



**Universidade Federal do Oeste do Pará  
Pró-reitora de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação Tecnológica  
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas  
Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos**

**DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS COMO BIOINDICADORAS DE  
QUALIDADE DE ÁGUA NA MICROBACIA DO URUMARI,  
SANTARÉM (PARÁ, BRASIL)**

**REGIANE GABRIELE ROCHA VIDAL**

**Santarém-PA  
Junho- 2019**

**REGIANE GABRIELE ROCHA VIDAL**

**DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS COMO BIOINDICADORAS  
DE QUALIDADE DE ÁGUA NA MICROBACIA DO  
URUMARI, SANTARÉM (PARÁ, BRASIL)**

**ORIENTADOR: DR. LUÍS GUSTAVO DE CASTRO CANANI**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos  
para obtenção do título de mestre em Recursos  
Aquáticos Continentais Amazônicos.

**Santarém-PA  
Junho-2019**

## RELAÇÃO DA BANCA JULGADORA



---

Profa. Dra. Amanda Frederico Mortati  
Universidade Federal do Oeste do Pará  
Membro titular



---

Profa. Dra. Dávia Marciana Talgatti  
Universidade Federal do Oeste do Pará  
Membro titular



---

Prof. Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja  
Universidade Federal do Oeste do Pará  
Membro titular

## FICHA CATALOGRÁFICA

### Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) Sistema Integrado Bibliotecas – SIBI/UFOPA

- 
- V648d Vidal, Regiane Gabriele Rocha  
*Diatomáceas Perifíticas* como bioindicadoras de qualidade de água na microbacia do Urumari, Santarém (Pará, Brasil) / Regiane Gabriele Rocha Vidal. – Santarém : UFOPA, 2019.  
115 f. : il.  
Inclui bibliografias.
- Orientador: Luís Gustavo de Castro Canani  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos.
1. *Bacillariophyceae*. 2. Igarapés urbanos. 3. Qualidade da água. I. Canani, Luís Gustavo de Castro, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 628.161

---

Bibliotecário - Documentalista: Williams Costa de Oliveira – CRB-2/594

**Sinopse:**

Avaliou-se a relação da estrutura e composição de diatomáceas perifíticas com os parâmetros físico-químicos da água do igarapé do Urumari, a fim de identificar espécies com potencial indicador de qualidade de água.

**Palavras-chave:** Ambientes lóticos, amostrador artificial, Bacillariophyta, bioindicação, perifíton.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer a Deus por me guiar, dar sabedoria e tranquilidade para seguir em frente e não desanimar nas incontáveis vezes que pensei em desistir. Quando me faltou equilíbrio mental, emocional e saúde, acredito que um ser sobrenatural me trouxe de volta para o caminho que sempre quis trilhar.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos e a todos os professores pelo suporte. Em especial, no período de entrada no programa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de estudos de Pós-Graduação em nível de Mestrado.

À UFOPA pela infraestrutura cedida através do Laboratório de Recepção de Amostras e Multidisciplinar de Biologia Aplicada para realização das análises desta pesquisa.

Ao Laboratório de Biologia Ambiental pelas análises de nutrientes concedidas.

Ao Centro de Microscopia Eletrônica de Varredura da Vale, pelo apoio na observação do material.

Ao meu orientador, por me receber como sua orientanda, por toda ajuda e dedicação no desenvolvimento de cada etapa e andamento desse trabalho. Por ter me conduzido maravilhosamente bem, pelo incentivo constante e pela disposição em contribuir. Obrigada pelo exemplo profissional e pessoal.

As alunas Ana Lívia Oliveira e Carla Mascarenhas pelo auxílio identificações das espécies e companheirismo no laboratório.

Ao Paulo Brasil pelo apoio nas análises estatísticas.

Aos moradores do Urumari, Seu José, Joaquim, Nilton, Wendel e Dona Francisca, Eliane, Ana e seus netos que gentilmente cuidaram para que os amostradores não fossem perdidos e principalmente por cederem o espaço de suas casas para nossas coletas.

Aos colegas de turma 2017-2019 (+ Jordson) que tornaram esses dois anos de mestrado os anos mais felizes da vida. As disciplinas e principalmente as aulas práticas renderam muitas risadas e famosos jornais.

A minha família que esteve sempre muito presente e apoiando na realização de tudo aquilo que desejo fazer da minha vida. Vocês são imperfeitamente perfeitos. Sem dúvida, meu maior tesouro.

Ao meu namorado Maxwell Santana pelos gestos de carinho e amor, principalmente nos momentos mais difíceis para a conclusão dessa etapa. Segurou sempre minha mão nos meus momentos loucos de ansiedade.

As minhas companheiras de seleção, Dinalva Oliveira e Jéssica Thaisa. Estou muito orgulhosa pelas biólogas que se tornaram. Que nossa amizade transcenda essa vida.

E a todos que direta ou indiretamente me ajudaram na realização deste trabalho.

*“Se a educação sozinha não transforma a sociedade, sem ela tampouco a sociedade muda”.*

*(Paulo Freire)*



## RESUMO

As diatomáceas (Ochrophyta, Bacillariophyceae) são microalgas que ocorrem em todos os ambientes aquáticos, sendo responsáveis por grande parte da produção primária nos oceanos e nas águas doces, constituindo uma porção expressiva do perifíton nestes ambientes. Diatomáceas perifíticas têm sido utilizadas como indicadores e monitores da qualidade de água em diversos países. No Brasil, poucos estudos com essa abordagem foram realizados, restritos ao sul do país, e inexistentes em rios amazônicos. O Urumari é um igarapé urbano localizado no município de Santarém que vem sofrendo as consequências do crescimento populacional no seu entorno. Visando identificar espécies de diatomáceas com potencial uso como indicadoras da qualidade da água, foram realizadas amostragens no período de setembro de 2018 a março de 2019, em cinco estações amostrais, compreendendo trechos superior, médio e inferior do Urumari. Foram utilizados amostradores artificiais de acrílico para colonização do perifíton, que ficaram submersos por 30 dias. Ao todo, 220 táxons foram registrados, pertencentes a 17 famílias e 35 gêneros. Destes, 26 ocorreram com abundância acima de 5% nas amostras. Os gêneros mais representativos foram *Eunotia* (24%), *Pinnularia* (19%), *Nitzschia* (7%) e *Navicula* (6%). A estação mais a jusante (E5), apresentou os maiores valores de dominância. O índice de Shannon-Wiener variou entre 2,5 a 3,5. *Eunotia parasiolli*, *Frustulia saxonica* e *Nitzschia palea* ocorreram em 100% das amostras. A análise de componentes principais indicou um gradiente espacial de contaminação orgânica, de montante para jusante, caracterizado pela diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e aumento da DBO, pH e concentrações de compostos nitrogenados e fósforo. Os resultados das análises de correspondência canônica, de similaridade, TWINSPAN e IndVal indicaram haver uma variação espacial importante na composição e estrutura das assembleias de diatomáceas, com substituição de algumas espécies por outras com maior tolerância à poluição orgânica, ao longo do curso do igarapé do Urumari. Assim, foi possível selecionar espécies com potencial valor indicador e relacioná-las a quatro cenários ou grupos de qualidade de água: grupo I: *Eunotia femoriformis*, *E. parasiolli*, *E. conectival* 13; grupo II: *Brachysira procera*, *Eolimna minima*, *Placoneis merinensis*, *Pinnularia brauniana*; grupo III: *Achnantheidium exiguum*, *Frustulia* cf. *crassinervia*, *Pinnularia microstauron*, *Sellaphora pupula*; grupo IV: *Encyonopsis frequentiformis*, *Frustulia quadrisinuata*, *Navicula cryptotenella*, *N. cryptocephala*, *Nitzschia palea*, *Stenopterobia planctonica*. Os resultados indicaram que espécies de diatomáceas são altamente sensíveis a alterações físicas e químicas da água, mesmo quando a amplitude dessas variações não é expressiva e confirmam que estes organismos podem ser uma valiosa ferramenta para o diagnóstico e monitoramento de cursos d'água que sofrem impactos das atividades humanas. Embora já esteja com as suas características originais alteradas, o Urumari ainda apresenta impactos moderados em suas águas quando comparado a outros rios urbanos do Brasil, e possivelmente pode ser recuperado em tempo relativamente pequeno, caso sejam realizadas as ações necessárias.

