afetam essas características são a ocupação urbana e as atividades industriais e agrícolas (NGOYE & MACHIWA, 2004). Esses diferentes usos do solo são acompanhados de degradação e substituição da paisagem natural, geralmente ocasionando a remoção de mata ciliar e compactação do solo, que resulta na diminuição da infiltração e no aumento da velocidade de escoamento das águas para as áreas mais baixas (REIS & ALVES, 2017). Assim, a compactação diminui a quantidade de água disponível no solo (SILVA & KAY, 1997) e pode gerar processos erosivos. Os danos relacionados à erosão não ficam restritos ao ecossistema terrestre, ocorrendo transporte de sedimentos e outras partículas para os corpos d'água (TOMAS & MEYBECK, 1996), o que leva ao assoreamento dos ecossistemas lóticos e lênticos (QIN *et al.*, 2011).

A degradação dos ecossistemas aquáticos em função da alteração do uso e ocupação do solo é perceptível a partir de mudanças em muitas variáveis físicas e químicas (TONG & CHEN, 2002; BAKER, 2003). A análise de variáveis como temperatura, turbidez, pH, concentrações de fósforo, nitrogênio e oxigênio, entre outras, é uma maneira de quantificar os efeitos que as ações humanas têm sobre o ambiente (LIMBURG & SCHMIDT, 1990; ALVES *et al.*, 2013). As amostragens realizadas apenas para o levantamento de dados físicos e químicos podem não ser suficientes para a detecção de impactos ambientais. Assim, é importante avaliar as comunidades biológicas, pois estas respondem a todo o conjunto de variáveis ambientais, sintetizando o conjunto de modificações decorrentes no impacto (REYNOLDS *et al.*, 2002; KRUK *et al.*, 2010). As variáveis biológicas têm sido também fundamentais para avaliar impactos devido à sua maior estabilidade temporal, permitindo evidenciar características históricas de um ambiente e não apenas uma situação momentânea (MARVAN, 1979; MONKOLSKI *et al.*, 2006).

1.2 Impactos antrópicos como causas de simplificação de comunidades aquáticas e perda das funções ecossistêmicas

As perturbações antrópicas, como atividades agrícolas e introdução de espécies invasoras, geram simplificação na estrutura dos ecossistemas aquáticos e perda de biodiversidade (CARDINALE *et al.*, 2002; ALEXANDER *et al.*, 2015). Em relação ao perifíton, essa simplificação é observada como uma diminuição da riqueza de espécies (PETSCH *et al.*, 2016), o que depende da adaptabilidade das espécies presentes (PASSY, 2007; LANGE *et al.*, 2016). A simplificação de canal é outro fator que interfere no perifíton por diminuir o tamanho da zona de armazenamento, reduzindo o contato entre biofilmes bentônicos e nutrientes na água (GÜCKER & BOËCHAT, 2004; BERNOT *et al.*, 2006).

Os principais fatores que determinam o desenvolvimento da comunidade perifítica autotrófica são a disponibilidade de luz e nutrientes, além da temperatura, predação e tipo de substrato (SAND-JENSEN, 1983; STEVENSON *et al.*, 1996; RODRIGUES *et al.*, 2003) e todos eles estão sujeitos a grandes mudanças devido aos impactos antrópicos. Esses impactos frequentemente resultam em aumento da turbidez, diminuindo a disponibilidade de luz e, assim, limitando a produtividade primária (WETZEL, 2001; SILVA *et al.*, 2019). Outra consequência comumente observada é o aumento da temperatura da água (PLAMONDONA *et al.*, 1991). Uma vez que a temperatura afeta as taxas metabólicas dos organismos, sua alteração pode influenciar na composição, estrutura e diversidade do perifíton (COESEL & WANDENNAR, 1990; DENICOLA, 1996; BUTTERWICK *et al.*, 2005). Essa comunidade tende a apresentar uma maior biomassa sob temperaturas elevadas (TARKOWSKA-KUKURYK & MIECZAN; PATRICK *et al.*, 2012; MAHDY *et al.*, 2015), mas, uma vez que algumas espécies podem ser prejudicadas, é também possível que ocorra diminuição da biomassa em alguns casos (SHURIN *et al.*, 2012).

Os principais impactos antrópicos relacionados ao enriquecimento da água em nutrientes são geralmente relacionados às atividades industriais, agrícolas e lançamento de esgotos domésticos não tratados (VALENTE *et al.*, 1997; BRAGA *et al.*, 2005; ANGELINI, *et al.*, 2008). O excesso de nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) resulta no processo de eutrofização por contribuir diretamente para o aumento da biomassa dos produtores primários (RAST *et al.*, 1989), geralmente ocasionando perda de biodiversidade aquática (DODDS *et al.*, 2009).

A atividade agrícola realizada com manuseio inadequado do solo resulta na degradação de ambos os ecossistemas terrestres e aquáticos (TILMAN, 1999; TILMAN *et al.*, 2001). Isso ocorre principalmente devido à eutrofização provocada por nutrientes (principalmente N e P) adicionados ao sistema na forma de fertilizantes (JOHNSON *et al.*, 1997; GÜCKER *et al.*, 2009). Paralelamente à adição de fertilizantes, outro impacto comum gerado pelas atividades agrícolas é a remoção de matas ciliares, o que contribui para aumentar ainda mais a disponibilidade de N e P na água (BERNOT *et al.*, 2010). Isso ocorre uma vez que é destruído o papel dessa vegetação como um filtro que retém muito da matéria que atingiria os corpos d'água (SCHEFFER, 1999). Além de facilitar a entrada direta dos nutrientes nos corpos d'água, a supressão da zona ripária aumenta a disponibilidade de luz, e ambas as consequências favorecem o aumento da produção primária e biomassa bentônica em riachos de áreas agrícolas (DODDS *et al.*, 2002; BERNOT *et al.*, 2010). O impacto se torna maior quando é feita a canalização dos riachos em regiões agrícolas, influenciando a descarga da água e a velocidade da corrente (SWEENEY *et al.*, 2004), diminuindo a distribuição espacial do perifíton autotrófico e das comunidades dos biofilmes em geral (GÜCKER *et al.*, 2009).

1.3 Comunidade perifítica (epilíton autotrófico) como bioindicadora: uma ferramenta para estudos de impactos antrópicos em corpos d'água

Uma vez que as comunidades ecológicas sofrem alterações em resposta às atividades antrópicas, é possível descrever o efeito do impacto por observar favorecimento ou prejuízo causado a certas espécies mais sensíveis, consideradas indicadoras da condição ambiental. Assim, o conceito de bioindicadores descreve organismos que contém informações sobre a qualidade do ambiente e indicam a dimensão do impacto ambiental em um ecossistema (MARKERT *et al.*, 1999; CALLISTO *et al.*, 2005), permitindo uma avaliação adequada do ambiente. É de extrema importância que esses organismos sejam avaliados ao longo do tempo, como ferramentas para o biomonitoramento, permitindo avaliar alterações no estado ecológico e na diversidade biológica de ambientes impactados (OLIVEIRA *et al.*, 2014, SIDDIG *et al.*, 2016). Outra vantagem do uso de bioindicadores está no fato de que a comunidade biológica é capaz de resumir todas as condições do ambiente, pois os organismos respondem a alguma variável não quantificada (HUANG *et al.*, 2018; BIGGS, 1989). Os grupos de organismos mais utilizados como bioindicadores em ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados, peixes e algas/cianobactérias (LI *et al.*, 2010). A comunidade de algas e cianobactérias perifíticas atua

na base na cadeia alimentar nos ecossistemas fluviais e são consideradas bioindicadores desses ambientes por possuírem ciclo de vida curto, reprodução rápida e serem sensíveis a mudanças ambientais (VADEBONCOEUR, Y, & STEINMAN, A.D, 2002; VIDOTTI & ROLLEMBERG, 2004; OMAR, 2010). Entre esses microrganismos, as diatomáceas têm sido muito utilizadas, pois certas espécies são consideradas indicadoras de poluição (GOMÀ *et al.*, 2005; WHITTON, B. A., & KELLY, M. G. 1995).

Como produtores primários, as comunidades de algas perifíticas fornecem matéria e energia para o restante da cadeia alimentar, influenciando o crescimento e desenvolvimento de outros organismos e determinando muito do funcionamento de lagos, rios e reservatórios (CAMPEAU *et al.*, 1994; VADEBONCOEUR & STEINMAN, 2002). Não é apenas a sensibilidade das espécies que torna essa comunidade uma importante bioindicadora em sistemas lóticos. Há outras características valiosas, como sua ampla distribuição no ecossistema, seu modo de vida sésil, sua grande riqueza de espécies e seu ciclo de vida curto, respondendo às alterações do ambiente de maneira mais rápida do que muitas outras comunidades (LOWE & PAN, 1996; MCCORMICK & STEVENSON, 1998; NEWMAN *et al.*, 2003). Além disso, o perifíton possui a capacidade de acumular e reter poluentes, como metais pesados e moléculas orgânicas e inorgânicas (FELISBERTO & MURAKAMI, 2013), e é importante como depósito de carbono orgânico, nitrogênio e fósforo, removidos do meio ao serem assimilados (LIBORIUSSEN, 2003; ESTEVES, 2011; BICHOFF *et al.*, 2016).

Dentre os grupos taxonômicos que compõem o perifíton autotrófico, o filo Bacillariophyta (diatomáceas) tem sido mais comumente estudado (VIEIRA, 2001). Isso ocorre porque muitas diatomáceas perifíticas são sensíveis a alterações na qualidade da água e, por isso, são utilizadas como bioindicadoras e como uma ferramenta para monitorar o ambiente aquático (LEHMKUHL *et al.*, 2019). Além de as diatomáceas responderem de forma mais rápida às variações ambientais quando comparadas a outros organismos, possuem também a capacidade de se reproduzirem rapidamente e serem sensíveis ao enriquecimento por nutrientes (MCCORMICK & CAIRNS, 1994; BELORE *et al.*, 2002). Além disso, as diatomáceas podem ser úteis para identificar alguns tipos específicos de impactos, como as alterações pH que são ocasionadas pela chuva ácida (WANG *et al.*, 2014), e são consideradas excelentes indicadoras da presença de altas concentrações de metais pesados, principalmente zinco (MORIN *et al.*, 2008), cádmio e chumbo (LAMAIA *et al.*, 2005).

Em ambientes aquáticos sujeitos à eutrofização artificial, as diatomáceas podem ser utilizadas para indicar o estado trófico do corpo d'água e as informações geradas possibilitam

direcionar esforços para restauração e conservação desses ambientes (BELLINGER *et al.*, 2006; CONLEY *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2010). Em um rio andino, no Peru, Torres-Franco *et al.*, (2019) demonstraram que índices tróficos baseados em variáveis físicas e químicas foram importantes para caracterizar o estado trófico relacionado a respostas de curto prazo do ambiente, mas também que índices tróficos baseados em diatomáceas perifíticas tiveram uma maior precisão e possibilitou obter resultados por um período de tempo maior e a um menor custo-benefício (TORRES-FRANCO *et al.*, 2019).

Com base no conteúdo descrito acima, o presente trabalho teve como objetivo analisar a capacidade da comunidade perifítica total e somente com enfoque nas diatomáceas em descrever os efeitos de diferentes usos do solo no entorno sobre a qualidade da água de um ribeirão da Bacia do Rio Doce e alguns de seus afluentes. A principal ideia foi verificar o quanto essa comunidade ou parte dela poderia servir como bioindicadora para a avaliação de impactos antrópicos nesses ecossistemas aquáticos.

2 HIPÓTESES

- O uso do solo gera mudanças físicas e químicas na água, alterando a composição e estrutura da comunidade perifítica;
- Diferentes grupos taxonômicos respondem de forma diferente aos impactos do uso do solo; e
- O filo Bacillariophyta, caracterizado pela maior sensibilidade e comumente com uma maior diversidade de espécies no perifíton, será um grupo adequado para a bioindicação dos impactos resultantes dos usos do solo.

3 MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Ipanema, no município de Ipatinga-MG, drena uma área de 145 Km², o que corresponde a aproximadamente 88% da área total desse município, e faz parte da bacia hidrográfica do Rio Doce, no qual deságua o Ribeirão Ipanema. O município de Ipatinga está localizado em uma região de clima tropical quente semiúmido (Aw, KÖPPEN), com temperatura média de 22 °C e precipitação média anual de 1778 mm (TAVARES *et al.*, 2007). O clima é caracterizado por duas estações bem definidas, sendo uma estação chuvosa, de outubro a abril, e uma estação seca, de maio a setembro (FIGUEREDO *et al.*, 2014). Os meses mais secos, nos quais a precipitação pluviométrica pode ser igual a zero são junho, julho, agosto e, raramente, setembro.

A nascente do Ribeirão Ipanema está situada na zona rural de Ipatinga e, em seu percurso, este ribeirão passa por áreas de uso do solo voltados a atividades agropecuárias, áreas com vegetação preservada e mais a jusante chega à área de ocupação urbana. O ribeirão recebia quase todo o esgoto urbano de Ipatinga até o ano de 2002, quando a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) instalou uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), que tem como função recolher e tratar parte do efluente urbano do município (FARIA & ALMEIDA, 2007). Em relação à zona rural, somente a partir do ano de 2006 foi iniciado um programa de tratamento de esgoto, com a instalação de fossas sépticas, impedindo o lançamento direto de poluentes na água do ribeirão. Entretanto, essas instalações foram construídas em locais que dificultavam sua manutenção e, em decorrência disso, houve rompimento de tubulações, ocasionando derramamento de efluentes não tratados no ribeirão. Em síntese, nota-se que ainda não há tratamento de todo o esgoto do município, havendo efluentes de empresas e domicílios que são lançados diretamente nos corpos d'água (CARVALHO, 2007).