**Palavras-chave:** Bacillariophyceae, comunidade perifítica, igarapés urbanos, qualidade de água.

## ABSTRACT

Diatoms (Ochrophyta, Bacillariophyceae) are microalgae that occur in all aquatic environments, accounting for most of the primary production in the oceans and freshwaters, constituting an expressive portion of the periphyton in these environments. Periphytic diatoms have been used as indicators and monitors of water quality in several countries. In Brazil, few studies with this approach were carried out, restricted to the south of the country, and nonexistent in Amazonian rivers. The Urumari is an urban stream located in the municipality of Santarém that it has suffered the consequences of the population growth in its surroundings. In order to identify diatom species with potential use as indicators of water quality, samples were taken from September 2018 to March 2019, in five sampling stations, comprising upper, middle and lower portions of Urumari. Artificial acrylic samplers were used for colonization of the periphyton, which were submerged for 30 days. In all, 220 taxa were registered, belonging to 17 families and 35 genera. Of these, 26 occurred with abundance above 5% in the samples. The most representative genera were *Eunotia* (24%), *Pinnularia* (19%), *Nitzschia* (7%) and *Navicula* (6%). The most downstream station (E5) had the highest dominance values. The Shannon-Wiener index ranged from 2.5 to 3.5. *Eunotia parasiolli*, *Frustulia saxonica* and *Nitzschia palea* occurred in 100% of the samples. The principal components analysis indicated a spatial gradient of organic contamination, from upstream to downstream, characterized by decreased dissolved oxygen concentration and increased BOD, pH and nitrogen and phosphorus concentrations. The results of the canonical correspondence analysis, TWINSpan and IndVal indicated that there is a significant spatial variation in the composition and structure of the diatom assemblies, with substitution of some species for others with greater tolerance to organic pollution, along the course of the igarapé do Urumari. Thus, it was possible to select species with a potential indicator value and to relate them to four scenarios or groups of water quality: group I: *Eunotia femoriformis*, *E. parasiolli*, *E. conectiva* 13; group II: *Brachysira procera*, *Eolimna minima*, *Placoneis merinensis*, *Pinnularia brauniana*; group III: *Achnantheidium exiguum*, *Frustulia cf. crassinervia*, *Pinnularia microstauron*, *Sellaphora pupula*; group IV: *Encyonopsis frequentiformis*, *Frustulia quadrisinuata*, *Navicula cryptotenella*, *N. cryptocephala*, *Nitzschia palea*, *Stenopterobia planctonica*. The results indicated that diatom species are highly sensitive to physical and chemical changes in water even when the range of these variations is not very large and confirm that these organisms can be a valuable tool for the diagnosis and monitoring of watercourses that suffer impacts of human activities. Although, the Urumari igarapé has not already yet its original characteristics, it still presents moderate impacts in its way when compared to other urban rivers of Brazil, and possibly can be recovered in relatively small time, if the necessary actions are carried out.

**Keywords:** Bacillariophyceae, periphytic community, urban streams, water quality.

## SUMÁRIO

SINOPSE .....	iv
AGRADECIMENTOS .....	v
RESUMO .....	vi
ABSTRACT.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE TABELAS.....	xvii
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>16</b>
1.1 Impactos antrópicos nos igarapés urbanos: a região amazônica e o município de Santarém .....	16
1.2 Diagnóstico, monitoramento ambiental e biomonitores .....	18
1.3 A classe Bacillariophyceae (diatomáceas).....	20
1.4 Índices Tróficos com base em diatomáceas.....	22
1.5 Avaliação da qualidade de água utilizando diatomáceas no Brasil .....	24
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>28</b>
2.1 Geral .....	28
2.2 Específicos .....	28
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>29</b>
3.1 Área de estudo: microbacia do igarapé do Urumari .....	29
3.2 Estações amostrais .....	29
3.3 Amostragem.....	33
3.4 Preparação de lâminas permanentes .....	34
3.5 Análises das amostras perifíticas .....	34
3.6 Análises de dados .....	35
<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>38</b>
4.1 Análises físico-químicas.....	38
4.2 Análise das assembleias de diatomáceas perifíticas .....	51
<b>5. DISCUSSÃO .....</b>	<b>58</b>
<b>6. CONCLUSÃO.....</b>	<b>68</b>

<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>69</b>
<b>8. ANEXOS .....</b>	<b>79</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa mostrando a localização das estações amostrais onde foram colocados os amostradores de perifíton (monitoramento biológico e físico-químico): E1, E2, E3, E4, E5. (Mapa: Paulo Brasil).....30
- Figura 2.** Estação amostral 1 (E1). Fig. 2A. Vista geral do E1, exibindo o sub-bosque com o igarapé; Fig. 2B. Local onde foi instalado a estação E1..... 31
- Figura 3.** Estação amostral 2 (E2). Figs. 3A e 3B. Vista para jusante; Fig. 3C. Vista para montante.....31
- Figura 4.** Estação amostral 3 (E3). Fig. 4A. Vista do local onde o igarapé é desviado para o interior da propriedade; Fig. 4B. Vista da área onde o leito do igarapé desaparece e forma uma área alagada e Fig. 4C. Vista do local onde o igarapé possui novamente fluxo e onde se localiza a estação E3.....32
- Figura 5.** Estação amostral 4 (E4) (afluente sem nome do igarapé Urumari). Fig. 5A. Vista do leito represado do igarapé na estação E4 e o local onde o amostrador foi instalado; Fig. 5B. Destaque para a presença de macrófitas abundantes.....32
- Figura 6.** Estação amostral 5 (E5). Fig. 6A. Vista para montante do igarapé do Urumari próximo à rodovia Curuá-Una; Fig. 6B. Vista para jusante do igarapé do Urumari próximo à rodovia Curuá-Una e Fig. 6C. Vista da serraria às margens do igarapé do Urumari próximo à rodovia Curuá-Una.....33
- Figura 7.** Amostrador de perifíton confeccionado para o estudo.....34
- Figura 8.** Procedimentos de campo. Figs. 8Ae 8B. Amostrador após 4 semanas de colonização; Fig. 8C. Raspagem do material perifítico; Fig. 8D. Material perifítico após raspagem..... 34
- Figura 9.** Valores de temperatura da água (°C) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari..... 39
- Figura 10.** *Box plot* das variações de temperatura da água (°C) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-

75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).....39

**Figura 11.** Valores de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) amostrados em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari..... 40

**Figura 12.** *Box plot* das variações de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas)..... 40

**Figura 13.** Valores de potencial hidrogeniônico (pH) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari.....41

**Figura 14.** *Box plot* das variações de potencial hidrogeniônico (pH) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).....41

**Figura 15.** Valores de condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) medidos em outubro (2018), dezembro (2018) e janeiro (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari .....42

**Figura 16.** *Box plot* das variações de condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (outubro 2018 a janeiro de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas)..... 42

**Figura 17.** Valores de turbidez (NTU) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari.....43

**Figura 18.** *Box plot* das variações de turbidez (NTU) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).....43

**Figura 19.** Valores de demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari. Em dezembro, a E1 obteve valor igual a zero, e em janeiro, as estações E1-E3 registraram valores abaixo do limite de detecção.....44

**Figura 20.** *Box plot* das variações de demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).....44

**Figura 21.** Valores de nitrogênio amoniacal ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari. Em outubro, as estações E1, E3 e E4 registraram valores abaixo do limite de detecção ( $\geq 0,01 \text{ mg/L}$ ), e em março, a E1 registrou valor igual a zero.....45

**Figura 22.** *Box plot* das variações de nitrogênio amoniacal ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).....45

**Figura 23.** Valores de nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari.....46

**Figura 24.** *Box plot* das variações de nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).....46

**Figura 25.** Valores de nitrito ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari. Os valores ficaram abaixo do limite de detecção ( $\geq 0,002 \text{ mg/L}$ ) nas estações E1 (todos os meses), E2 (outubro e março), E3 (outubro e março) e E4 (outubro, dezembro e março), e E5 (outubro e março).....47

- Figura 26.** *Box plot* das variações de nitrito ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).....47
- Figura 27.** Valores de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari. Os valores ficaram abaixo do limite de detecção ( $\geq 0,001 \text{ mg/L}$ ) em todas as estações em outubro e dezembro, na estação E1 em todos os meses e na estação E5 em março.....48
- Figura 28.** *Box plot* das variações de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).....48
- Figura 29.** Análise de Componentes Principais (PCA) com nove variáveis físico-químicas medidas em cinco estações amostradas em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) no igarapé do Urumari. Explicação da variância acumulada nos dois primeiros eixos = 64%.....50
- Figura 30.** Contribuição relativa da riqueza específica encontrada em quatro estações amostrais na microbacia do Urumari, com destaque para os quatro gêneros mais representativos.....51
- Figura 31.** Variação da riqueza (R) e dominância (D) nas quatro estações amostrais (E2-E5) na microbacia do Urumari, no período de setembro/2018 a março/2019.....52
- Figura 32.** Variação da riqueza (R) e diversidade de Shannon-Wiener (H) nas quatro estações amostrais (E2-E5) na microbacia do Urumari, no período de setembro/2018 a março/2019.....52
- Figura 33.** Frequência de ocorrência (%) dos táxons registrados (constantes, frequentes, esporádicas e raras), segundo critério de Dajoz (1978, modificado) nas quatro estações amostrais na microbacia do Urumari.....53
- Figura 34.** Distribuição de frequência de ocorrência dos táxons encontrados nas quatro estações amostrais na microbacia do Urumari.....54



- Figura 35.** Gráfico de ordenação baseado na Análise de Correspondência Canônica (CCA) com as 26 espécies selecionadas e oito variáveis abióticas (físicas e químicas), em quatro (E2-E5) estações amostrais. Os códigos das espécies são apresentados na Tabela 6 .....56
- Figura 36.** Pseudoespécies indicadoras das principais divisões da classificação TWINSpan para 14 estações amostrais. As estações estão indicadas no interior dos quadrados.....57
- Figura 37.** Dendograma resultante da análise de agrupamento das 220 espécies coletadas nas estações amostrais (E2-E5) na microbacia do Urumari.....58

**LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 1.</b> Coordenadas geográficas das estações amostrais (Datum: WGS 84).....	29
<b>Tabela 2.</b> Datas das campanhas amostrais realizadas.....	30
<b>Tabela 3.</b> Valores médios, desvios-padrão, <i>F</i> e <i>p</i> registrados para variáveis físico-químicas nas estações de amostragem ao longo do igarapé do Urumari, no período de setembro/2018 a março/2019.....	38
<b>Tabela 4.</b> Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando oito variáveis físico-químicas para as cinco estações (E1-E5), medidas em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019), na microbacia do Urumari.....	48
<b>Tabela 5.</b> <i>Scores</i> das variáveis abióticas em relação aos dois primeiros eixos da CCA.....	54
<b>Tabela 6.</b> Lista dos 26 táxons selecionados com abundância acima de 5%, identificados nas quatro estações (E2-E5) da microbacia do Urumari, com seus respectivos códigos, grupos e scores relacionados aos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica.....	55
<b>Tabela 7.</b> Espécies características dos trechos superior, médio e inferior da microbacia do Urumari.....	64

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. Impactos antrópicos nos igarapés urbanos: a região amazônica e o município de Santarém

A escassez de recursos hídricos é resultado de aspectos qualitativos e quantitativos. Os aspectos quantitativos estão relacionados com o uso irracional da água e condições climáticas desfavoráveis prevalentes em algumas regiões, enquanto os aspectos qualitativos estão correlacionados com a qualidade de água (Netto *et al.*, 2013). Os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa no decorrer dos anos, resultado de múltiplos impactos ambientais advindos das atividades antrópicas (Chagas de Araújo e Melo de Oliveira, 2013). Ao longo do processo de crescimento e desenvolvimento das áreas urbanas, os sistemas naturais tornam-se comprometidos e sofrem alterações por conta dos próprios elementos que constituem a cidade (Côrrea *et al.*, 2012).

O planejamento inadequado da urbanização na maioria das cidades brasileiras pode influenciar direta ou indiretamente na qualidade de vida da população (Miranda *et al.*, 2009), bem como pode comprometer ambientes que comportam recursos indispensáveis à sobrevivência do homem e biota aquática. Mudanças nos cursos, nas características físico-químicas naturais da água, cobertura da terra, entre outros impactos sobre a biota existente, são alguns resultados da ocupação irregular, o que interfere no equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e principalmente no aproveitamento das águas superficiais, devido à poluição (Netto *et al.*, 2013; Rocha *et al.*, 2015). Os efeitos das atividades antrópicas vão depender de uma combinação complexa de fatores, como o volume, carga de efluentes, e a descarga de água no corpo receptor (Salomoni *et al.*, 2006), pois os ecossistemas são governados por fatores que operam e interagem em muitas escalas espaciais e temporais (Maloney e Weller, 2011).

Na região amazônica, os impactos sofridos nos sistemas aquáticos ganham destaque sob a perspectiva da qualidade de água, uma vez que a região possui uma imensa disponibilidade hídrica e diversidade de corpos d'água, não somente grandes rios e lagos, mas também inúmeros riachos, denominados regionalmente de igarapés, que constituem uma das redes hídricas mais densas do mundo (Junk, 1983; Pimentel e Melo, 2014). Os igarapés são pequenos corpos de água caracterizados pelo leito delimitado, correnteza relativamente acentuada e baixa temperatura da água. A maior parte de matéria orgânica existente nestes ambientes tem origem alóctone, pois suas porções média e superior são quase totalmente encobertas pelo dossel da floresta ripária e nos leitos tipicamente contém

acúmulo de troncos e galhos caídos (Lowe-McConnell, 1999). Devido ao seu pequeno porte e sua ampla distribuição em diferentes municípios amazônicos, os igarapés tendem a ser os primeiros habitats a sofrer degradação (Pimentel e Melo, 2014).

Historicamente, o município de Santarém, cortado por igarapés, teve sua expansão limitada ao sentido sul da cidade na década de 1970 em virtude dos igarapés do Urumari localizados no sentido leste e do Irurá no sentido oeste, que constituíam barreiras para a expansão da urbanização. Entretanto, a partir da década de 1980 os igarapés foram transcendidos, o que possibilitou o surgimento de vários bairros (Silva, 2001). Estes corpos hídricos existentes na área urbana, de forma geral, sofrem modificações principalmente por conta da ocupação desordenada nas margens, resultante do processo de periferização, uma característica particular do processo de expansão urbana do município de Santarém, onde a maioria dos bairros não regularizados é fruto de ocupação espontânea ou invasões de terras particulares (Ramos, 2004).

Atividades que ocasionam o desmatamento da vegetação marginal, facilita a entrada de sedimentos nos ambientes aquáticos e contribui para o soterramento dos substratos, tornando o ambiente mais homogêneo (Couceiro *et al.*, 2009).

Aproximadamente 60% das famílias da cidade de Santarém vivem em áreas invadidas, ocupam áreas de preservação ambiental, alagáveis ou de risco, públicas ou particulares, sem planejamento, infraestrutura e em condições sub-humanas e de grande densidade habitacional (Ferreira, 2016).

Segundo o novo Ranking do Saneamento Básico (base SNIS, 2015), Santarém desponta como o 2º município com o pior sistema de saneamento básico do país, onde dejetos residenciais fluem para fossas sépticas ou negras ou são lançados em natura nos igarapés. Entre eles está o igarapé do Urumari, onde Pimentel e Melo (2014) identificaram como principais impactos ambientais o despejo de resíduos sólidos, o lançamento de efluentes por galerias, o assoreamento por construção de obras públicas, o desmatamento e as queimadas na sua área de drenagem e mata ciliar. Além desses impactos, localmente, pode-se observar a ocupação irregular da Área de Preservação Permanente por construções regularizadas e não-regularizadas (invasões). Até o presente, somente um estudo (Pimentel *et al.*, 2019) investigou a qualidade da água do igarapé do Urumari com base na observação de parâmetros físico-químicos. Os autores fizeram medidas em três pontos (nascente, trecho médio e foz) em uma única ocasião e observaram valores maiores na foz para algumas variáveis (Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos, Sólidos Suspensos, Amônia, Nitrato e Coliformes Totais), concluindo que há impacto ambiental

no igarapé do Urumari causado pelo crescimento populacional. Neste contexto, existe um crescente interesse na restauração de sistemas aquáticos, uma vez que a interferência humana pode causar profundas alterações (Jüttner *et al.*, 2012), comprometendo a disponibilidade e qualidade de águas.