3.2 Amostragem

Para avaliar os efeitos do uso do solo na qualidade da água do Ribeirão Ipanema, foram realizadas coletas ao longo de seu trajeto e de afluentes em pontos localizados em áreas distintas quanto à ocupação humana. As amostragens foram realizadas nos anos de 2019 e 2020, correspondendo a uma amostragem no período chuvoso (dezembro de 2019) e uma no período

seco (início do mês de outubro de 2020). Embora o mês de outubro seja tipicamente chuvoso, no ano de 2020 a seca extrema (precipitação igual a 0 mm) só ocorreu no mês de setembro (Figura 1) e, desse modo, optamos por realizar a amostragem no dia 06 de outubro, antes que os eventos de precipitação pluviométrica da estação chuvosa tivessem início. A segunda amostragem foi realizada nessa data para permitir avaliar o efeito acumulado de todo o período de seca. Os dados climáticos apresentados foram obtidos de duas estações meteorológicas localizadas na região (Estação Fábrika e Estação Lagoa Perdida, 19°19'09.9"S 42°23'41.4"W e 19°33'05.0"S 42°31'13.4"W Tais dados foram gentilmente fornecidos pela Celulose Nipo-Brasileira S/A (CENIBRA-MG)

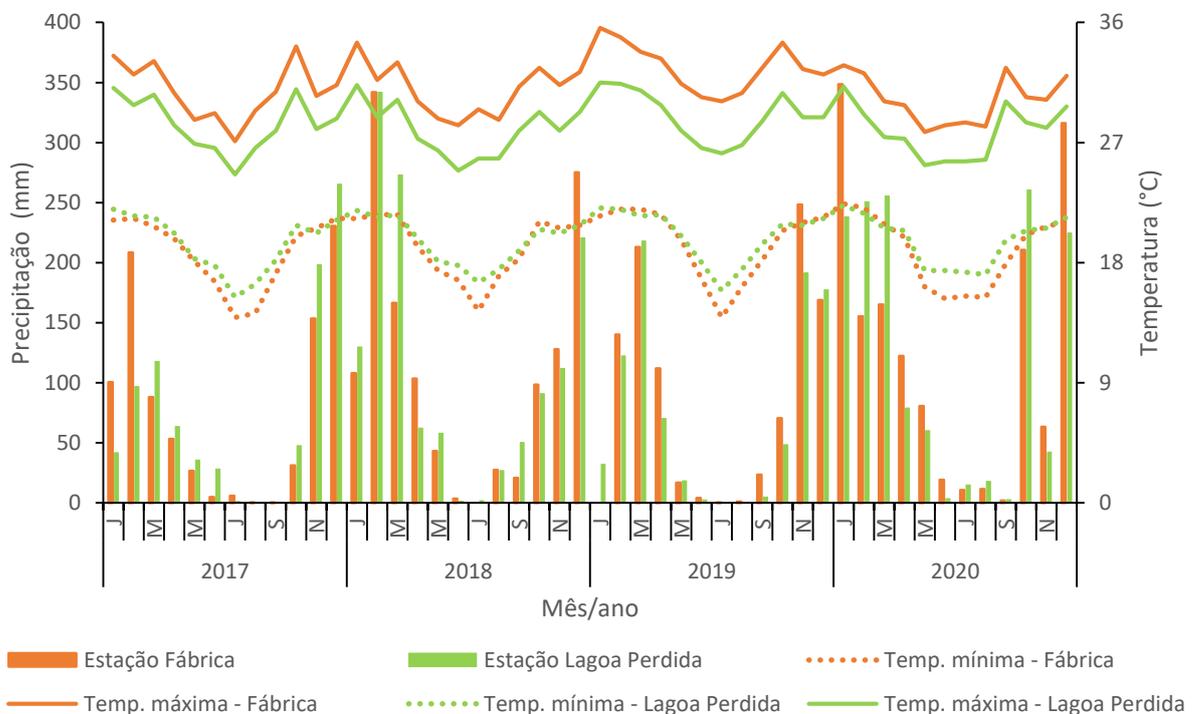


Figura 1- Dados de precipitação e temperatura (mínimas e máximas) por mês, variando entre os anos de 2017 a 2020 nas estações Fábrika e Lagoa Perdida. Os dados foram fornecidos pela Celulose Nipo-Brasileira S/A (CENIBRA- MG).

As coletas foram realizadas em seis pontos, nos quais foram obtidas uma amostra de água e seis rochas. Assim, em cada período amostrado foi gerado um total de seis amostras de água e 36 amostras do perifíton epilítico presente nas rochas amostradas. Os pontos de amostragem foram estabelecidos com base nos usos e ocupação do solo, como observado na figura 2 e Tabela 1. Nessa figura, os pontos de montante à jusante encontram-se enumerados de 1 a 6, sendo localizados ao longo do Ribeirão Ipanema e em alguns de seus afluentes. Os

pontos de amostragem foram divididos em 3 grupos: zona rural, zona periurbanas e zona urbana. Os pontos 1 e 2, respectivamente denominados Ipanemão e Ipanema Rural, estão localizados na zona rural, com seus entornos caracterizados por áreas de vegetação nativa, reflorestamento (plantação de eucalipto) e pastagem. Ambos os pontos possuem água mais transparente, sem odor e aparentemente menos poluída. Os pontos 3 e 4 encontram-se nos ribeirões Barra Alegre e Limoeiro, respectivamente, que são afluentes da margem esquerda do Ribeirão Ipanema. Esses pontos estão localizados em zonas periurbanas, com uma das margens apresentando ocupação urbana e a outra apresentando vegetação nativa e pastagens. Ambos sofrem influência urbana localmente, mas a maior parte de seu fluxo a montante ocorre em áreas naturais ou rurais. Os pontos 3 e 4 possuem água turva, mas sem odor. É importante ainda ressaltar que o ponto 4 foi caracterizado por uma pequena concentração de lixo no entorno. Os pontos mais a jusante (5 e 6) estão localizados em área predominantemente urbana, sendo o ponto 5 localizado no ribeirão Bom Jardim, afluente da margem direita, e o ponto 6 na foz do próprio ribeirão Ipanema. No ponto 5 a água apresenta-se mais turva, com coloração escura, odor muito desagradável e uma grande quantidade de lixo no entorno. Já no ponto 6 a água é turva e com pouca quantidade de lixo sob a água e sem odor (Tabela1).

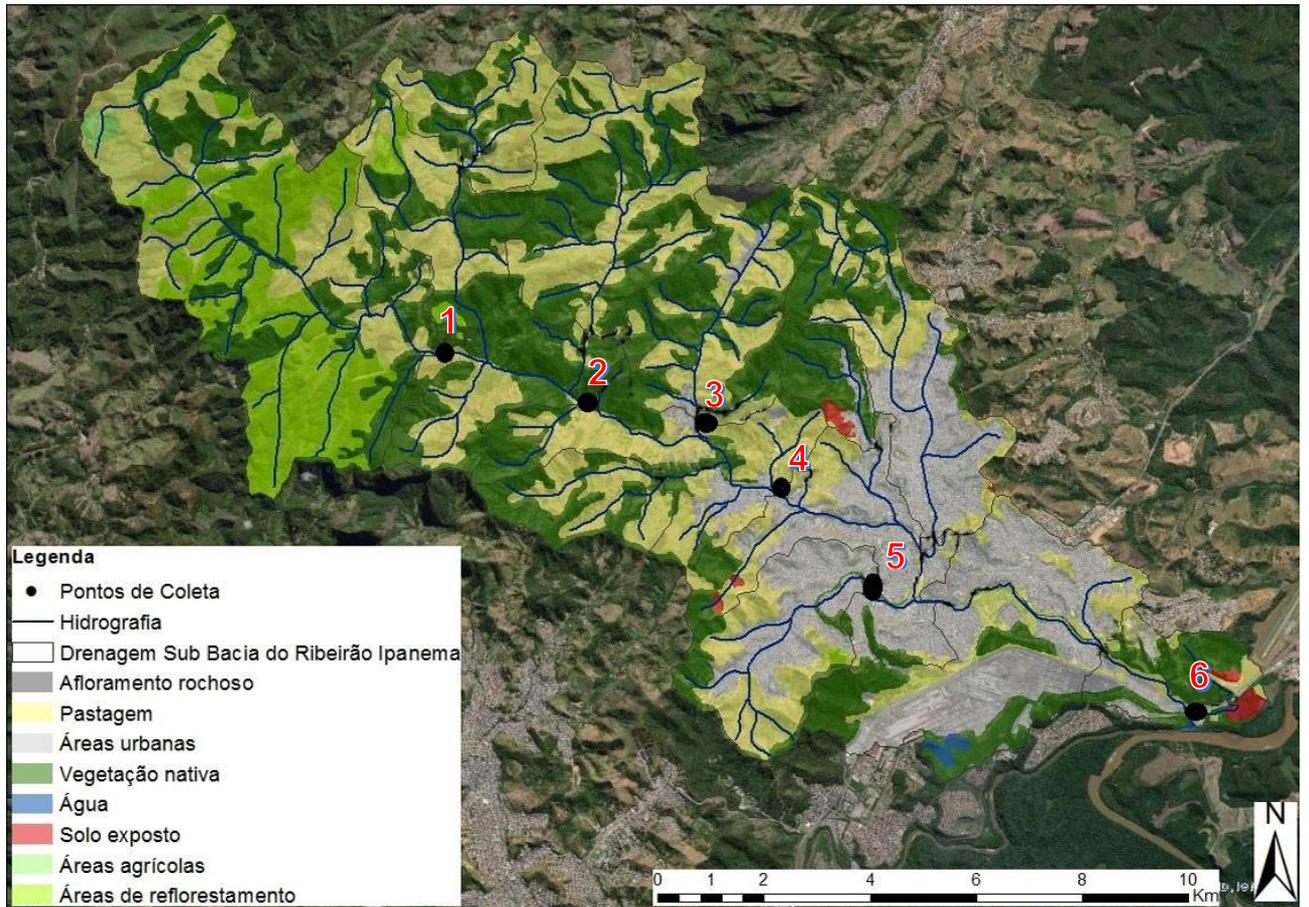


Figura 2 - Uso e ocupação do solo e pontos de coleta na bacia hidrográfica do Ribeirão Ipanema.

Fonte: adaptado de BARROS *et al.* (2019).

Tabela 1 - Características gerais dos pontos de coleta na bacia do Ribeirão Ipanema.

Ponto	Nome	Coordenadas	Zona	Descrição dos pontos
1	Ipanemão	19°25'42.0"S 42°38'25.0"W	Rural	Ocupação de plantação de eucalipto
2	Ipanema Rural	19°26'12.0"S 42°36'55.0"W	Rural	Vegetação nativa e pastagem
3	Barra Alegre	19°25'16.0"S 42°35'30.0"W	Periurbana	Pouca cobertura urbana, vegetação nativa e pastagem
4	Limoeiro	19°28'08.0"S 42°33'49.0"W	Periurbana	Pouca cobertura urbana, vegetação nativa e pastagem
5	Bom Jardim	19°28'08.0"S 42°33'49.0"W	Urbana	Grande cobertura urbana
6	Foz	19°29'20.0"S 42°30'20.0"W	Urbana	Grande cobertura urbana

3.3 Análises *in situ* e amostragem de água para análises laboratoriais

Algumas variáveis físicas e químicas, como temperatura da água, pH, Potencial de Oxidação/Redução (ORP), oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos (TDS), foram medidas *in situ* através de uma sonda multiparâmetros (YSI – Professional Plus, Yellow Springs ® USA). Adicionalmente, amostras de 5 mL de água subsuperficial, para análise de nutrientes, foram obtidas com um recipiente de polietileno de 5 L, sempre às margens dos cursos d'água. As amostras foram armazenadas em frascos de polietileno e preservadas em uma caixa térmica com gelo para serem processadas no Laboratório de Pesquisa Ambiental da Universidade Católica do Leste de Minas Gerais.

Em síntese, em cada ponto de coleta foi obtida uma amostra de 5 L de água. Dessa amostra de água bruta, 200 mL foram recolhidos para posterior análise de fósforo total e 100 mL foram utilizados para analisar a turbidez, por meio do turbidímetro HACH 2100Q. Os 4,7 L restantes foram acondicionados em um frasco de polipropileno, no qual foram levados ao laboratório para proceder a filtração (filtro de fibra de vidro GF-3, Macherey-Nalgen), sendo o filtros usados nas análises de sólidos totais em suspensão e de clorofila-*a*, enquanto o filtrado foi usado para as análises de nutrientes dissolvidos. As análises físicas e químicas foram realizadas em laboratório, de acordo com os métodos padronizados em APHA (2005). Em síntese, o filtrado recolhido foi submetido a análises de fósforo reativo solúvel pelo kit Phosphat Test (Merck spectroquant). Foi ainda retirada uma alíquota do filtrado para análise de cor verdadeira, utilizando o Spectroquant Merck NOVA 60.

Análises colorimétricas, por meio de espectrofotometria, foram realizadas para a quantificação das concentrações de amônia, nitrito, nitrato e fósforo total. Para as análises de nitrato, foi realizada a redução por meio de cádmio metálico, sendo a concentração obtida por reação com sulfanilamida/Dicloridrato de N-naftiletilenodiamina. Em relação ao fósforo total, a determinação se deu através do método de redução por ácido ascórbico, com a reação de ortofosfato com o molibdato após a digestão por ácido sulfúrico e ácido nítrico. Os dados de fósforo total de cada amostra foram utilizados para o cálculo do Índice de Estado Trófico (IET), segundo Lamparelli (2004), conforme a fórmula abaixo:

$$\text{IET} = 10 \frac{6 - 1,77 - 0.42\ln(\text{PT})}{\ln(2)}$$

As análises de sólidos em suspensão foram feitas por gravimetria com auxílio de balança de precisão, sendo que os filtros de massa previamente conhecida antes da filtração, foram, após a retenção de material pela filtração, secos em estufa a 105 °C e, em seguida, incinerados a 300 °C e novamente pesados a cada etapa para realização dos cálculos que identificam a quantidade total de sólidos em suspensão na água e suas frações orgânica e inorgânica.

Para análise de clorofila-*a*, foi feita a filtração de 1 L de água e as amostras foram filtradas em filtro de fibra de vidro GF-5, 0,70 µm (Macherey-Nalgen) para retenção dos resíduos sólidos. Em seguida, o filtro foi armazenado no freezer envolto em papel alumínio até o momento da análise. Após esse procedimento, foi realizada a extração em acetona a 90%, durante 24h e, em seguida, o material foi centrifugado para decantar as partículas, eliminando os efeitos de turbidez na leitura em espectrofotômetro. Foram feitas leituras em 664nm e 750nm, logo depois foi adicionado ácido clorídrico e, após 90 segundos, foram feitas mais duas leituras, uma em 665nm e outra em 750nm, respectivamente. Esse processo foi realizado pelo método de espectrometria (Spectroquant Merck ® PHARO300). Após a leitura, foi calculada a concentração de clorofila através dos dados de leitura dos comprimentos de onda.