## **1.2. Diagnóstico, monitoramento ambiental e biomonitores**

Os conceitos e as ferramentas para avaliar a saúde do ecossistema e diagnosticar as causas de comprometimento em habitats aquáticos, particularmente rios e córregos, foram estabelecidos entre aproximadamente 50 e 100 anos atrás (Stevenson *et al.*, 2010).

Para a avaliação da qualidade das águas doces superficiais, tradicionalmente duas abordagens são utilizadas. A primeira se limita basicamente nos métodos que levam em consideração as alterações das concentrações de variáveis físicas e químicas, que de forma isolada não são suficientes para confirmar o impacto antrópico em determinados ambientes (Hermany *et al.*, 2006). Este método permite um conhecimento instantâneo, porém limitado, das condições da água, devido à natureza discreta das medições, mas pode ter seu valor informativo aumentado através de medições periódicas por tempo prolongado. Essas limitações assumem uma maior gravidade quando o objeto do estudo é um sistema lótico, onde a corrente promove a renovação contínua de água em cada local (Schuch *et al.*, 2012). A segunda, de modo a aumentar a eficiência e obter uma abordagem mais integradora, utiliza métodos biológicos para a avaliação, que possuem a vantagem de refletir estados ambientais anteriores ao momento da medição, através dos processos de desenvolvimento das comunidades, oferecendo informações de efeitos ambientais prolongados. Dessa forma, os diagnósticos e monitoramentos ambientais que levam em consideração a avaliação conjunta dos fatores bióticos e abióticos do sistema são mais precisos (Hermany *et al.*, 2006), e constituem a base para uma correta avaliação da qualidade da água (Lobo *et al.*, 2002, Lobo *et al.*, 2004).

As técnicas para o uso de comunidades bióticas como indicadores de qualidade da água têm evoluído à medida que o entendimento dos pesquisadores sobre as interações entre a qualidade da água e a integridade dessas comunidades aumenta (Hill *et al.*, 2000). São exemplos de organismos que podem ser utilizados como indicadores biológicos, por sua relevância ecológica e capacidade de gerar respostas em diferentes níveis de organização biológica: as bactérias, as algas, os invertebrados bentônicos, os peixes e as macrófitas (Krstić *et al.*, 2007). Os organismos sésseis ou aderidos a algum tipo de

substrato como, por exemplo, a comunidade perifítica, são considerados vantajosos por representarem os fatores imediatos e prévios de um ambiente.

O perifíton, na definição de Wetzel (1983), consiste em uma complexa comunidade de micro-organismos (bactérias, fungos, algas, protozoários), detritos orgânicos e inorgânicos aderidos ou associados a substratos na zona fótica dos ambientes aquáticos, capazes de suportar tanto processos autotróficos quanto heterotróficos (produção primária, decomposição e ciclagem de nutrientes). Recebem influência de inúmeros fatores (nutrientes, luz, temperatura, predação, entre outros), e são frequentemente utilizados como bioindicadores da qualidade da água (Fernandes e Esteves, 2003), em função de suas tolerâncias e preferências ecológicas.

No processo de monitoramento, podem ser utilizados diferentes substratos, sejam naturais ou artificiais. Fatores como a alelopatia promovida por macrófitas, troca de nutrientes entre o biofilme e o hospedeiro, a rugosidade da superfície do substrato, podem interferir na composição e estrutura da comunidade, como densidade e biomassa, e dessa forma são fatores que precisam ser considerados (Moschini-Carlos, 1999; Pompêo e Moschini-Carlos, 2003; Schneck *et al.*, 2011). Os substratos artificiais são amplamente usados em análises de variação temporal e espacial, devido à facilidade de coleta, manuseio, controle da área amostrada e uniformidade, o que é particularmente desejável em estudos comparativos de cunho ecológico, embora as questões acerca da influência que o substrato tem sobre a composição e estrutura da comunidade ainda sejam controversas (Pompêo e Moschini-Carlos, 2003; Schneck *et al.*, 2011). Substratos artificiais propiciam substancial quantidade de material perifítico aderido e de fácil delimitação de área e volume (Pompêo e Moschini-Carlos, 2003).

Após os primeiros estudos sobre a robustez do uso das diatomáceas como biomonitores em meados do século vinte, esses organismos passaram a constituir um dos grupos obrigatórios de bioindicadores usados em diversos países da Europa e América a partir do fim dos anos 90 (Rimet, 2012). Como vantagens, pode-se apontar sua ocorrência em todos os pontos do rio, da nascente à foz; o amplo espectro de tolerância das espécies, desde condições oligotróficas até eutróficas, e que respondem previsivelmente às mudanças ambientais; facilidade e rapidez na coleta; o material é montado em lâminas permanentes, que pode ser reexaminado além de manter-se preservado, tempo de regeneração curto, diversidade taxonômica, entre outros (Hill *et al.*, 2001).

Variações de condições ambientais levam as diatomáceas a se ajustarem, modificando sua composição através de alterações no número de espécies e substituição

por outras, de acordo com os limites de tolerância de cada uma (Salomoni *et al.* 2017). A riqueza de espécies tende a ser mais alta em ambientes com perturbações naturais, chamada de hipótese do distúrbio intermediário. Este padrão de distribuição de riqueza de espécies em ambientes subtropicais se desenvolve ao longo de um período evolutivo por perturbações naturais, e não necessariamente com perturbações de origens antrópicas (Connell, 1978).

Entre as desvantagens da utilização de diatomáceas estão a necessidade de conhecimento aprofundado da taxonomia do grupo e incompatibilidade entre índices desenvolvidos em diferentes países ou regiões (Lobo *et al.*, 2002; Krstić *et al.*, 2007). As espécies podem apresentar formas, tamanhos, estriações, entre outras características semelhantes, no entanto, pertencerem a diferentes grupos ecológicos para avaliação da qualidade da água. Portanto, a distinção precisa entre elas é extremamente importante para o biomonitoramento (Lobo *et al.*, 2016).

### **1.3. A classe Bacillariophyceae (diatomáceas)**

Dentre os micro-organismos do perifíton, as diatomáceas (Ochrophyta, Bacillariophyceae) se destacam em quantidade, principalmente em ambientes lóticos (Felisberto e Rodrigues, 2012). São amplamente conhecidas como indicadoras potenciais, pois respondem rapidamente a perturbações, à química da água e tipologia de captação, geralmente com diferenças marcantes na composição e diversidade de espécies, que são ferramentas úteis para detectar efeitos humanos (Schuch *et al.*, 2015). Além disso, permitem monitorar ambientes muito impactados, onde outros organismos aquáticos são raros ou ausentes (Taylor *et al.*, 2007).

As diatomáceas constituem um grupo extremamente diverso, que ocorre em todos os ambientes aquáticos, com cerca de 14.000 espécies já descritas (Guiry e Guiry, 2019), que representam de 5 a 50% das espécies existentes, em projeções menos ou mais conservadoras (Mann e Vanormelingen, 2013). Abrangem um grupo de organismos basicamente unicelulares, embora algumas espécies possam formar diferentes tipos de colônias. A principal característica é a presença de uma parede celular silicosa denominada frústula, que é formada por duas valvas unidas pelas bandas conectivas. A frústula consiste em duas metades: a epiteca (epivalva + epicíngulo) e a hipoteca (hipovalva + hipocíngulo) (Round *et al.*, 1990; Franceschini *et al.*, 2010). As complexas estruturas morfológicas que ornamentam as frústulas abrangem características que são utilizadas para estudar o grupo (Stoermer e Smol, 1999).

Tradicionalmente, as diatomáceas são divididas em três grandes grupos (aqui tratadas como subclasses): as cêntricas (Coscinodiscophycidae), as arrafídeas (Fragilariophycidae) e as rafídeas (Bacillariophycidae), cada uma delas divididas em grande número de ordens e famílias. No entanto, análises filogenéticas recentes indicam que apenas as Bacillariophycidae são monofiléticas (Theriot *et al.*, 2010; Medlin, 2017).

Além da identificação precisa dos táxons, no biomonitoramento é imprescindível conhecer a autoecologia das diatomáceas. Diversos estudos destacam preferências e tolerâncias ecológicas de alguns gêneros e espécies (Wetzel *et al.* 2002; Salomoni, 2004; Hermany *et al.*, 2006; Salomoni *et al.*, 2006, 2011, 2017), que podem ser usados para relacionar a estrutura e composição das assembleias de cada estação/ambiente de coleta a gradientes de poluição nos corpos d'água.

O gênero *Frustulia* Rabenhorst atinge sua maior abundância em águas levemente ácidas, com carbono orgânico dissolvido (COD) alto e a condutividade específica relativamente baixa (Diatoms of North America, 2019). Wetzel *et al.* (2002) citam *Frustulia crassinervia* como indicadora de águas oligotróficas e de baixo pH.

Os gêneros *Eunotia* Ehrenberg e *Actinella* Lewis de forma geral, têm preferência por habitats oligotróficos, com baixos valores de condutividade elétrica e pH ácido. Em ambientes aquáticos dulcícolas tropicais e subtropicais, estes gêneros apresentam ampla distribuição (Round *et al.*, 1990; Canani *et al.*, 2018). Gómez e Licursi (2001) registraram espécies de *Eunotia* (*E. bilunaris*, *E. monodon* e *E. pectinalis*) com valor indicativo correspondente a ambientes com baixa tolerância à eutrofização (Valor Indicativo (VI) = 1).

O gênero *Achnantheidium* Kützing é conhecido por prosperar em águas correntes, turbulentas e bem oxigenadas, mas que apresenta amplo espectro de tolerância às mudanças ambientais podendo ser encontrada em ambientes pobres em nutrientes, mas também em ambientes extremamente eutrofizados (Diatoms of North America, 2019; Round *et al.*, 1990). Lobo *et al.* (2004) classificaram *A. minutissimum* como característica de ambiente fortemente poluído.

Algumas espécies dos gêneros *Nitzschia* Hassall e *Sellaphora* Mereschkowsky alcançam grande abundância em ambientes mais eutróficos, de médio a fortemente poluídos (Lobo *et al.*, 1996, 2004b; Salomoni *et al.*, 2006). Lobo *et al.* (2003), avaliando a qualidade da água de riachos registrou a abundância de *Nitzschia palea* em todas as amostras, associado a contaminação orgânica e eutrofização. Esta espécie, no trabalho de Salomoni *et al.* (2017), foi dominante em todas as estações de trechos inferiores



(apresentavam uma perda de qualidade de água) sendo substituído por *Sellaphora seminulum* em algumas ocasiões. Estes táxons indicadores também estão relacionados com altos valores de condutividade (Bere e Tundisi, 2009). No trabalho de Lobo *et al.* (2004) *N. palea* apresentou valor indicativo correspondente ao grupo de espécies com média de tolerância à eutrofização (VI=3). Lobo *et al.* (2015) encontraram espécies de *Nitzschia* (*N. palea*, *N. linearis* e *N. clausii*) e de *Sellaphora* (*S. seminulum* e *S. auldreekie*) e atribuíram valor indicativo correspondente a alta tolerância a eutrofização (VI=4). No trabalho de Castilejjo *et al.* (2018) *N. palea* e *S. pupula* receberam o mesmo valor indicativo e foram abundantes exclusivamente em locais de amostragem com baixa qualidade da água.

#### **1.4. Índices tróficos com base em diatomáceas**

As diatomáceas têm uma longa história de uso no monitoramento ambiental ao redor do mundo, principalmente nos países do hemisfério norte, como a Europa, América do Norte e outros lugares onde índices específicos são frequentemente aplicados (Stevenson e Smol, 2003; Szulc e Szulc, 2013). Entre 256 estudos selecionados por Rimet (2012), publicados entre 1999 e 2009 sobre diatomáceas e poluição de rios, aproximadamente 101 abordavam os índices biológicos de diatomáceas. A maioria dos estudos têm focado em espécies indicadoras de eutrofia, já que grande parte dos ambientes se tornou ou está prestes a se tornar eutrófico, priorizando os sistemas lóticos que recebem impacto das atividades antrópicas (Canani *et al.*, 2011).

Kelly e Whitton (1995) desenvolveram na Inglaterra o Índice Trófico de Diatomáceas (TDI) para a avaliação do estado trófico dos sistemas hídricos reformulado posteriormente por Kelly (1998), baseado em um conjunto de 86 espécies selecionadas pelo valor indicativo e pela facilidade de identificação. Este índice representou uma ferramenta útil de monitoramento amplamente utilizada pela Comunidade Europeia.

Na França, Lenoir e Coste (1996) padronizaram um método para a vigilância da qualidade dos cursos de águas através da utilização do Índice Biológico de Diatomáceas (BDI), e sua nova versão foi proposta por Coste *et al.* (2009) com base em uma lista de espécies que, de acordo com seu “perfil ecológico”, mostram diferentes graus de sensibilidade à poluição. Ambos os índices (TDI e BDI) se baseiam em uma equação média de ponderação.

Wang *et al.* (2005) desenvolveram um índice de métricas estruturais denominado Índice de Integridade Biótica (IBI) para os EUA, onde avaliaram os efeitos do distúrbio humano sobre a condição biótica das comunidades de diatomáceas presentes em córregos.

Seguindo a mesma tendência, na América Latina, Gómez e Licursi (2001) publicaram o Índice Diatomológico Pampeano (PDI), um índice regional de avaliação da qualidade da água para rios e córregos dos Pampas da Argentina, com base na sensibilidade de 210 espécies de diatomáceas epipélicas aos efeitos integrados do enriquecimento e eutrofização orgânica, considerando suas respostas às concentrações de fosfato, nitrogênio amoniacal e DBO. Este índice regional é uma importante ferramenta para o estudo da planície Pampeana, já que os índices desenvolvidos para outras latitudes nem sempre dão resultados adequados em termos de avaliação da qualidade da água, principalmente porque a composição das comunidades é distinta em diferentes regiões. Além deste estudo, Gómez (1998, 1999) observou através de seu estudo na bacia hidrográfica de Matanza-Richuelo, Argentina, que as assembleias de diatomáceas se dividiam em três grupos distintos no ecossistema: um grupo tolerante à poluição, um grupo sensível e um que se desenvolve conforme a alta taxa de mineralização da água.

Tan *et al.* (2015) propuseram o Índice de Integridade Biótica de Diatomáceas Bentônicas (BD-IBI) para avaliar o estado de saúde do rio Han, na China. A partir da análise de assembleias de algas bentônicas e variáveis de qualidade da água, o estudo revelou que o enriquecimento de nutrientes através do uso agrícola foi a principal causa da deterioração, indicando que as diatomáceas bentônicas são biomonitores adequados para a avaliação da integridade biológica de ecossistemas fluviais. Posteriormente, Tan *et al.* (2017) realizaram um estudo comparativo para verificar o desempenho da utilização de 14 índices de diatomáceas amplamente aplicados na avaliação da qualidade de água em ambientes subtropicais na Austrália e China. Os resultados detectaram variação de desempenho entre os dois ambientes. De forma geral, um número maior de índices apresentou bons resultados nos ambientes chineses quando comparados aos australianos, por conta da sobreposição dos intervalos de variáveis utilizadas para a avaliação de qualidade de água nestes ambientes. Além disso, foi observado como resultado que os índices de diatomáceas respondem melhor a fatores ambientais como alterações no uso e cobertura do solo nos ambientes aplicados.

Na Austrália, Chessman *et al.* (2007) desenvolveram uma nova versão do Índice de Diatomáceas para rios australianos (DIAR), originalmente utilizando o nível de gênero, e reformulado para nível das espécies. Este índice oferece maior capacidade de

resposta ao estresse antropogênico incorporando informações sobre a variação de sensibilidade de espécies. Também contorna os problemas causados pelas mudanças frequentes nas definições taxonômicas dos gêneros de diatomáceas.

No Vietnã, Pham (2017) realizou um estudo comparativo de monitoramento da qualidade da água e das condições ecológicas do rio Dong Nai, baseado em abordagens físico-químicas e biológicas de diatomáceas planctônicas. Como resultado, o índice de qualidade de água baseado estritamente em variáveis abióticas mostrou que a qualidade da água no rio seria classificada em níveis medianos em todas as dez estações amostradas. Com base no Índice Biológico de Diatomáceas (BDI), a qualidade da água do rio variava entre níveis considerados bons, moderados a baixos nos ambientes amostrados. Foi a primeira vez que um BDI foi aplicado para avaliar a qualidade da água no Vietnã.