3.4 Amostragem e quantificação do perifíton

As rochas coletadas para análise do perifíton foram obtidas a fim de se evitar uma cobertura contínua do perifíton, que pudesse resultar em amostras homogêneas como simples consequência de estarem muito próximas. Assim, as rochas foram coletadas a distâncias maiores do que 1 m umas das outras, sempre próximas às margens e totalmente submersas na água, de modo a permitir a completa colonização de sua superfície pelo perifíton. Além disso, foi estabelecido visualmente um padrão de semelhança entre os tamanhos das rochas e a profundidade dessas rochas submersas (cerca de 10 cm abaixo da superfície). Após serem coletadas, as rochas foram inseridas em sacos plásticos, que foram etiquetados e colocados em uma bolsa térmica, sendo levadas ao laboratório, onde foram submetidas a um processo de remoção do perifíton. Para tal, foi utilizada uma escova de dente de cerdas macias e um volume de 200 mL de água filtrada. Após esse procedimento, as amostras foram transferidas para garrafas de polietileno, sendo fixadas com solução de lugol acético.

A área superficial das rochas foi estimada pelo método de Kovalak (1978), sendo utilizadas esponja sintéticas, de área definida (3,0 cm², 6,25 cm² e 10cm²) contendo tinta para fazer marcações não sobrepostas em toda a superfície de cada rocha. A quantidade de marcas, de cada medida, necessária para cobrir a rocha era registrada à medida que eram aplicadas à rocha. Assim, em seguida foi calculado o somatório das áreas cobertas pela tinta, gerando o resultado de medida de área total.

A comunidade perifítica foi quantificada pelo método de Utermöhl (1958), utilizando um microscópio invertido (Zeiss). Para isso, subamostras dos 200 mL de água utilizados na remoção do perifíton eram diluídas 5 ou 10 vezes com água filtrada. As contagens foram feitas ao longo de transectos em cubetas de sedimentação, com ampliação de 400x até que fossem quantificados 100 indivíduos da espécie mais abundante. Os resultados gerados nessa etapa são expressos como célula/mL. Para converter a quantificação em indivíduos/cm² da rocha, o número de indivíduos por mL foi multiplicado por 200 (volume utilizado na lavagem da rocha), sendo o resultado dividido pela área da rocha, em cm². Os dados da comunidade perifítica foram, finalmente, convertidos em biovolume por área da rocha (µm³ cm⁻²). Para tal, a densidade populacional de cada espécie foi multiplicada pelo volume médio de suas células, calculado por meio de modelos geométricos aplicados a 20 indivíduos para cada espécie (HILLEBRAND *et al.*, 1999; SUN & LIU, 2003). Além da avaliação da biomassa total de fotossintetizantes no perifíton, a biomassa de diatomáceas foi avaliada separadamente, uma vez que este grupo é importante na bioindicação e também é o mais abundante nesses tipos ambientes.

A riqueza de espécie (S) foi obtida como o número total de espécies registradas em cada amostra. A diversidade foi obtida pelo cálculo do índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1949), segundo a fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

sendo:

S = Riqueza de espécies

Pi = É a proporção entre o biovolume da i-ésima espécie e o biovolume total na amostra.

3.5 Análises estatísticas

Para extrair as principais tendências entre as comunidades periféricas dos pontos amostrados foi realizada uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), que é uma análise multivariada que permite avaliar a distribuição das amostras em um espaço multidimensional com base na estrutura de suas comunidades. Em seguida, foi realizada uma PERMANOVA para comparar as comunidades, apresentando valor de significância estatística através do índice de similaridade de Bray-Curtis. Quanto aos dados de riqueza de espécies, os pontos foram comparados na estação seca por meio da análise não paramétrica de Kruskal-Wallis, seguida do teste de Dunn nos casos em que havia diferenças significativas entre os locais amostrados. Foi utilizada a análise de variância (ANOVA) para a comparação dos dados de riqueza obtidos durante o período chuvoso e também para a comparação dos valores de diversidade (H') em ambos os períodos amostrados. Nos casos em que a análise de variância (ANOVA) evidenciou diferenças significativas, foi feito um teste a posteriori (Tukey test) para detectar quais pontos diferiram entre si. Todas as análises estatísticas foram realizadas com o programa PAST versão 4.03.

4 RESULTADOS

4.1 Variáveis físicas e químicas – Estação chuvosa

Os dados físicos e químicos da estação chuvosa encontram-se sintetizados na tabela 2. Os maiores valores de temperatura foram registrados nos pontos mais a jusante, Foz e Bom Jardim (27,5 e 26,2 °C, respectivamente), que são também os pontos classificados como urbanos. Os outros pontos apresentaram valores intermediários e similares (de 24,7; 24,1 e 23°C, respectivamente para Barra Alegre, Limoeiro e Ipanema Rural), sendo que o ponto rural mais a montante (Ipanemão) foi o que apresentou o menor valor de temperatura (22,1 °C). As maiores concentrações de oxigênio dissolvido também ocorreram nos pontos rurais, Ipanema Rural e Ipanemão (7,48 e 7,04 mg/L, respectivamente). O ponto Bom Jardim, sendo um dos localizados mais a jusante e cercado de áreas altamente urbanizadas, foi o que apresentou a menor concentração de OD (0,89 mg/L), enquanto os outros pontos apresentaram concentrações similares (variando entre 5,1 e 5,4 mg/L). Os valores de pH também foram similares na maioria dos pontos de amostragem, exceto no ponto urbano Foz, onde foi observado o valor mais elevado (pH = 9,18). A condutividade elétrica apresentou os maiores valores nos pontos urbanos (Bom Jardim e Foz, com 328,9 e 325,0 µS/cm, respectivamente), destoando dos demais pontos, que variaram de 31,9 (no ponto rural Ipanemão) a 151,9 µS/cm. A turbidez apresentou maiores valores no ponto rural Ipanemão e no periurbano Barra Alegre (75,9 e 56,2 NTU, respectivamente). O ponto urbano Bom Jardim apresentou o menor valor de turbidez (18,1 NTU). A cor verdadeira apresentou maiores valores em um ponto periurbano, Barra Alegre, e em um ponto rural, Ipanemão, com valores de 177 e 126 Hz, respectivamente. Os outros pontos apresentaram valores similares em termos estatísticos. A concentração de sólidos totais em suspensão (STS) foi maior no ponto urbano Foz, no periurbano Limoeiro e no urbano Bom Jardim (300,7, 254,7 e 185,7 mg/L, respectivamente). Os pontos rurais Ipanema Rural e Ipanemão apresentaram as menores concentrações de sólidos totais (20,7 e 18,7 mg/L, respectivamente). Os sólidos orgânicos em suspensão (SOS) também apresentaram maiores concentrações nos pontos Foz, Limoeiro e Bom Jardim (286,1, 239,6 e 176,9 mg/L, respectivamente), sendo os menores valores registrados nos pontos Ipanema Rural e Ipanemão (4,70 e 1,95 mg/L, respectivamente). A concentração de sólidos inorgânicos em suspensão (SIS) foi maior no ponto periurbano Barra Alegre (37,3 mg/L) e foi menor no ponto urbano

Bom Jardim (8,72 mg/L), sendo que os demais pontos apresentaram concentrações similares, variando de 14,6 a 16,8 mg/L.

Em relação aos nutrientes, na estação chuvosa (Tabela 2), a concentração de amônia no ponto urbano Bom Jardim foi o que apresentou a maior concentração (4,06 mg/L) deste íon, enquanto os demais apresentaram valores baixos, variando de 0,01 e 0,69 mg/L, principalmente os pontos rurais Ipanema Rural e o Ipanemão, com 0,02 e 0,01 mg/L, respectivamente). A concentração nitrito foi maior no ponto periurbano Barra Alegre e no ponto urbano Foz (0,06 e 0,04 mg/L, respectivamente). O ponto urbano Bom Jardim foi o que apresentou a menor concentração (0,01 mg/L). Os demais pontos apresentaram valores mais parecidos. Em relação ao nitrato, a maior concentração (0,75 mg/L) foi observada no ponto urbano mais a jusante, Foz, sendo que os outros pontos mostraram valores similares, à exceção do ponto urbano Bom Jardim, que apresentou a menor concentração (0,05 mg/L) deste íon. O fósforo dissolvido no ponto urbano Bom Jardim apresentou a maior concentração (0,38 mg/L) registrada no período chuvoso, enquanto os outros pontos apresentaram valores mais baixos, variando de 0,04 a 0,06mg/L, ou até mesmo a não detecção do fósforo dissolvido nos pontos rurais Ipanemão e Ipanema Rural e no ponto periurbano Barra Alegre. O fósforo total apresentou a maior concentração (0,52 mg/L) no ponto urbano Bom Jardim, enquanto os demais pontos apresentaram concentrações menores e similares desta variável, que variaram de 0,04 a 0,08 mg/L, ou até mesmo a não detecção do fósforo total no ponto Ipanema Rural.

Em relação ao IET, o ponto mais a montante, Ipanema Rural, foi considerado ultraoligotrófico. O ponto rural Ipanemão, o periurbano Barra Alegre e o urbano Foz apresentaram os mesmos valores de IET e foram classificados como mesotróficos. O ponto periurbano Limoeiro exibiu valor de IET elevado, sendo considerado eutrófico, e o ponto urbano Bom Jardim apresentou o maior valor deste índice, sendo classificado como hipereutrófico, conforme demonstrado na tabela 2.

Tabela 2- Variáveis físicas e químicas relacionadas à qualidade da água dos pontos de coleta da bacia do Ribeirão Ipanema – Estação chuvosa.

	Ipanemão	Ipanema Rural	Barra Alegre	Limoeiro	Bom Jardim	Foz
Temperatura	22,1	23	24,7	24,1	26,2	27,5
OD (mg/L)	7,04	7,48	5,13	5,46	0,89	5,45
pH	8,44	7,71	7,66	7,85	8,08	9,18
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	31,9	57,3	151,9	121,4	328,9	325
Turbidez	75,9	18,7	56,2	32	18,1	24,9
Cor verdadeira (Hz)	126	73	88	74	177	72
STS (mg/L)	18,75	20,70	99,02	254,74	185,70	300,74
SOS (mg/L)	1,95	4,70	61,64	239,66	176,97	286,11
SIS (mg/L)	16,80	16,00	37,37	15,08	8,72	14,63
Amônia (mg/L)	0,01	0,02	0,21	0,69	4,06	0,2
Nitrito (mg/L)	0,03	0,02	0,06	0,03	0,01	0,04
Nitrato (mg/L)	0,25	0,26	0,29	0,37	0,05	0,75
PO_4^{3-} (mg/L)	0	0	0	0,06	0,38	0,04
P- Total	0,04	0	0,04	0,08	0,52	0,04
IET	57	0	57	61	72	57
Estado trófico	mesotrófico	ultraoligotrófico	mesotrófico	eutrófico	hipereutrófico	mesotrófico

4.2 Variáveis físicas e químicas - Estação seca

Os dados físicos e químicos obtidos na estação seca estão sintetizados na tabela 3. Os pontos Foz e Bom Jardim, urbanos e mais a jusante, exibiram os maiores valores de temperatura também no período seco, com 29,5 e 27,7 °C, respectivamente. O ponto rural Ipanemão apresentou a menor temperatura (20,5 °C). Quanto ao oxigênio dissolvido, os pontos rurais, Ipanema Rural e Ipanemão, exibiram as maiores concentrações (10,3 e 9,7 mg/L, respectivamente), sendo que o ponto urbano Bom jardim foi novamente o que exibiu a menor concentração de OD (2,2 mg/L). Valores de pH foram similares entre os pontos, variando de 7,26, no ponto rural Ipanemão, a 8,43 no ponto urbano Foz. O maior valor de condutividade elétrica (148,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$) foi observado no ponto urbano Foz, seguido pelo ponto periurbano Barra Alegre (118,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$); enquanto o menor valor (21,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$) foi registrado no ponto rural Ipanemão. A turbidez apresentou o maior valor (12 NTU) no ponto urbano Foz, enquanto os outros pontos mostraram valores similares, variando de 5 a 8 NTU, exceto o ponto periurbano Barra Alegre, onde foi observado o menor valor (3,5 NTU). A cor verdadeira apresentou maior valor no ponto urbano Bom Jardim (36,2 Hz), sendo que os demais pontos apresentaram valores similares, variando de 9,6 a 19,8 Hz, com os menores valores sendo registrados nos pontos rurais, Ipanema Rural e Ipanemão (9,7 e 9,6 Hz, respectivamente). As maiores concentrações

de sólidos totais em suspensão (STS) foram registradas no ponto urbano Foz e no Ipanema Rural (77,7 e 57,5 mg/L, respectivamente), enquanto os pontos periurbanos Limoeiro e Barra Alegre apresentaram as menores concentrações (6,3 e 4,8 mg/L, respectivamente). O ponto urbano Bom Jardim e o rural Ipanemão apresentaram valores intermediários similares (23,5 e 21,1 mg/L, respectivamente). Os sólidos orgânicos em suspensão (SOS) apresentaram maiores concentrações no ponto urbano Foz e no Ipanema Rural (75,7 e 54,1 mg/L, respectivamente). O ponto urbano Bom Jardim e o rural Ipanemão apresentaram concentrações de SOS similares (19,7 e 17,8 mg/L, respectivamente), enquanto os pontos periurbanos Barra Alegre e Limoeiro apresentaram as menores concentrações (1,1 e 0,6 mg/L, respectivamente). A maior concentração de sólidos inorgânicos em suspensão (SIS) ocorreu no ponto periurbano Limoeiro (5,7 mg/L). Os demais pontos apresentaram concentrações similares, variando de 2,9 a 3,7 mg/L, sendo que o ponto urbano Foz apresentou a menor concentração de SIS (2,0 mg/L).