Em sua maioria, os índices diatomológicos estão geograficamente restritos às características particulares dos ambientes lóticos das regiões temperadas onde foram aplicados, evidenciando a necessidade de adequação para avaliar a qualidade da água em zonas tropicais ou subtropicais (Taylor *et al.*, 2007).

### **1.5. Avaliação da qualidade da água utilizando diatomáceas no Brasil**

No Brasil, a aplicação de diatomáceas como bioindicadores é recente e limitada às regiões sul e sudeste. A elaboração dos índices ocorreu principalmente em função das alterações antrópicas locais e à exposição da maioria das bacias hidrográficas do sul e sudeste do Brasil a impactos ambientais pesados e crescentes. As publicações destacam principalmente a utilização das comunidades epilíticas (encontradas sobre sedimentos) em rios, além do uso de substratos artificiais (Lobo *et al.* 1996, 2002, 2004a, 2004b, 2004c, 2010, 2014, 2015; Lobo e Callegaro, 2000; Wetzel *et al.*, 2002; Salomoni, 2004; Hermany *et al.*, 2006; Salomoni *et al.* 2006, 2011, 2017); Düpont *et al.*, 2007; Schneck *et al.*, 2007; Salomoni e Torgan, 2008; Bere e Tundisi, 2010, 2011, 2012; Moresco *et al.*, 2011; Bes *et al.*, 2012; Schuch *et al.*, 2012, 2015; Böhm *et al.*, 2013; Lobo, 2013; Heinrich *et al.*, 2014).

O estudo pioneiro no Brasil buscando classificar as diatomáceas quanto a sua tolerância à poluição orgânica foi realizado por Lobo *et al.* (1996), com a proposição de um sistema de sapróbios adaptado aos rios do sul do país, baseado na classificação proposta por Kobayasi e Mayama (1989), com base na relação entre a demanda biológica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) e as abundâncias relativas de diatomáceas epilíticas. Em função das baixas densidades de diatomáceas sensíveis à poluição encontradas neste estudo,

posteriormente Lobo *et al.* (2002) buscaram complementar a base de dados do estudo de 1996, aumentando de 79 para 183 o número de amostras analisadas. Mesmo assim, a caracterização do grupo que engloba as diatomáceas menos tolerantes à poluição apresentou diferenças com relação ao sistema de Kobayasi e Mayama (1989), chamando a atenção para os riscos da utilização direta de sistemas elaborados para outras regiões. Assim, Lobo *et al.* (2004a) desenvolveram o Índice Biológico de Qualidade da Água (IBQA), integrando os efeitos da eutrofização ao sistema de sapróbios de 2002, utilizando o gradiente de fosfato como base à tolerância das diatomáceas epilíticas à eutrofização. Os resultados deste trabalho indicaram espécies características de águas de baixa qualidade, com grandes quantidades de poluição orgânica e carga excessiva de nutrientes. E a partir dos resultados foi proposto, o primeiro índice trófico publicado para o Brasil.

Salomoni *et al.* (2011), propuseram a adaptação do IBQA para o IBQA-Gravataí, com o objetivo de gerar resultados que refletissem as condições de contaminação locais. Comparando os resultados obtidos, foram encontradas tendências de contaminação em ambos índices, porém em diferentes níveis. Os maiores níveis foram registrados para o IBQA Gravataí, destacando a necessidade de criação de índices regionais adaptados à realidade local de cada bacia hidrográfica.

Na região sudeste, o estudo de Bere e Tundisi (2010) destacou a importância das diatomáceas epipsâmicas na avaliação da qualidade de água em ambientes lóticos influenciados pela poluição urbana. Nesta publicação um total de 112 espécies foram identificadas e distribuídas conforme a altitude e eutrofização de córregos nos sete locais amostrados. Posteriormente, os mesmos autores discutiram como mudanças na condutividade e força iônica, aceleradas por atividades agrícolas no rio Monjolinho (São Paulo), podem moldar a distribuição de diatomáceas bentônicas, afetando a resposta fisiológica desses organismos (Bere e Tundisi, 2011). Neste estudo, foram identificadas 208 espécies separadas em dois grandes grupos nos 10 ambientes amostrados. Um grupo distribuído em pontos amostrais altamente poluídos, e um segundo grupo em pontos moderadamente poluídos, fornecendo assim, informações sobre as condições ambientais locais.

Lobo *et al.* (2015) propuseram o Índice Trófico de Qualidade da Água (TWQI) para sistemas lóticos brasileiros subtropicais revendo os limites de tolerância de diatomáceas epilíticas à eutrofização, em relação a uma série de variáveis ambientais (físicas, químicas e microbiológicas), procurando calibrar os resultados de estudos regionais conduzidos entre 2005 e 2013 nas bacias hidrográficas Pardo e Andreas. Foram

identificados 405 táxons e, destes, apenas 70 participaram da elaboração do índice, dos quais 16 espécies mostraram uma baixa tolerância à eutrofização, 28 espécies mostraram uma tolerância intermediária e 26 espécies mostraram uma alta tolerância.

Conforme apresentado, o uso de diatomáceas como biomonitores, na forma de Índices Biológicos de Qualidade de Água, tem se consolidado como ferramenta efetiva na avaliação da saúde dos ambientes aquáticos, com alto poder de predição e sensível a mudanças rápidas na qualidade dos corpos hídricos. Essa abordagem faz parte de protocolos das agências ambientais da União Europeia e Estados Unidos, e a cada ano aumenta o número de estudos produzidos sobre o tema e publicados em revistas de alto impacto, confirmando a sua robustez e efetividade. Nos trópicos, métodos biológicos de monitoramento da qualidade da água com base em diatomáceas ainda são raros. Bellinger *et al.* (2006) investigaram a composição, riqueza e diversidade de diatomáceas epilíticas em sistemas aquáticos tropicais na África e concomitante aplicaram o TDI desenvolvido para o monitoramento dos rios europeus para verificar sua possibilidade de uso em ambientes tropicais. Estes autores recomendaram a utilização deste índice nos sistemas africanos, porém sugerem modificações na pontuação de tolerância das espécies que podem ser úteis para previsões mais precisas sobre sistemas tropicais.

Trabalhos com esta temática são inexistentes no caso da Amazônia, a maior bacia hidrográfica tropical do mundo. Muitas cidades amazônicas apresentam crescimento rápido e desordenado, como é o caso de Santarém, colocando em risco a integridade e a saúde de seus rios e igarapés.

Nesse contexto, torna-se necessário o desenvolvimento de índices regionais, já que a aplicação de modelos desenvolvidos para outras latitudes e biomas não deve ser feita diretamente. Para isto, primeiramente, é imprescindível realizar levantamentos taxonômicos, para conhecer a composição e a diversidade das assembleias com potencial de biomonitoramento, e então investigar as variações espaço-temporais da estrutura das comunidades em função da variação de parâmetros físico-químicos de seus ambientes aquáticos. Assim, o presente estudo teve como objetivo conhecer as assembleias de diatomáceas perifíticas e acessar as características físico-químicas de trechos da microbacia do igarapé do Urumari, ao longo de sete meses, buscando identificar espécies sensíveis a um gradiente de degradação ambiental e assembleias que possam caracterizar diferentes condições de qualidade da água, com vistas à elaboração de um índice biológico amazônico de qualidade de água, e é contribuição pioneira sobre o tema para a Amazônia. Justifica-se pela relevância do desenvolvimento de ferramentas regionais que

possam diagnosticar e prever alterações na qualidade da água com a finalidade de apoiar projetos de preservação e recuperação ambiental de ambientes lóticos impactados pelas atividades antrópicas, de forma a garantir a disponibilidade desse importante recurso para as atuais e futuras gerações.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Geral**

Conhecer a composição das assembleias de diatomáceas perifíticas e investigar sua relação com as variáveis ambientais na microbacia do igarapé Urumari, buscando identificar grupos de espécies com potencial para uso em um índice biológico de qualidade de água.