Analisando os nutrientes no período seco (Tabela 3), a amônia apresentou maiores concentrações nos pontos urbanos, Foz e Bom Jardim, e no periurbano Limoeiro (0,62, 0,57 e 0,52 mg/L, respectivamente). O ponto Ipanema Rural apresentou a menor concentração (0,02 mg/L) de amônia, sendo que os demais pontos apresentaram concentrações similares, variando de 0,03 a 0,05 mg/L. A concentração de nitrito apresentou o maior valor no ponto urbano Foz (0,29 mg/L) e os demais pontos evidenciaram valores similares, variando de 0,02 a 0,04 mg/L. O nitrato apresentou maior concentração no ponto periurbano Barra Alegre e no urbano Foz (0,62 e 0,48 mg/L, respectivamente). O ponto urbano Bom Jardim, apresentou a menor concentração de nitrato (0,01 mg/L), sendo que os demais pontos exibiram valores baixos e similares, variando de 0,02 a 0,06 mg/L. O ponto urbano Bom Jardim foi caracterizado pela maior concentração de fósforo dissolvido (0,32 mg/L), enquanto o ponto rural Ipanemão apresentou a menor concentração (0,01 mg/L). As concentrações observadas nos outros pontos foram baixas e similares, variando de 0,02 a 0,06 mg/L. O fósforo total também apresentou a maior concentração no ponto urbano Bom Jardim (0,40 mg/L). Os demais pontos exibiram concentrações similares, variando de 0,06 a 0,15 mg/L, sendo que o ponto rural Ipanemão apresentou a menor concentração (0,01 mg/L).

Na estação seca, os menores valores do índice de estado trófico (IET) foram registrados no ponto rural Ipanemão e no periurbano Barra Alegre, sendo considerados oligotrófico e mesotrófico, respectivamente. O ponto Ipanema Rural e o periurbano Limoeiro apresentaram valores similares e ambos foram considerados eutróficos. Os pontos urbanos Bom Jardim e Foz

apresentaram os maiores valores de IET, sendo considerados hipereutróficos, conforme verificado na tabela 3.

Tabela 3- Variáveis físicas e químicas relacionadas à qualidade da água dos pontos de coleta da bacia do Ribeirão Ipanema – Estação seca.

	Ipanemão	Ipanema Rural	Barra Alegre	Limoeiro	Bom Jardim	Foz
Temperatura	20,5	22,2	23,8	23,8	27,7	29,5
OD (mg/L)	9,7	10,3	7,1	6,97	2,25	3,6
pH	7,26	7,79	8,01	8,34	8,5	8,43
CE (μ S/cm)	21,2	36,8	69	59,3	118	148,6
Turbidez	6	5	3,5	6,5	8	12
Cor verdadeira (Hz)	9,65	9,7	16,3	10,5	36,25	19,8
STS (mg/L)	21,15	57,05	4,8	6,35	23,5	77,75
SOS (mg/L)	17,80	54,10	1,05	0,60	19,75	75,70
SIS (mg/L)	3,35	2,95	3,75	5,75	3,75	2,05
Amônia (mg/L)	0,03	0,02	0,05	0,52	0,57	0,62
Nitrito (mg/L)	0,02	0,02	0,04	0,03	0,02	0,29
Nitrato (mg/L)	0,02	0,03	0,62	0,06	0,01	0,48
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,01	0,02	0,04	0,06	0,32	0,04
P- Total (mg/L)	0,01	0,07	0,06	0,10	0,40	0,15
IET	48	60	59	62	71	65
Estado trófico	oligotrófico	eutrófico	mesotrófico	eutrófico	hipereutrófico	hipereutrófico

4.3 Resultados das análises biológicas

Durante a estação chuvosa, a concentração de clorofila-*a* (Tabela 4) na água foi maior no ponto urbano Bom Jardim, no ponto periurbano Limoeiro e no ponto Ipanema Rural (2,97, 2,48 e 2,40 μ g/L, respectivamente). Os demais sistemas estudados apresentaram concentrações menores ou até mesmo valores não detectáveis, como o ponto periurbano Barra Alegre e o ponto urbano Foz. Na estação seca, a concentração de clorofila-*a* na água foi maior no ponto urbano Bom Jardim e no periurbano Limoeiro (8,68 e 3,47 μ g/L, respectivamente). O ponto rural Ipanemão foi o que apresentou a menor concentração de clorofila-*a* (0,13 μ g/L), enquanto os demais pontos variaram de 0,53 a 1,74 μ g/L.

Tabela 4- Concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g/L}$) nos pontos de amostragem na estação chuvosa e na estação seca.

	Ipanemão	Ipanema Rural	Barra Alegre	Limoeiro	Bom Jardim	Foz
Chuva	0,27	2,4	0	2,48	2,97	0
Seca	0,13	1,6	0,53	3,47	8,68	1,74

A densidade da comunidade perifítica (biomassa por cm^2) foi maior na estação seca quando comparada à estação chuvosa (Figura 3). Na estação chuvosa, os pontos urbanos Foz e Bom Jardim apresentaram maior biomassa perifítica ($0,03 \times 10^6$ e $0,02 \times 10^6 \text{ mm}^3/\text{cm}^2$, respectivamente). O ponto periurbano Limoeiro apresentou uma menor biomassa ($0,01 \times 10^6 \text{ mm}^3/\text{cm}^2$), enquanto no ponto periurbano Barra Alegre e nos rurais Ipanemão e Ipanema Rural a biomassa foi praticamente igual a $0 \text{ mm}^3/\text{cm}^2$. No período seco, a biomassa perifítica foi maior nos pontos urbanos Bom Jardim e Foz ($0,26 \times 10^6$ e $0,24 \times 10^6 \text{ mm}^3/\text{cm}^2$, respectivamente), seguidos do ponto rural Ipanemão ($0,22 \times 10^6 \text{ mm}^3/\text{cm}^2$) (Figura 3).

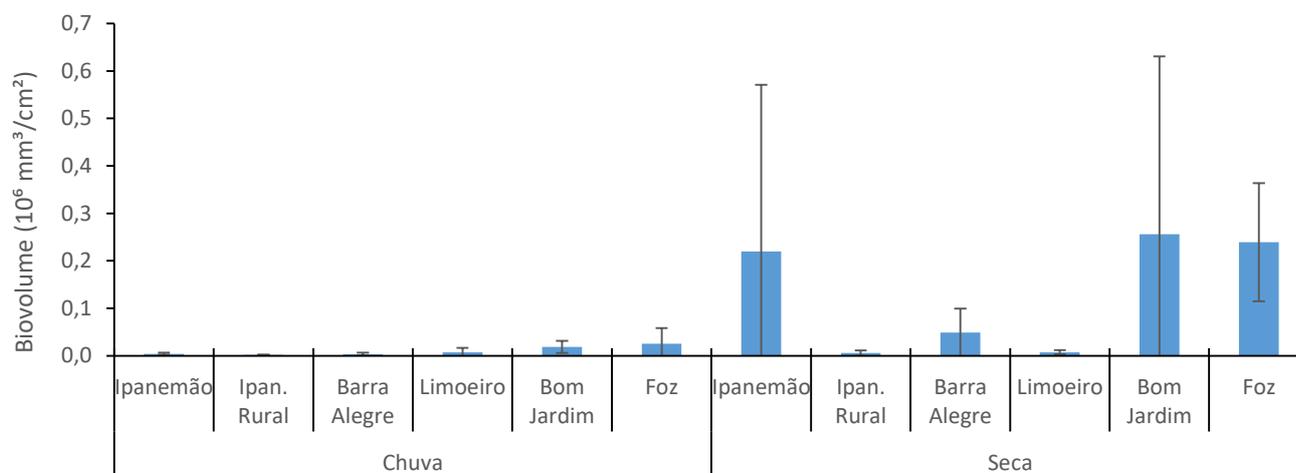


Figura 3: Biomassa perifítica dos pontos amostrais na estação chuvosa e na estação seca.

Considerando a análise taxonômica do perifíton, o período chuvoso foi caracterizado pela presença de espécies pertencentes às classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanophyceae e Coscinodiscophyceae (Figura 4). Bacillariophyceae (diatomáceas) foi a classe mais abundante e com maior biomassa (estimada pelo biovolume) nos pontos urbanos Bom Jardim e Foz ($79,90 \times 10^6$ e $51,87 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$, respectivamente). Chlorophyceae apresentou maior biomassa no ponto urbano Bom Jardim ($38,04 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) e no periurbano Limoeiro ($30,35 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). Coscinodiscophyceae e Cyanophyceae foram as classes menos

abundantes, chegando a, no máximo, $2,17 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$ e $0,04 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$, respectivamente no ponto periurbano Limoeiro (Figura 4).

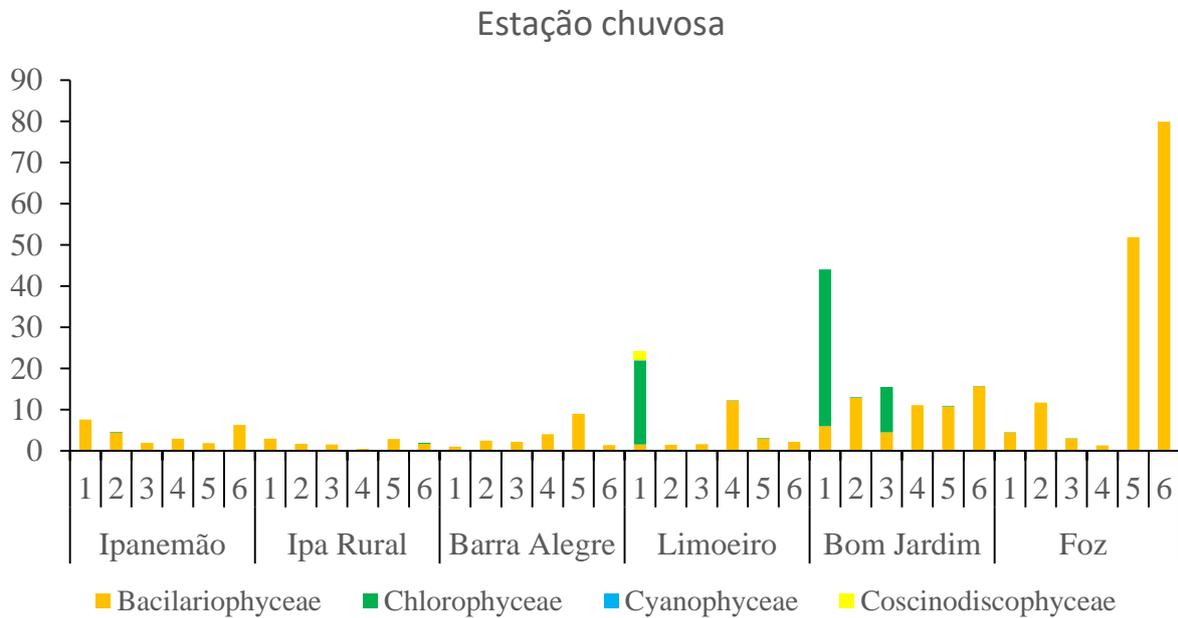


Figura 4: Biovolume da comunidade perifítica nos pontos de coleta na estação chuvosa.

Na estação seca foram identificadas as classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanophyceae e Zygnematophyceae (Figura 5). As diatomáceas foram as mais abundantes e com maior biomassa nos pontos urbanos Bom Jardim e Foz ($830,58 \times 10^6$ e $346,60 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$, respectivamente). Chlorophyceae predominou no ponto urbano Foz com maior biomassa ($301,87 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). A classe Zygnematophyceae mostrou maior biomassa no ponto rural Ipanemão ($777,39 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$). Cyanophyceae foi a classe menos abundante, sendo que o maior valor de biomassa foi de apenas $3,90 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$, no ponto rural Ipanemão (Figura 5).

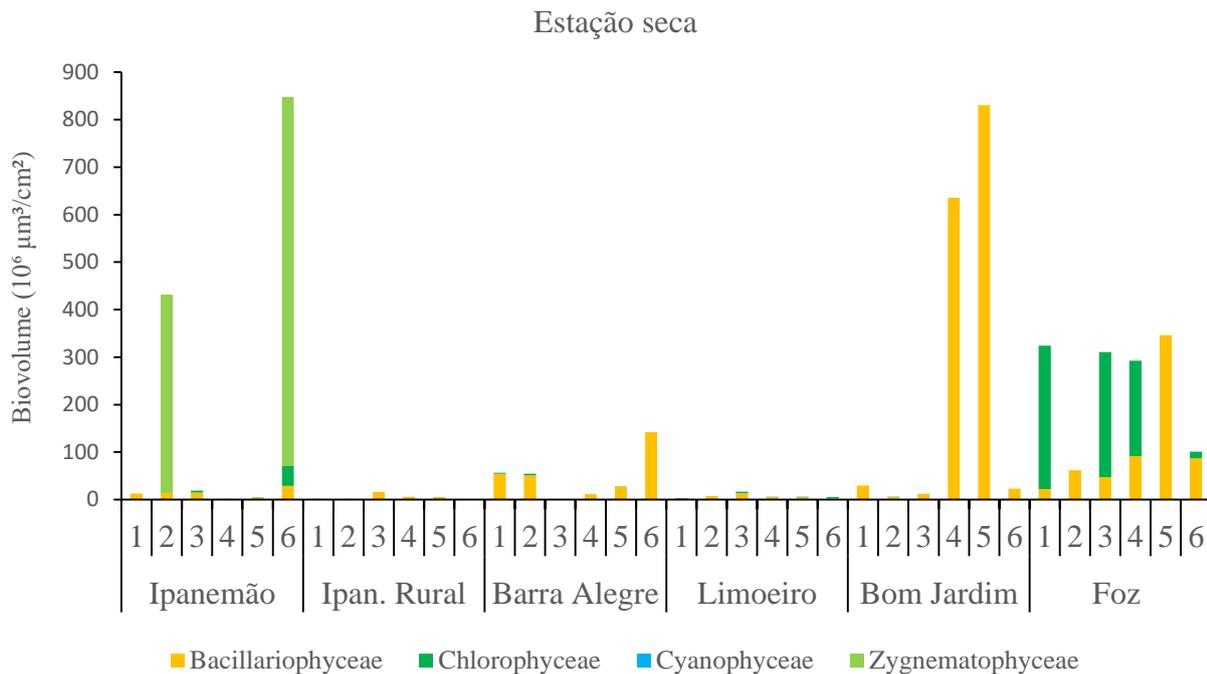


Figura 5: Biovolume da comunidade perifítica nos pontos de coleta na estação seca.