### **2.2. Específicos:**

- Realizar o levantamento florístico das diatomáceas perifíticas encontradas no igarapé do Urumari;
- Acessar a estrutura das assembleias de diatomáceas perifíticas através de medidas de abundância relativa e índices de diversidade;
- Investigar a existência de um gradiente espacial de deterioração da qualidade da água do igarapé do Urumari com base em parâmetro físico-químicos;
- Investigar e descrever a relação entre os atributos das assembleias de diatomáceas perifíticas e as variáveis físico-químicas mensuradas no igarapé do Urumari;
- Identificar se há espécie ou grupos de espécies que possam caracterizar determinada condição de qualidade da água;
- Produzir resultados que possam colaborar para a elaboração de um índice regional de qualidade de água com base em diatomáceas.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudo: microbacia do igarapé do Urumari

O estudo foi conduzido na microbacia do Urumari, situada na zona urbana, localizado no município de Santarém (02°25'30"S 54°42'50"W) na região oeste do estado do Pará, microrregião do baixo Amazonas, na margem direita do Rio Tapajós e na confluência com o Rio Amazonas, ocupando uma área de 24.154 km<sup>2</sup> (Côrrea *et al.*, 2012; Ferreira, 2016).

O igarapé do Urumari é um pequeno corpo de água lótico, sendo um dos principais mananciais localizados na área urbana do município. Sua bacia possui uma extensão de aproximadamente 7,5 km<sup>2</sup>, com nascente na Serra do Saubal localizada no bairro da Vigia, percorrendo os bairros: Santo André, Urumari, São José Operário, Jutaí, Uruará e Área Verde, com sua foz na denominada zona de mistura entre os rios Amazonas e Tapajós (Pimentel e Melo, 2014).

Sua nascente está dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) Saubal (lei de criação a Lei Municipal n°18.715 de 29 de agosto 2011). Esta área possui 1.538 metros quadrados e 156 hectares e abrange os bairros Nova República, Santo André, Bela Vista e Vigia (Pimentel *et al.*, 2019).

#### 3.2. Estações amostrais

No âmbito do projeto, foram realizadas cinco campanhas amostrais no período de setembro de 2018 a março de 2019, em cinco estações distribuídas ao longo da microbacia do igarapé do Urumari, localizados nos trechos superior, médio e inferior, totalizando 25 amostras (Tabela 1, Tabela 2 e Figura 1).

Tabela 1. Coordenadas geográficas das estações amostrais (Datum: WGS 84).

Estações amostrais	Coordenadas geográficas	
	Latitude	Longitude
E1	2°28'40.4"S	54°41'56.4"W
E2	2°28'46.5"S	54°41'47.5"W
E3	2°28'27.0"S	54°41'54.1"W
E4	2°27'44.9"S	54°42'10.2"W
E5	2°27'25.9"S	54°41'51.0"W







Figura 2. Estação amostral 1 (E1). Fig. 2A. Vista geral da E1, exibindo o sub-bosque com o igarapé; Fig. 2B. Local onde foi instalado a estação E1.

- Estação amostral 2 (E2)

Igarapé “Vigia”, próximo ao restaurante Mutunuy localizado nos fundos de uma residência. Vegetação ripária remanescente se restringe a alguns açazeiros. Poucos metros a jusante do ponto amostral o remanescente de mata está sendo removido por ocupação irregular. A estrutura física do igarapé está comprometida, com leito bastante assoreado e margens mal definidas. Segundo relato dos moradores, o volume de água está se reduzindo progressivamente (Fig. 3).



Figura 3. Estação amostral 2 (E2). Figs. 3A e 3B. Vista para jusante; Fig. 3C. Vista para montante.

- Estação amostral 3 (E3)

Localizada próximo ao Clube dos 50, dentro de uma propriedade particular. Vegetação ripária esparsa, composta principalmente por palmeiras. O leito apresenta-se alargado e assoreado. A montante da estação amostral, o igarapé foi desviado do leito original para dentro da propriedade e represado para formação de “piscina” na propriedade particular; a jusante da piscina, o leito desaparece formando uma área alagada, mais adiante forma-se novamente um canal (Fig. 4).



Figura 4. Estação amostral 3 (E3). Fig. 4A. Vista do local onde o igarapé é desviado para o interior da propriedade; Fig. 4B. Vista da área onde o leito do igarapé desaparece e forma uma área alagada e Fig. 4C. Vista do local onde o igarapé possui novamente fluxo e onde se localiza a estação E3.

- Estação amostral 4 (E4)

Igarapé no bairro do Santo André localizada nos fundos de uma horta, um pouco antes de desaguar no curso principal do igarapé do Urumari. Vegetação ripária presente. Presença de várias macrófitas, principalmente gramíneas e *Aninga* (*Montrichardia* sp, Araceae). Leito apresentou-se sempre represado por excesso de vegetação e detritos a jusante, é a estação que apresenta visualmente as piores condições ambientais. (Fig. 5).



Figura 5. Estação amostral 4 (E4) (afluente sem nome do igarapé Urumari). Fig. 5A. Vista do leito represado do igarapé na estação E4 e o local onde o amostrador foi instalado; Fig. 5B. Destaque para a presença de macrófitas abundantes.

- Estação amostral 5 (E5)

Igarapé do Urumari, logo à jusante da ponte da rodovia Curuá-Una. Pouca vegetação ripária (ausente em uma das margens). Leito assoreado. Foram observados

peixes na água. Presença de fossa negra nas proximidades. Fica nos fundos de uma serraria e uma residência (Fig. 6).



Figura 6. Estação amostral 5 (E5). Fig. 6A. Vista para montante do igarapé do Urumari próximo à rodovia Curuá-Una; Fig. 6B. Vista para jusante do igarapé do Urumari próximo à rodovia Curuá-Una e Fig. 6C. Vista da serraria às margens do igarapé do Urumari próximo à rodovia Curuá-Una.

### 3.3. Amostragem

Foram confeccionados amostradores artificiais para servir como substrato para a colonização pelo perifíton. Cada amostrador consiste em três lâminas de acrílico (12x4 cm) presas a um flutuador de poliestireno (Fig. 7), que foi colocado em cada estação amostral e amarrado com fios de náilon em estruturas nas margens, para que permanecessem estáveis e não fossem arrastados pela correnteza. Os amostradores permaneceram submersos por no mínimo quatro semanas para colonização (Lobo e Buselato-Tonioli, 1985; Pompêo e Moschini-Carlos, 2003). Cada lâmina de acrílico foi raspada com lixa em um dos lados para criar microsulcos, havendo então um lado liso e outro com microfissuras, já que a diferença de rugosidade entre as superfícies do substrato pode afetar a colonização, afetando a composição e a riqueza da comunidade perifítica (Dunck *et al.*, 2016).

No campo, uma área de 56 cm<sup>2</sup> foi raspada de cada amostrador com o auxílio de escovas de dente e rinsado com 150 mL água destilada, totalizando uma amostra composta de 168 cm<sup>2</sup> (Fig. 8). Cada amostra obtida foi armazenada em frascos plásticos devidamente etiquetados com capacidade para 200 mL e fixada com formalina (formaldeído a 4%).

Simultaneamente à coleta das amostras perifíticas foram efetuadas *in situ* medidas de temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH e condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Foram coletados em cada estação amostral um litro de água em frascos previamente esterilizados para a análise dos nutrientes (nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo total), DBO (mg/L) e turbidez. As análises foram realizadas segundo o método SMEWW (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater). Os frascos foram

conservados em caixas isotérmicas sob refrigeração e transportados ao Laboratório de Biologia Ambiental (LBA) da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), para a realização das análises.



Figura. 7. Amostrador de perifíton confeccionado para o estudo.



Figura 8. Procedimentos de campo. Figs. 8Ae 8B. Amostrador após 4 semanas de colonização; Fig. 8C. Raspagem do material perifítico; Fig. 8D. Material perifítico após raspagem.

### 3.4. Preparação de lâminas permanentes

As amostras foram oxidadas para eliminação de matéria orgânica, segundo o método de Stosch (1970, modificado), seguido de lavagens com água destilada. Uma alíquota de 0,5 mL foi utilizada para a confecção de lâminas permanentes, utilizando a resina Naphrax<sup>®</sup> (índice de refração = 1,74) como meio de montagem. Amostras e lâminas permanentes serão depositadas no Herbário da Universidade Federal do Oeste do Pará (HSTM-Algas).