No período chuvoso foi observado que não houve uma diferenciação clara das comunidades perifíticas segundo os usos do solo. A nMDS mostrou uma separação dos pontos de amostragem relacionada aos usos do solo apenas até certo grau, pois houve uma sobreposição das amostras obtidas no ponto Ipanemão com amostras dos pontos mais a jusante (Figura 6). Ainda assim, foram detectadas diferenças significativas entre alguns pontos (PERMANOVA $p=0,001$, Tabela 6). O ponto rural Ipanemão diferiu significativamente do ponto urbano Foz ($p=0,027$), enquanto o ponto Ipanema Rural diferiu significativamente do ponto periurbano Limoeiro ($p=0,036$) e dos urbanos Bom Jardim ($p=0,027$) e Foz ($p=0,027$). Não houve diferença significativa nas demais comparações entre pontos (Tabela 6).

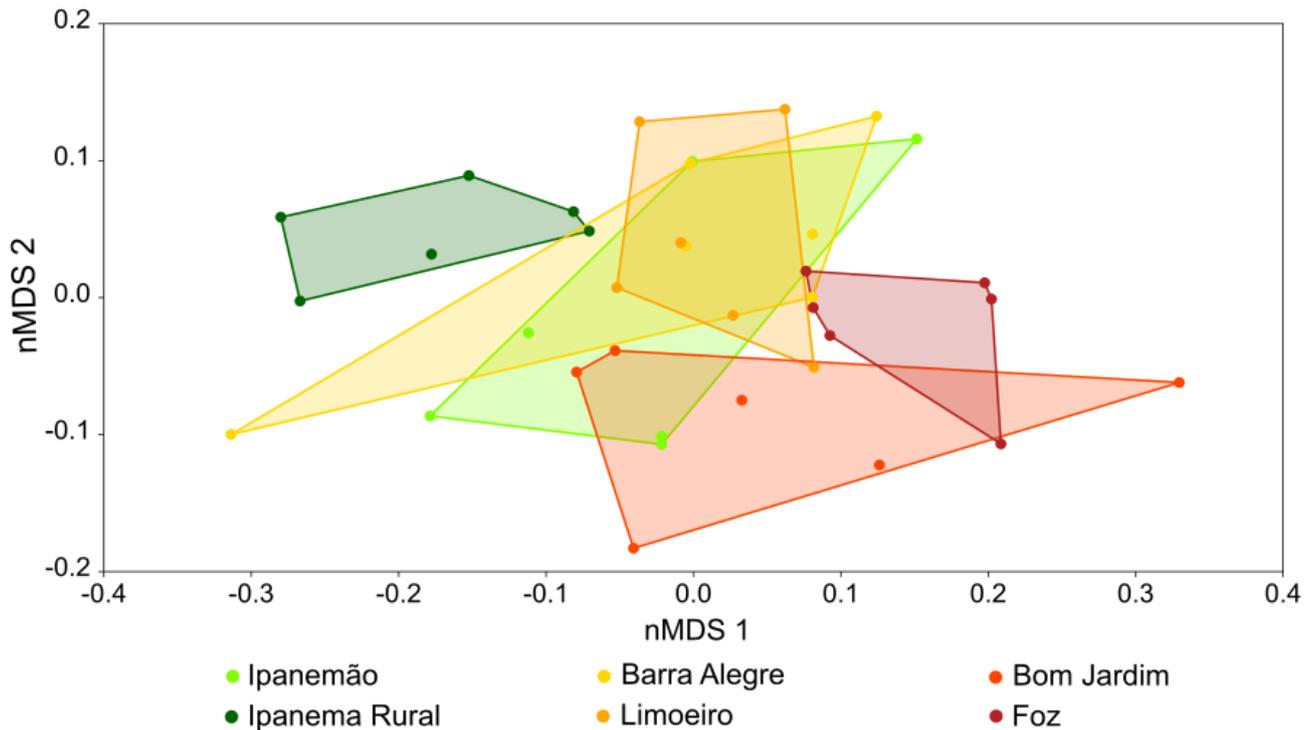


Figura 6: Resultados da análise nMDS para avaliar a distribuição das amostras em um espaço multidimensional com base na estrutura das comunidades na estação chuvosa.

Tabela 6 – Resultados da PERMANOVA comparando a composição da comunidade periférica e evidenciando a diferença significativa entre os pontos na estação chuvosa, destacados em cor rosa.

PERMANOVA One-way						
Permutação N	9999					
Soma total dos quadrados	6,842					
Soma total dos quadrados dentro do grupo	4,029					
R	4,19					
p (same)	0,0001					
Pontos	Ipanemão	Ipanema Rural	Barra Alegre	Limoeiro	Bom Jardim	Foz
Ipanemão		0,076	1	0,264	1	0,027
Ipan. Rural			0,196	0,036	0,027	0,027
Barra Alegre				1	0,640	0,054
Limoeiro					0,849	0,058
Bom Jardim						0,147

A nMDS dos dados obtidos na estação seca evidenciou um gradiente dos pontos mais a montante para os pontos mais a jusante somente em relação ao segundo eixo, sendo que para o nMDS1 não foi verificada uma tendência clara na distribuição dos grupos de dados (Figura 7). Foi detectada diferenças significativas em relação à estrutura das comunidades perifíticas dos pontos amostrados (PERMANOVA $p < 0,001$, Tabela 7), evidenciando também tendências relacionadas aos diferentes usos do solo. O ponto rural Ipanemão diferiu significativamente dos pontos periurbano Limoeiro ($p = 0,031$) e urbanos Bom Jardim e Foz ($p = 0,030$ e $p = 0,049$, respectivamente). O ponto Ipanema Rural diferiu dos urbanos Bom Jardim e Foz ($p = 0,027$). O ponto Limoeiro diferiu do urbano Bom Jardim ($p = 0,042$), o qual diferiu do urbano Foz ($p = 0,027$). As demais comparações entre pontos não apresentaram diferenças significativas (Tabela 7).

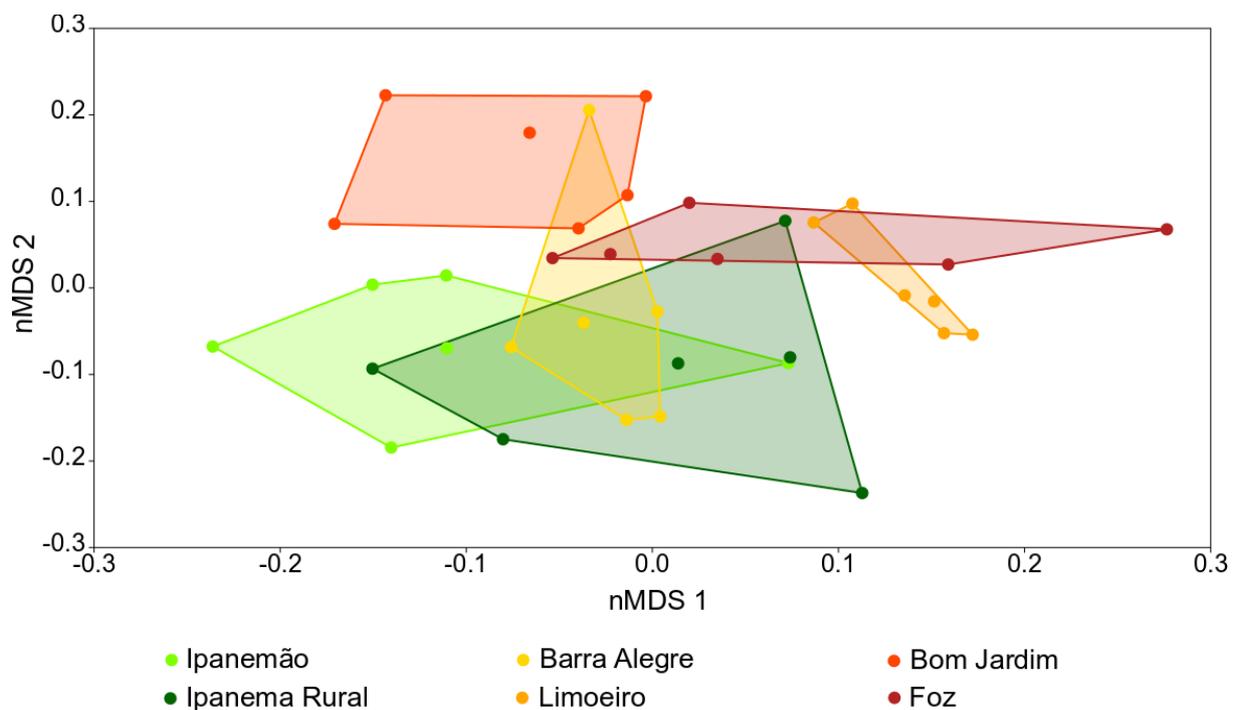


Figura 7: Resultados da análise nMDS para avaliar a distribuição das amostras em um espaço multidimensional com base na estrutura das comunidades na estação seca.

Tabela 7– Resultados da PERMANOVA comparando a composição da comunidade perifítica e evidenciando a diferença significativa entre os pontos na estação seca, destacados em cor rosa.

PERMANOVA One-way						
Permutação N	9999					
Soma total dos quadrados	6,729					
Soma total dos quadrados dentro do grupo	3,623					
R	5,145					
p (same)	0,0001					
Pontos	Ipanemão	Ipanema Rural	Barra Alegre	Limoeiro	Bom Jardim	Foz
Ipanemão		1	0,837	0,031	0,030	0,049
Ipan. Rural			0,340	0,075	0,027	0,027
Barra Alegre				0,211	0,349	1
Limoeiro					0,042	0,070
Bom Jardim						0,027

Em relação à comunidade de diatomáceas, foram identificadas 13 espécies no período chuvoso. *Nitzschia palea* foi a espécie dominante nos pontos urbanos, com destaque para a maior biomassa no ponto urbano Foz ($79,9 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$) (Figura 8). A espécie *Navicula cryptotenella* também se destacou, apresentando maior biomassa no ponto periurbano Limoeiro e nos urbanos Foz e Bom Jardim ($9,9 \times 10^6$; $2,7 \times 10^6$ e $2,0 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$, respectivamente). *Gomphonema lagenula* e *Navicula schroeteri* foram as espécies de maior abundância relativa e predominaram no ponto urbano Bom Jardim, com $3,4 \times 10^6$ e $2,9 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$, respectivamente (Figura 8).

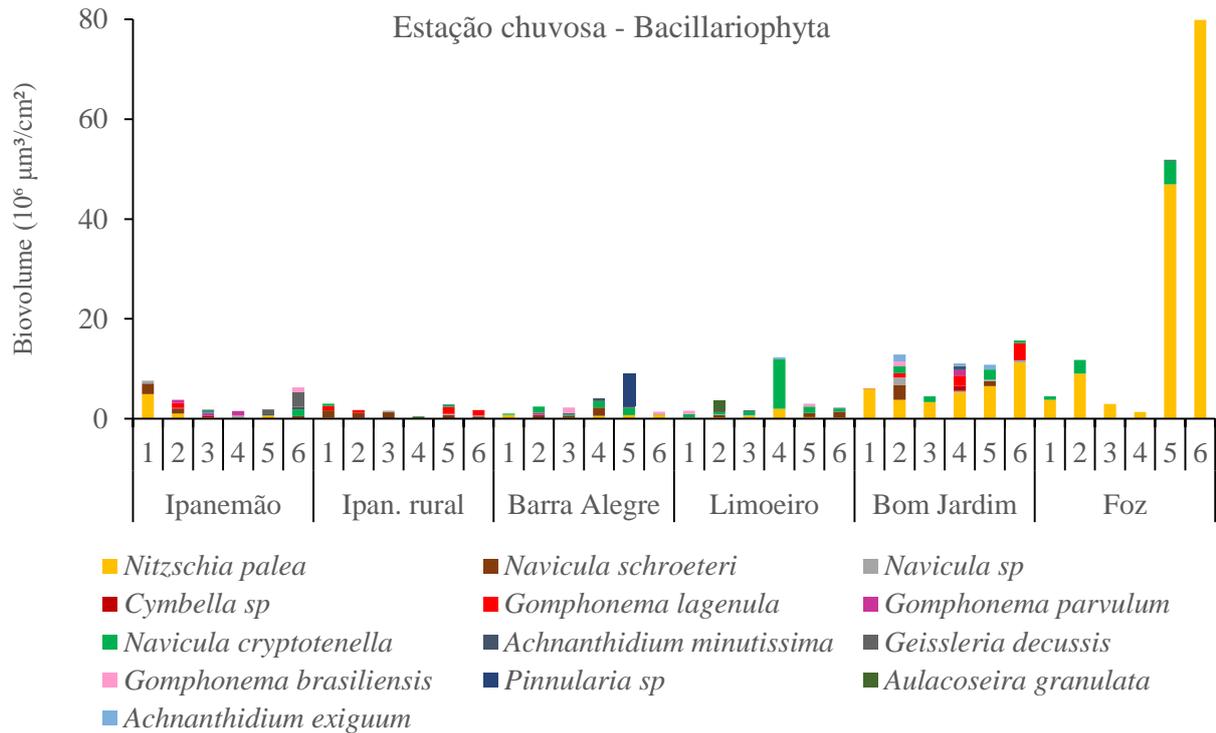


Figura 8: Biovolume das espécies de diatomáceas nos pontos de coleta na estação chuvosa.

Na estação seca foram identificadas 16 espécies de diatomáceas. Os pontos urbanos Bom Jardim e Foz apresentaram a maior biomassa deste grupo (Figura 9). *Gomphonema brasiliensis*, *Gomphonema lagenula* e *Gomphonema parvulum* apresentaram maior biomassa no ponto urbano Bom Jardim ($552,68 \times 10^6$; $251,26 \times 10^6$ e $148,92 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$, respectivamente). No ponto Foz houve dominância de *Luticola geoppertiana*, *Navicula cryptotenella* e *Nitzschia palea* ($165,28 \times 10^6$, $132,23 \times 10^6$ e $47,85 \times 10^6 \mu\text{m}^3/\text{cm}^2$, respectivamente). Os pontos rurais e os periurbanos apresentaram os menores valores de biomassa de diatomáceas, sendo esta constituída por outras espécies dominantes (Figura 9).

Estação seca - Bacillariophyta

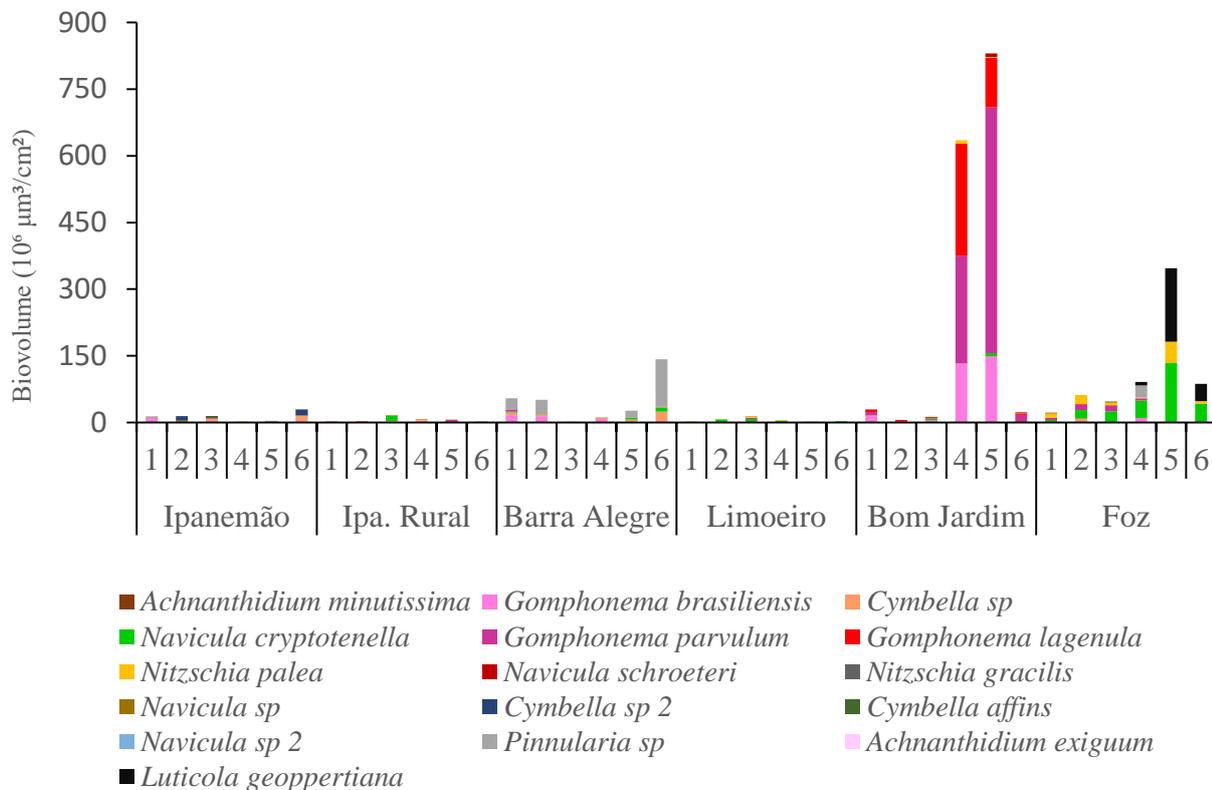


Figura 9: Biovolume das espécies de diatomáceas nos pontos de coleta na estação seca.

Em relação à riqueza de espécies do perifíton no período chuvoso, houve diferença significativa entre o ponto urbano Bom Jardim e os pontos Ipanema Rural, periurbano Barra Alegre e urbano Foz (Tabela 8). O ponto rural Ipanemão diferiu do periurbano Barra Alegre e o urbano Foz. O periurbano Limoeiro apresentou diferença em relação ao Ipanema Rural e o urbano Foz. O ponto Ipanema Rural diferiu do urbano Bom Jardim e do periurbano Limoeiro. O ponto urbano Foz apresentou diferença significativa do urbano Bom Jardim, rural Ipanemão e periurbano Limoeiro. Na estação seca a riqueza de espécies não diferiu significativamente entre os pontos amostrados (Tabela 8).

Em relação à diversidade de espécies, o período chuvoso foi caracterizado por diferenças significativas entre os pontos, com o urbano Foz diferindo dos demais (Tabela 8). Os pontos Ipanemão, Ipanema Rural, Barra Alegre, Limoeiro e Bom Jardim não apresentaram diferenças significativas entre si. Na estação seca os valores de diversidade foram mais homogêneos e não houve diferença significativa entre os pontos (Tabela 8).

Tabela 8: Valores de médias e desvios-padrão para riqueza e diversidade nos pontos amostrais na estação chuvosa e estação seca. Diferenças significativas ($p < 0,05$ ANOVA) entre os pontos são indicados pelas letras.

		I	I.R	B.A	L	B.J	F
Riqueza	Chuva	5,0 ($\pm 1,7$) ^{AD}	3,6 (± 1) ^{CD}	3,6 ($\pm 1,3$) ^{BC}	4,6 ($\pm 1,5$) ^{AB}	6,1 ($\pm 1,6$) ^A	2,1 ($\pm 0,9$) ^C
	Seca	8,0 ($\pm 3,1$)	4,3 (± 1)	4,7 ($\pm 1,4$)	4,2 ($\pm 1,5$)	4,8 ($\pm 0,9$)	5,8 ($\pm 1,8$)
Diversidade	Chuva	2,0 ($\pm 0,3$) ^A	1,4 ($\pm 0,4$) ^A	1,4 ($\pm 0,5$) ^A	1,4 ($\pm 0,6$) ^A	1,7 ($\pm 0,7$) ^A	0,3 ($\pm 0,3$) ^D
	Seca	1,4 (± 1)	1,6 ($\pm 0,4$)	1,5 ($\pm 0,3$)	1,5 ($\pm 0,8$)	1,6 ($\pm 0,4$)	1,4 ($\pm 0,6$)

*Letras diferentes apresentam diferenças entre os pontos amostrados em uma mesma data.

I= Ipanemão; I.R= Ipanema Rural; B.A= Barra Alegre; L= Limoeiro; B.J= Bom Jardim e F= Foz

5 DISCUSSÃO

5.1 Variáveis físicas e químicas

Os maiores valores de pH nos pontos urbanos (Bom Jardim no período seco e Foz em ambos os períodos seco e chuvoso) provavelmente ocorreram devido ao despejo de esgotos domésticos e industriais nessas áreas. Alguns fatores relacionados à expansão da urbanização, como retirada de matéria orgânica da água, exposição do solo e o despejo de esgotos, favorecem o aumento dos valores de pH em corpos d'água (FERREIRA *et al.*, 2012). Esse aumento de pH observado em áreas urbanas pode refletir na qualidade da água (Menezes *et al.*, 2016). Por exemplo, concentrações mais elevadas de amônia, mais tóxica do que o íon amônio, tendem a predominar em ambientes que apresentam pH mais elevado (VON SPERLING, 2005). A comunidade fitoplanctônica tem sido apontada como causa de aumentos nos valores de pH devido à assimilação de CO₂, diminuindo as concentrações de ácido carbônico (BOYD, 2000). Entretanto, a atividade fotossintética do perifíton não deve estar relacionada aos maiores valores de pH nos pontos urbanos aqui estudados, visto que estes apresentaram as menores concentrações de oxigênio dissolvido. As baixas concentrações de oxigênio nos pontos urbanos resultam, provavelmente, de uma maior carga de matéria orgânica nesses locais. Valente *et al.* (1997) obtiveram resultados semelhantes, indicando que as concentrações de OD foram menores na área urbana devido ao aporte de matéria orgânica pelos esgotos. Os lançamentos de dejetos domésticos em rios causam degradação da qualidade da água, geralmente resultando em intenso processo de eutrofização (DODDS, 2006).

A maior turbidez em áreas rurais e periurbanas na estação chuvosa pode resultar dos efeitos da maior precipitação pluviométrica nestes solos grandemente expostos. Esta tendência foi observada por Alameida e Schwarzbald (2003) em uma microbacia do arroio da Cria, RS. Nas áreas estudadas, os autores observaram que o predomínio de solo exposto, pastagem e atividades agrícolas está relacionado com o aumento da turbidez em períodos de pluviosidade, uma vez que há capacitação e exposição do solo. Por outro lado, a maior turbidez registrada nos pontos urbanos durante a estação seca provavelmente resulta de lançamentos de efluentes, sem que as chuvas contribuam de modo importante para diluí-los. Raposo *et al.* (2010) observaram que os rios Itabirito e das Velhas apresentaram valores de turbidez maiores na

estação seca devido a uma menor capacidade de diluição dos sólidos em suspensão relacionados a lançamentos de efluentes por áreas urbanas. Os efluentes industriais e domésticos explicam também os maiores valores de cor verdadeira observados nos pontos urbanos, visto que o aumento da concentração de substâncias dissolvidas provindas dessas atividades antrópicas acarreta um aumento da cor verdadeira nos rios (CARVALHO *et al.*, 2011).

Como esperado, as maiores concentrações de nitrogênio e fósforo ocorreram nas áreas urbanas, tendo em vista que essas áreas estão sujeitas aos maiores impactos do lançamento de efluentes domésticos e industriais nos rios. Em um estudo realizado por Pagliosa (2004), também foram observadas maiores concentrações de N e P nos rios urbanizados devido ao despejo de efluentes domésticos. Moreé *et al.* (2013) também observaram que as áreas industrializadas e urbanizadas na Europa e na América do Norte contribuíram para um grande aporte de N e P nos ecossistemas de água doce. Embora Jordan e Weller, (1996) tenham detectado maiores concentrações de nitrato em áreas de pastagem, devido à utilização de fertilizantes, no presente estudo as maiores concentrações foram observadas nas áreas urbanas e é provável que também resulte do aporte de esgoto. Em relação ao fósforo, sua maior concentração na água é comumente considerada a principal causa do processo de eutrofização, pois determina o aumento da biomassa dos produtores primários (REYNOLDS & DAVIES, 2001). Essa maior disponibilidade de nutrientes também foi observada nos pontos urbanos Bom Jardim e Foz. Assim, o índice de estado trófico gerou tendências muito evidentes segundo os usos do solo de montante a jusante, variando de ultraoligotrófico (Ipanema Rural) a hipereutrófico (urbano Bom Jardim) na estação chuvosa. Em relação à estação seca, a classificação dos pontos de amostragem variou de oligotrófico, no ponto rural Ipanemão, a hipereutrófico nos pontos urbanos Bom Jardim e Foz, reforçando o gradiente mencionado.

5.2 Dados biológicos

As maiores concentrações de clorofila-*a* geralmente registradas nos pontos mais a jusante provavelmente resultam de ações antrópicas na bacia. O despejo de efluentes domésticos contém altas concentrações de fósforo e nitrogênio, o que está associado a uma maior produtividade primária nos pontos mais urbanos (CORDEIRO *et al.*, 2016). É interessante notar que esses dados são referentes a organismos livre flutuantes na água, sendo que as tendências no perifíton devem ser ainda mais importantes, visto que esta comunidade é geralmente mais abundante do que o fitoplâncton em sistemas como os aqui estudados.

A maior disponibilidade de nutrientes resulta em maior biomassa perifítica (KANE *et al.*, 2014; CASARTELLI & FERRAGUT, 2015) e apresenta uma menor riqueza e dominância de poucas espécies, tendo, como consequência, uma menor diversidade (PRINGLE, 1990). Isso corrobora os resultados desse trabalho, em que áreas urbanas mostraram maiores concentrações de nutrientes e de biomassa perifítica, além de menores valores de riqueza e diversidade de espécies.

Dentre as cinco classes registradas (Cyanophyceae, Chlorophyceae, Zygnematophyceae, Coscinodiscophyceae e Bacillariophyceae), Cyanophyceae foi a menos abundante. Entretanto, esta classe apresentou representatividade evidente nos pontos das áreas periurbanas e urbanas, caracterizados por maiores concentrações de nutrientes. O excesso de nutrientes contribui para um aumento da biomassa autotrófica em corpos d'água (PUTT *et al.*, 2019; MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2005), geralmente resultando no favorecimento de cianobactérias (DOLMAN *et al.*, 2012). No entanto, no presente estudo, houve o domínio de diatomáceas, pois estas dominam as comunidades rapidamente devido à sua maior capacidade de dispersão e rápido crescimento (STEVENSON, 1984; PETERSON & STEVENSON, 1989).

Assim como Cyanophyceae, a classe Chlorophyceae também apresentou maior biomassa em áreas periurbanas e urbanas, mais eutróficas. Em um estudo realizado em três lagos na Irlanda, DeNicola *et al.* (2006) observaram que havia maior biomassa de Chlorophyceae no perifíton de lagos que apresentavam maior concentração de nutrientes, reforçando o que foi observado para sistemas lóticos no presente estudo. A ocorrência de Zygnematophyceae apenas na área rural (estação seca) pode estar relacionada a uma sensibilidade desse grupo a níveis de poluição mais elevados (GARRAZA *et al.*, 2019). Em um estudo realizado no norte da Tailândia, Ngearnpat & Peerapornpisal (2007) observaram que essa classe também foi encontrada apenas nos ambientes com menores concentrações de nutrientes. A maior representatividade do gênero *Spirogyra*, dentre as Zygnematophyceae, pode estar associada a ambientes que possuem menores concentrações de nutrientes. Em um estudo realizado por Chételat *et al.* (1999) em 13 rios ao sul de Ontário e a oeste de Quebec, foi observado que o gênero *Spirogyra* apresentou maior biomassa em locais com pouca concentração de nutrientes. A dominância do perifíton pode estar relacionada com a cinética de nutrientes que cada táxon possui. Sendo assim, estes autores examinaram a cinética de absorção de fósforo no gênero *Spirogyra* e concluíram que esse gênero prosperaria sob menores concentrações de fósforo.

A dominância das diatomáceas (Bacillariophyceae) nos pontos mais degradados provavelmente decorre do fato de muitas espécies de diatomáceas reproduzirem rapidamente em resposta a impactos antrópicos, como a eutrofização (HERING *et al.*, 2006). Outras espécies de diatomáceas, entretanto, são afetadas negativamente pela eutrofização de corpos d'água (GUIMARÃES & GARCIA, 2016). Com base nessas respostas positivas ou negativas, estas algas vem sendo consideradas bioindicadoras precoces de aumento nos níveis de poluição (STEVENSON & PAN, 1999). O uso de diatomáceas como indicadoras de ambientes degradados vem sendo comumente estudado. Evans *et al.* (2005), por exemplo, estudaram diatomáceas em lagos e riachos em todo o Reino Unido, mostrando que estas algas podem ser úteis na avaliação do impacto das emissões ácidas na Rede de Monitoramento de Águas Ácidas. Foi observado que dentre os grupos biológicos monitorados, as diatomáceas predominaram em lagos mais ácidos. Tison *et al.* (2008) realizaram um estudo na bacia do rio Garonne, sudoeste da França, e relacionaram as diatomáceas aos efeitos ocasionados pela poluição da água. Os autores observaram que a comunidade de diatomáceas foi sensível à poluição, reforçando que este pode ser um bioindicador adequado na avaliação deste tipo de deterioração.

As diferenças na estrutura da comunidade perifítica entre os pontos rurais e urbanos estão provavelmente relacionadas à interferência antrópica segundo os diferentes tipos de uso e ocupação do solo. O manuseio inadequado do solo em áreas rurais resulta na degradação dos ecossistemas aquáticos (TILMAN *et al.*, 2001). Um dos problemas mais comuns é a eutrofização provocada pelo excesso de N e P adicionados ao sistema na forma de fertilizantes (HOODA *et al.*, 2000; GÜCKER *et al.*, 2009). Em relação à área urbana, as atividades industriais e lançamentos de efluentes domésticos são fatores que afetam a qualidade da água (NGOYE & MACHIWA, 2004). O excesso de nutrientes provenientes dessas atividades antrópicas na área urbana afeta as comunidades aquáticas (RAST *et al.*, 1989).

Em relação à composição em espécies, *N. palea*, *G. parvulum* e *G. lagenula* são consideradas tolerantes à poluição orgânica por despejo de esgotos (DAKSHINE *et al.*, 1982; KELLY & WHITTON, 1995; MORESCO *et al.*, 2014). Os resultados encontrados no presente estudo reforçam tais observações, uma vez que essas espécies foram encontradas mais frequentemente nas áreas urbanas, mais eutróficas e anóxicas por receberem maiores cargas de esgoto. Essas espécies estão associadas a águas que têm alta condutividade elétrica e são conhecidas por serem resistentes não apenas à poluição orgânica, mas também a metais pesados (POTAPOVA E CHARLES, 2003; DUONG *et al.*, 2006).

A maior diversidade de espécies geralmente observada nos pontos amostrados na área rural está provavelmente relacionada às menores concentrações de nutrientes na água destes locais. Segundo Biggs *et al.* (1998), os índices de diversidade de espécies perifíticas são maiores quando há baixas concentrações de nutrientes na água. Isso ocorre devido ao aumento na dominância de poucas espécies, conforme também observado no presente estudo.

6 CONCLUSÃO

Com esse estudo foi possível observar que há diferenças quanto ao impacto de diferentes tipos de uso do solo nos ecossistemas aquáticos. A interferência antrópica afeta diretamente a qualidade física e química da água, bem como a comunidade perifítica, que pode ser útil para sintetizar aspectos gerais das condições do ambiente em que se encontram. Os pontos localizados em áreas urbanas (Bom Jardim e Foz), foram os mais degradados e com uma maior biomassa perifítica devido ao despejo de esgotos domésticos e industriais. Estudos enfocando as diatomáceas são fundamentais para o biomonitoramento, uma vez que espécies como *N. palea*, *G. parvulum*, entre outras, indicaram ambientes mais degradados, como observado em outros estudos. Assim, o perifíton e, principalmente, as Bacillariophyceas são uma ferramenta importante para avaliação de impactos da água e para estudos científicos.

ANEXOS

Espécies de perifíton encontradas na estação chuvosa e estação seca.

	Chuva	Seca
Cyanobacteria	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> <i>Pseudanabaena catenata</i>	<i>Pseudanabaena catenata</i>
Chlorophyta	<i>Cel solta scenedesmus</i> <i>Characium ensiforme</i> <i>Characium</i> sp. <i>Chlorella vulgaris</i> <i>Chlorophyta</i> sp. <i>Desmodesmus quadricauda</i> <i>kirchneriella elongata</i> <i>Oedogonium</i> sp. <i>Stigeoclonium</i> sp.	<i>Chlorella vulgaris</i> <i>Desmodesmus armatus</i> <i>Desmodesmus quadricauda</i> <i>Netrium digitus</i> <i>Oedogonium</i> sp. <i>Scenedesmus acunae</i> <i>Spirogyra</i> sp. <i>Stigeoclonium</i> sp.
Bacillariophyta	<i>Achnantheidium exiguum</i> <i>Achnantheidium minutissima</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Cymbella</i> sp. <i>Geissleria decussis</i> <i>Gomphonema brasiliensis</i> <i>Gomphonema lagenula</i> <i>Gomphonema parvulum</i> <i>Navicula cryptotenella</i> <i>Navicula schroeteri</i> <i>Navicula</i> sp. <i>Nitzschia palea</i> <i>Pinnularia</i> sp.	<i>Achnantheidium exiguum</i> <i>Achnantheidium minutissima</i> <i>Cymbella affins</i> <i>Cymbella</i> sp. <i>Cymbella</i> sp. 2 <i>Gomphonema brasiliensis</i> <i>Gomphonema lagenula</i> <i>Gomphonema parvulum</i> <i>Luticola geoppertiana</i> <i>Navicula cryptotenella</i> <i>Navicula schroeteri</i> <i>Navicula</i> sp. <i>Navicula</i> sp. 2 <i>Nitzschia gracilis</i> <i>Nitzschia palea</i> <i>Pinnularia</i> sp.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexander, M. E.; H. Kaiser, O. L. F. & Weyl, J. T. A. 2015. Habitat simplification increases the impact of a freshwater invasive fish. *Environmental Biology of Fishes* 96:1-10.
- Almeida, M.B. & Schwarzbald, A.2003. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 8:81-97.
- Alves, R.I.S.; Cardoso, O.O.; Tonani, K.A.A.; Julião, F. C.; Trevilato, T. M. B. & Segura-Muñoz, S. I. 2013. Water quality of the Ribeirão Preto Stream, a watercourse under anthropogenic influence in the southeast of Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 85:1.151-1.161.
- Angelini, R.; Bini, L.M. & Starling, F.R.M. 2008. Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do lago Paranoá (BRASÍLIA – DF). *Oecologia Brasiliensis*. 12: 564-571.
- Baker, A. 2003. Land use and water quality. *Hidrology Process* 17:2.499-2.501.
- Belore, M.L.; Winter, J.G. & Duthie, H.C. 2002. Use of diatoms and macroinvertebrates as bioindicators of water quality in southern Ontário rivers. *Canadian Water Resources Journal* 27: 457-484.
- Bellinger, B.J.; Cocquyt, C. & O'Reilly, C.M. 2006. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia* 573: 75-87.
- Bernot, M.J.; Tank, J.L.; Royer, T.V & David, M.B. 2006. Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States. *Freshwater Biology* 51:499-509.
- Mulholland, P.J.; Dodds, W.K.; Webster, J.R.; Tank, J.L.; Ashkenas, L.R.; Cooper, L.W.; Dahm, C.N.; Gregory S. V.; Grimm, N.B.; Hamilton, S. K.; Johnson, S.L.; Mcdowell, W.H.; Meyer, J.L.; Peterson, B.; Poole, G.C.; Valett, H.M.; Arango, C.; Beaulieu, J.J.; Burgin, A.J.; Crenshaw, C.; Helton, A.M.; Johnson, L.; Merriam, J.; Niederlehner, B.R.; O'Brien, J.M.; Jody

- D.; Potter, J.D.; Sheibley, R.W.; Thomas, S.M. & Wilson, K. 2010. Inter-regional comparison of land-use effects on stream metabolism. *Freshwater Biology* 55:1874-1890.
- Bichoff, A.; Osório, N.C.; Dunck, B. & Rodrigues, L. 2016. Periphytic algae in a floodplain lake and river under low water conditions. *Biota Neotropica* 16:1-13.
- Biggs, B.J.F. 1989. Biomonitoring of organic pollution using periphyton, South Branch, Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 23:263-274.
- Biggs, B.J.F.; Stevenson, R.J. & Lowe, R.L. 1998. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv fur Hydrobiologie* 143:21-56.
- Boyd, C. 2000. Water quality: an introduction. Norwell: Kluwer Academic Publishers.
- Braga, B.; Hespanhol, I.; Conejo, J.G.L.; Mierzwa, J.C.; Barros, M.T.L.; Spencer, M.; Porto, M.; Nucci, N.; Juliano, N. & Eiger, S. 2005. Introdução à engenharia ambiental. São Paulo: Prentice Hall.
- Butterwick, C.; Heaney, S.I. & Talling, J.F. 2005. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshwater Biology* 50:291-300.
- Callisto, M.; Gonçalves, J.F. & Moreno, P. 2005. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In: Goulart, E.M.A. (Org.) Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais: Proj. Manuelzão. Belo Horizonte: Coopmed, 555-567.
- Campeau, S., Murkin, H.R. & Titman, R.D. 1994. Relative importance of algae and emergent plant litter to freshwater marsh invertebrates. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences* 51:681-692.
- Cardinale, B.J.; Palmer, M.A.; Swan, M.C.; Brooks, S. & Poff, N.L. 2002. The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem. *Ecology* 83: 412-422.
- Carvalho, S.L. 2007. Avaliação Ecológica dos Efeitos da urbanização na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Ipanema Ipatinga - MG.2007. 42 f. Monografia (Especialização) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, UNILESTE, Coronel Fabriciano.

- Carvalho, G.L., & Queila de Siqueira, E. 2011. Qualidade da Água Do Rio Meia Ponte no Perímetro Urbano do Município de Goiânia - Goiás. REEC - Revista Eletrônica De Engenharia Civil, 2:1-15.
- Chételat, J.; Pick, F.R.; Morin, A. & Hamilton, P. B. 1999. Periphyton biomass and community composition in rivers of different nutrient status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56:560-569.
- Coesel, P.F.M. & Wardenaar, K. 1990. Growth responses of planktonic desmid species in a temperature – light gradient. *Freshwater Biology* 23:551-560.
- Conley, D.J.; Paerl, H.W.; Howarth, R.W.; Boesch, D.F.; Seitzinger, S.P.; Havens, K.E.; Lancelot, C. & Likens, G.E. 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science* 323:1014-1015.
- Cordeiro, G.G.; Guedes, N.D.M.; Kisaka, T.B. & Nardoto, G. B. 2016. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science* 11:702-710.
- Da Silva, A.P. & Kay, B.D. 1997. Effect of Soil Water Content Variation on the Least Limiting Water Range. *Soil Science Society of America Journal* 61:884-888.
- Da Silva-Lehmkuhl, A.M.; Lehmkuhl, E.A. & Bicudo, D.D.C. 2019. Bioindicadores ambientais: o que as diatomáceas dizem sobre o ambiente humano. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 51:63-83.
- Daskshine, K.M.M. & Soni, J.K. 1982. Diatom distribution and status of organic pollution in sewage drains. *Hydrobiologia* 87:205-209.
- DeNicola, D.M. 1996. Periphyton responses to temperature at different ecological levels. Pp. 149–181 In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell, & R.L. Lowe (eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California.
- Denicola, D.M.; Eyto, E.; Wemaere, A. & Irvine, K. 2006. Periphyton responses to nutriente addition in 3 lakes of different benthic productivity. *Journal of the North America Benthological Society* 25:616-613.
- Dodds, W. K., Manda J. Lopez, M.J.; Bowden, W.B. & Gregory, S.V. 2002. N uptake as a function of concentration in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 21:206-220.

- Dodds, W. K. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *American Society of Limnology and Oceanography* 51:671-680.
- Dodds, W. K. et al. Eutrophication of U.S. 2009. Freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science & Technology* 43:12-19.
- Dolman, A.M.; Rucker, J.; Pick, F.R.; Fastner, J.; Rohrlack, T.; Mischke, U.; Wiedner, C. 2012. Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. *PLoS ONE* 7:1-14.
- Duong, T.T.; Coste, M.; Feurtet-Mazel, A.; Dang, D.K.; Gold, C.; Park, Y.S. & Boudou, A. 2006. Impact of Urban Pollution from the Hanoi Area on Benthic Diatom Communities Collected from the Red, Nhue and Tolich Rivers (Vietnam). *Hydrobiologia* 563:201-216.
- Duong, T.T.; Morin, S.; Herlory, O.; Feurtet-Mazel, A.; Coste, M. & Boudou, A. 2008. Seasonal effects of cadmium accumulation in periphytic diatom communities of freshwater biofilms. *Aquatic Toxicology* 90:19-28.
- Esteves, F. A. 2011. Fundamentos de Limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência.
- Faria, M.L. & Almeida, G.W. 2007. Monitoramento da Fauna de Macroinvertebrados Bentônicos do Ribeirão Ipanema - Ipatinga, MG: Uma Comunidade Bioindicadora da Efetividade de Programas de Despoluição de Cursos d'água II. VII Semana de Iniciação Científica Unileste, Coronel Fabriciano 1:82-92.
- Felisberto, S.A. & Murakami, E.A. 2013. Papel do perifíton na ciclagem de nutrientes e na teia trófica. Pp. 23-43. In: Schwarzbald, A.; Burliga, A. L. & Torgan, L. C. (Org.). Ecologia do perifíton. São Carlos: RiMa Editora.
- Ferreira, S.J.F.; Miranda, S.A.F.; Filho, A.O.M. & Silva, C.C. 2012. Efeito da pressão antrópica sobre igarapés na Reserva Florestal Adolpho Ducke, área de floresta na Amazônia Central Effect of the human pressure on the streams of the Adolpho Ducke Forest Reserve, a forest area in Central Amazon. *Acta Amazonica*. 533:533-540.
- Figueredo, C.C.; Von Rückert, G.; Cupertino, A.; Pontes, M.A.; Fernandes, L.A.; Ribeiro, S.G. & Maran, N.R. 2014. Lack of nitrogen as a causing agent of *Cylindrospermopsis raciborskii* intermittent blooms in a small tropical reservoir. *FEMS Microbiology Ecology* 87:557-567.

- Garraza, G.; Burdman, L. & Mataloni, G. 2019. Desmids (Zygnematophyceae, Streptophyta) community drivers and potential as a monitoring tool in South American peat bogs. *Hydrobiologia* 833:1-17.
- Gomà, J.; Rimet, F.; Cambra, J.; Hoffmann, L.; & Ector, L. 2005. Diatom Communities and Water Quality Assessment in Mountain Rivers of the Upper Segre Basin (La Cerdanya, Oriental Pyrenees). *Hydrobiologia* 551:209-225.
- Gücker, B. & Boechat, I.G. 2004. Stream morphology controls ammonium retention in tropical headwaters. *Ecology* 85:2818-2827.
- Gücker, B.; Boechat, I.G. & Giani, A. 2009. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology* 54: 2069-2085.
- Guimarães, P.S & Garcia, M. 2016. Importância do Habitat e do Forófito para a Composição da Comunidade de Diatomáceas Perifíticas. *Iheringia, Série Botânica* 71:99-112.
- Hering, D.; Johnson, R.K.; Kramm, S.; Schmutz, T.; Szoszkiewicz, K. & Verdonchot, P.F. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response due to stress. *Freshwater Biology* 51:1757-1785.
- Hillebrand, H.; Durselen, C.D.; Kirschtel, D.; Pollinger, U. & Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35:403-424.
- Hooda, P.S.; Edwards, A.C.; Anderson, H.A. & Miller, A. 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *Science of the Total Environment* 250:143-167.
- Huang, W.; Liu, X.; Peng, W.; Wu, L.; Yano, S.; Zhang, J.; & Zhao, F. 2018. Periphyton and ecosystem metabolism as indicators of river ecosystem response to environmental flow restoration in a flow-reduced river. *Ecological Indicators* 92:394-401.
- Johnson, L.; Richards, C.; Host, G. & Arthur, J. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology* 37:193-208.
- Jordan, T.E., & Weller, D.E. 1996. Human Contributions to Terrestrial Nitrogen Flux. *BioScience* 46:655-664.

- Kane, D.D.; Conroy, J.D.; Richards, R.P.; Baker, D.B. & Culver, D.A., 2014. Re-eutrophication of Lake Erie: correlations between tributary nutrient loads and phytoplankton biomass. *Journal Great Lakes Research* 40:496-501.
- Kelly, M.G. & Whitton, B.A. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7:433-444.
- Kovalak, W.P. 1978. Diel changes in stream benthos density on stones and artificial substrates. *Hydrobiologia* 58:7-16.
- Kruk, C.; Huszar, V.L.; Peeters, E.T.; Bonilla, S.; Costa, L.; Lürling, M.; Reynolds, C.S. & Scheffer, M. 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55:614-627.
- Lamaia, C. & Kruatrachuea, M. 2005. Toxicity and Accumulation of Lead and Cadmium in the Filamentous Green Alga *Ladophora fracta*: A laboratory study. *Science Asia* 31:121-127.
- Lamparelli, M.C. 2004. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Doctoral thesis. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lange, K.; Townsend, C.R. & Matthaei, C.D. 2016. A trait based framework for stream algal communities. *Ecology and Evolution* 6:23-36.
- Li, L.; Zheng, B. & Liu, L. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences* 2:1510–1524.
- Liboriussen, L. & Jeppesen, E. 2009. Periphyton biomass, potential production and respiration in a shallow lake during winter and spring. *Hydrobiologia* 632:201-210.
- Limburg, K.E. & Schmidt, R.E. 1990. Patterns of fish spawning in Hudson River tributaries: response to an urban gradient? *Ecology* 71:1.238-1.245.
- Lowe, R.L. & Pan, Y. 1996. Benthic alga communities as biological monitors. Pp. 705-739. In Stevenson, J.R.; Bothwell, M.L. & Lowe, R.L (Eds.) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. New York: Academic Press.
- Mahdy, A.; Hilt, S.; Filiz, N.; Beklioğlu, M.; Hejzlar, J.; Özkundakci, D.; Papastergiadou, E.; Scharfenberger, U.; Šorf, M.; Stefanidis, K.; Tuvikene, L.; Zingel, P.; Søndergaard, M.; Jeppesen, E. & Adrian, R. 2015. Effects of water temperature on summer periphyton biomass in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Aquatic Sciences* 77:499-510.

- Markert, B., Wappelhorst, O., Weckert, V., Herpin, U., Siewers, U. & Friese, K., 1999. The use of bioindicators for monitoring the heavy-metal status of the environment. *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry* 240:425-429.
- Marvan, P. 1979. Algal assays: an introduction into the problem in algal assays and monitoring Eutrophication. Stuttgart: Verlag.
- Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J.G. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia* 542:367-378.
- McCormick, P.V. & Cairns, J. 1994. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 6:509-526.
- McCormick, P.V. & Stevenson, R.J. 1998. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. *Journal of Phycology* 34:726-733.
- Cunha, J.P.; Ricardo, M.; Bittencourt, P.; Farias, M.S.; Bello, I.P.; Fia, R. & Oliveira, L.F.C. 2016. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 21:519-534.
- Monkolski, A.; Higuti, J.; Vieira, L.A.; Mormul, R.P. & Pressinatte Junior, S. 2006. Invertebrados bêmicos como indicadores de qualidade da água do Rio dos Papagaios – Campo Mourão – PR. *SaBios - Revista de Saúde e Biologia* 1:4-14.
- Monteith, D.T. & Evans, C.D. 2005. The United Kingdom acid waters Monitoring networks: a review of the first 15 years and introduction to the special issue. *Environmental Pollution* 137: 3-13.
- Morée, A.L.; Beusen, A.H.W.; Bouwman, A.F. & Willems, W.J. 2013. Exploring global nitrogen and phosphorus flows in urban wastes during the twentieth century. *Global Biogeochemical Cycles* 27:836-846.
- Moresco, C & Rodrigues, L. 2014. Periphytic diatom as bioindicators in urban and rural streams. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 36:67-78.
- Ngearnpat, N. & Peerapornpisal, Y. 2007. Application of desmid diversity in assessing the water quality of 12 freshwater resources in Thailand. *Journal of Applied Phycology* 19:667-674.

Ngoye, E. & Machiwa, J. F. 2004. The influence of land use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. *Physics and Chemistry of the Earth* 29:1.161-1.166.

Oliveira, M.A.; Gomes, C.F.F.; Pires, E.M.; Marinho, C.G.S. & Lucia, T.M.C.D. 2014. Bioindicadores ambientais: insetos como um instrumento desta avaliação. *Revista Ceres* 61:801-807.

Omar, W.M.W. 2010. Perspectives on the use of algae as biological indicators for monitoring and protecting aquatic environments, with special reference to Malaysian freshwater ecosystems. *Tropical Life Sciences Research* 21:51-67.

Pagliosa P. R. 2004 Variação espacial nas características da água, dos sedimentos e da macrofauna bentônica em áreas urbanizadas de conservação de Naía da Ilha de Santa Catarina. São Carlos: UFSCaR. 100p.

Passy, S.I. 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany* 86:171-178.

Patrick, D. A.; Boudreau, N.; Bozic, Z.; Carpenter, G. S.; Langdon, D. M.; LeMay, S. R.; Matin, M.S.; Mourse, R.M.; Prince, S. L & Quinn, K. M. 2012. Effects of climate change on late-season growth and survival of native and non-native species of water milfoil (*Myriophyllum* spp.): Implications for invasive potential and ecosystem change. *Aquatic Botany* 103:83-88.

Peterson, C.G. & Stevenson, R.J. 1989. Substratum conditioning and diatom colonization in different current regimes. *Journal of Phycology* 25:790-793.

Potapova, M. & Charles, D.F. 2003. Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology* 48:1311-1328.

Petsch, D.; Schneck, F. & Melo, A.S. 2016. Substratum simplification reduces beta diversity of stream algal communities. *Freshwater Biology* 62:205-213.

Plamondon, A.P.; Ruiz, R.A.; Morales, C.F. & Gonzalez, M.C. 1991. Influence of protection forest on soil and water conservation (Oxapampa, Peru) *Forest Ecology and Management* 38:227-238.

Pringle, C.M. 1990. Nutrient spatial heterogeneity: effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae. *Ecology* 71: 905-920.

- Putt, A.E.; MacIsaac, E.A.; Herunter, H.E.; Cooper, A.B. & Selbie, D.T. 2019. Eutrophication forcing on a peri-urban lake ecosystem: context for integrated watershed to airshed management. *PLoS ONE* 14:1-21.
- Qin, Y.; Zhang, X.; Wang, F.; Yan, H. & Han, H. 2011. Scour and silting evolution and its influencing factors in Inner Mongolian Reach of the Yellow River. *Journal of Geographical Sciences* 21:1037-1046.
- Raposo, A.A; Barros, L.F.B. & Júnior, A.P.M. 2010. O uso de taxas de turbidez da bacia do alto rio das velhas – quadrilátero ferrífero/mg – como indicador de pressões humanas e erosão acelerada. *Revista de Geografia*. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. especial VIII SINAGEO.
- Rast, W.; Holland, M. & Ryding, S. 1989. Eutrophication management framework for the policy-maker. França: UNESCO.
- Reis, J.C.D. & Alves, J.S. 2018. Impactos ambientais decorrentes do uso e ocupação do solo na microbacia do córrego água quente em Rio Quente, Goiás. *Revista Geoaraguaia* 7:1-27
- Reynolds, C.S. & Davies, P.S. 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwater: a British perspective. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 76:27-64.
- Reynolds, C.S.; Huszar, V.; Kruk, C.; Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*.24:417-428.
- Rodrigues, L.; Bicudo, D.C. & Moschin Carlos, V. 2003. O papel do perifíton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais. Pp. 211-230. In: Thomaz, S. M.; Bini, L. M. (Ed.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem.
- Sand-jensen, K. 1983. Physical and chemical parameters regulating growth of periphytic communities. Pp. 63-71 In: Wetzel, R. G. (Ed.). *Periphyton of freshwater ecosystem*. The Netherlands: Dr. W. Junk Publishers.
- Scheffer, M. 1999. The effect of aquatic vegetation on turbidity; how important are the filter feeders? *Shallow Lakes* 98:307–316.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press 1-117.

Shurin, J.B.; Clasen, J.L.; Greig, H.S.; Kratina, P. & Thompson, P.L. 2012. Warming shifts top-down and bottom-up control of pond food web structure and function. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 367:3008-3017.

Siddig, A.A.H.; Ellison, A.M.; Ochs, A.; Villar-Leemand, C. & Laub, M.K. 2016. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. *Ecological Indicators* 60:223-230.

Silva, A.M.D.A.; Ludwig, T.A.V.; Tremarin, P.I. & Vercellino, I.S. 2010. Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, estado do Paraná). *Acta Botanica Brasilica* 24:997-1016.

Silva, P.S.L.; Rodrigues, V.S.; Terra, F.R.; Oliveira, C.F.; Laet, H.S.S. & Pelli, A. 2019. Avaliação da produtividade primária autóctone do córrego Lanoso (apa do Rio Uberaba), Minas Gerais, Brasil. *Uningá Review Journal* 34:16-27.

Stevenson, R.J. 1984. How currents on different sides of substrates in streams affect mechanisms of benthic algal accumulation. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 69:241-262.

Stevenson, R.J.; Bothwell, M.L. & Lowe, L. 1996. Algal ecology: freshwater benthic ecosystems. New York: Academic Press.

Stevenson, R.J. & Pan, Y. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences* (E.F. Stoermer & J.P. Smol, eds.). Cambridge University Press, New York, p.11-40

Sun, J. & Liu, D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25:1331-1346.

Sweeney, B.H.; Bott, T.L.; Jackson, J.K.; Kaplan, L.A.; Newbold, J.D.; Standley, J.J.; Hession, W.C. & Horwitz, R.J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101:14132-14137.

Tarkowska-Kukuryk M. & Mieczan, T. 2012. Effect of substrate on periphyton communities and relationships among food web components in shallow hypertrophic lake. *Journal of Limnology* 71:279-290.

Tavares, V.C.; Perini, F.A. & Lombardi, J.A. 2007. The bat communities (Chiroptera) of the Parque Estadual do Rio Doce, a large remnant of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Lundiana: International Journal of Biodiversity* 8:35-47.

Tilman D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96:5995-6000.

Tilman D., Fargione J., Wolff B., D'Antonio C., Dobson A., Howarth R., Schindler D., Schlesinger W.H., Simberloff, D. & Swackhamer, D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292:281-284.

Tison, J.; Giraudel, J.L. & Coste, M. 2008. Evaluating the ecological status of rivers using an index of ecological distance: an application to diatom communities. *Science Direct, Ecological Indicators* 8:285-291.

Thomas, R. & Meybeck, M. 1996. The use of particulate material. Pp. 127- 174. In: Chapman, D.V. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Chapter 4; D. Chapman (Ed.). London (UK), UNESCO/WHO/UNEP, (2nd ed.).

Tong, S.T.Y. & Chen, W. 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* 66:377-393.

Torres-Franco, A.F.; Alatriza-Góngora, G.R.; Guzmán-Rodríguez, N.P.; Calizaya-Anco, J.A.; Mota, C.R. & Figueredo, C.C. 2019. Physicochemical and diatom trophic state indexes: A complementary approach for improving water sustainability in a high Andean urban stream. *Ecology & Hydrobiology* 19:577-587.

Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton: Methodik. *Mitteilung Internationale Vereinigung Theoretische Angewandte Limnologie* 9:1-38.

Vadeboncoeur, Y. & Steinman, A.D. 2002. Periphyton function in lake ecosystems. *The Scientific World Journal* 20:1-20.

Valente, J. P. S.; Padilha, P. M. & Silva, A. M. M. da. 1997. Contribution of Botucatu - SP with nutrients (phosphorus and nitrogen) to the eutrophication of the Barra Bonita dam. *Eclética Química* 22:31-48.

- Valente, J.P.S.; Padilha, P. M. & Silva, A.M.M.S. 1997. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química do oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés / Botucatu – SP. *Eclética Química* 22:1-10.
- Vieira, L.C.E. 2001. Diatomáceas. Pp 109-138. In Carvalho, I.S. Paleontologia. Edition: 3^a. Publisher: Interciência.
- Vidotti, E.C. & Rollemberg, M.D.C.E. 2004. Algas: Da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. *Química Nova* 27:139-145.
- Von Sperling, M. 2005. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed. Belo Horizonte: UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária.
- Wang, X.; Zheng, B.; Liu, L. & Li, L. 2014. Use of Diatoms in River Health Assessment. *Annual Research & Review in Biology* 24:4054-4074.
- Wetzel, R. G. 2001. Planktonic communities: algae and cyanobacteria. Pp. 331- 339. Limnology: lake and river ecosystems. San Diego: Academic Press.
- Whitton, B.A. & Kelly, M.G. 1995. Use of algae and other plants for monitoring. *Austral Ecology* 20:45-56.