### 3.5. Análises das amostras perifíticas

As lâminas permanentes foram observadas e as imagens registradas em microscópio óptico da marca Zeiss, acoplado a um sistema de captura de imagens (ZEN blue edition), em 1.000 aumentos, realizadas no laboratório de recepção de amostras da Universidade Federal do Oeste do Pará. E também foram realizadas fotografias em

microscopia eletrônica de varredura no Laboratório de microanálises do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará.

*Análise qualitativa:* os espécimes foram registrados e medidos com auxílio do software ZEN. A partir das características morfológicas e métricas os indivíduos foram identificados até no mínimo o nível de gênero, quando possível. O sistema de classificação adotado foi o de Ruggiero *et al.* (2015) e as identificações baseadas em obras clássicas (Hustedt, 1965; Patrick e Reimer, 1966; Simonsen, 1987; Metzeltin e Lange-Bertalot, 1998, 2007) e em revisões recentes publicadas em livros e periódicos.

*Análise quantitativa:* para determinar as abundâncias relativas dos táxons encontrados, foram contadas no mínimo 400 valvas ou até que a curva de rarefação das espécies se estabilize (Kahlert *et al.*, 2012; Algarte *et al.*, 2017). Valvas quebradas foram contadas quando a identificação do táxon foi possível. Durante o período de estudo não houve colonização das lâminas da Estação 1 (E1), provavelmente devido ao ambiente estar permanentemente sombreado. Também não houve colonização nos meses de outubro e dezembro na Estação 3 (E3), motivo pelo qual essas amostras não foram quantificadas. As amostras quantificadas são apresentadas no Anexo A.

Para a determinação das espécies dominantes e abundantes foi adotado o critério de Lobo e Leighton (1986), que consideram abundantes aquelas espécies cujas densidades superam a densidade média da amostra e dominantes aquelas espécies cujas densidades superam 50% da densidade total da amostra.

### **3.6. Análises de dados**

#### **3.6.1. Dados abióticos**

##### Estatística descritiva

Os dados físico-químicos foram analisados por meio de estatística descritiva exploratória (médias e desvio padrão) e análise de variância (ANOVA unifatorial).

##### Análise de componentes principais (PCA)

Para verificar o gradiente das variáveis ambientais foi utilizada Análise de componentes principais (PCA). Inicialmente foi construída uma matriz onde foram utilizadas dez variáveis ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, turbidez, Demanda Bioquímica de Oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo total).

A PCA foi executada a partir de uma matriz de correlação, para que se retirasse o efeito das diferenças de escala entre as unidades de cada variável. Nessa análise, os dois primeiros componentes explicaram 66,65% da variância. A turbidez foi a variável mais representativa relacionada ao componente 1 ( $r=0,46187$ ), e apresentou forte colinearidade com as variáveis nitrito ( $r=0,43841$ ) e nitrogênio amoniacal ( $r=0,42135$ ). A turbidez em ambientes lóticos pode aumentar abruptamente de forma pontual, após eventos de alta carga pluviométrica, devido ao influxo de partículas sólidas em suspensão, e retornar a valores mais baixos horas depois destes eventos. Por esta razão, e devido à colinearidade com os íons nitrogenados, optou-se pela remoção da variável turbidez da análise de componentes principais apresentada nos resultados. Por falhas de equipamento, a condutividade elétrica também foi retirada, pois não foi possível obter valores nos meses de setembro (2018) e março (2019), e da E1 no mês de dezembro (2018).

### **3.6.2. Dados bióticos**

#### Diversidade

As contagens de espécies de diatomáceas em cada estação amostral foram expressas como abundâncias relativas. A diversidade foi expressa como riqueza de espécies (S), índice de diversidade Shannon (H') e índice de dominância (1-índice de Simpson, D).

#### Índice de constância

Foi calculado com base na presença e ausência dos táxons, o índice de constância através da equação  $C = (p \times 100)/P$ , (Dajoz, 1978, modificado) onde; p é o número de amostras contendo a espécie, P é o número total de amostras. As espécies com  $C > 70\%$  são consideradas constantes;  $30\% < C < 70\%$  representam espécies frequentes;  $10\% < C < 30\%$  representam espécies esporádicas;  $C < 10\%$  representam espécies raras.

#### Análise de correspondência canônica (CCA)

O grau de associação da comunidade perifítica com oito variáveis ambientais e 14 amostras foi verificado através da análise de correspondência canônica (CCA). Foram utilizadas as espécies com abundância relativa  $\geq 5\%$  em pelo menos uma amostra, totalizando 26 táxons. A significância dos primeiros eixos canônicos foi testada pela pelo teste de Monte Carlo (999 permutações) ao nível de 95%.

#### Análise de agrupamento

A classificação das unidades amostrais, de acordo com as espécies presentes e sua abundância relativa foi realizada através de uma análise de agrupamento pelo método Neighbour Joining e índice de similaridade de Bray-Curtis.

#### Análises de espécies indicadoras

##### *a) Two way indicator species analysis (TWINSpan)*

Com o objetivo de identificar as possíveis espécies indicadoras utilizou-se o programa Twinspan, que consiste em uma técnica hierárquica que classifica simultaneamente espécies e amostras, conforme descrito por Hill (1979). Seu funcionamento baseia-se na presença e ausência de espécies em função das parcelas em que estas ocorrem (dados qualitativos). No entanto, os dados quantitativos (densidade das espécies) são convertidos em amostras artificiais (ou variáveis categóricas) denominadas de “falsas espécies” (pseudoespécies), utilizadas na análise qualitativa (Kent e Coker, 1992; Felfili *et al.*, 2007). Foi utilizada uma matriz de 26 espécies, aquelas que apresentaram abundância acima de 5% em pelo menos duas amostras.

##### *b) IndVal*

Adicionalmente ao TWINSpan, foi realizada análise de espécies indicadoras (IndVal) (Dufrêne e Legendre, 1997).

As duas análises foram complementares, juntamente com as análises de ordenação, para a seleção das espécies indicadoras.

As análises e respectivos diagramas foram realizadas nos softwares Excel, PAST, R e WinTWINS.



## 4. RESULTADOS

### 4.1. Análises físico-químicas

As variáveis físico-químicas medidas nas estações de amostragem são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Valores médios, desvios-padrão,  $F$  e  $p$  registrados para variáveis físico-químicas nas estações de amostragem ao longo do igarapé do Urumari, no período de setembro/2018 a março/2019.

Variável	E1	E2	E3	E4	E5	$F$	$p$
<b>Temperatura</b>	25,86 ± 0,32	26,30 ± 0,77	25,96 ± 0,55	27,10 ± 0,89	26,96 ± 0,86	3,144	0,037
<b>OD</b>	8,34 ± 0,77	4,82 ± 0,52	4,66 ± 1,72	1,36 ± 1,09	4,36 ±0,82	26,86	$p < 0,001$
<b>pH</b>	4,45 ± 0,14	4,92 ± 0,40	4,88 ± 0,39	5,10 ± 0,29	5,70 ± 0,36	9,178	0,004
<b>Condutividade</b>	14,55 ± 0,49	12,43 ± 1,05	11,56 ± 1,00	24,66 ± 1,35	22,10 ±3,05	34,98	$p < 0,001$
<b>Turbidez</b>	0,74 ± 0,51	46,40 ± 65,75	49,92 ± 50,81	32,01 ± 40,68	49,31 ±4 5,51	1,021	0,4203
<b>DBO</b>	0,40 ± 0,42	0,78 ± 0,66	0,74 ± 0,48	1,50 ± 1,05	1,96 ± 2,01	1,677	0,195
<b>N-amoniaco</b>	0,03 ± 0,04	0,20 ± 0,20	0,25 ± 0,20	0,17 ± 0,15	0,25 ± 0,13	1,714	0,1865
<b>Nitrato</b>	0,48 ± 0,22	0,61 ± 0,20	0,69 ± 0,17	1,09 ± 0,55	0,89 ± 0,34	2,656	0,063
<b>Nitrito</b>	0,0 ± 0,0	0,01 ± 0,02	0,01 ±0,02	0,009 ±0,017	0,01 ± 0,02	0,1811	0,9077
<b>Fósforo total</b>	0,0 ± 0,0	0,002 ± 0,002	0,002 ±0,001	0,002 ± 0,002	0,0008 ± 0,001	0,6074	0,6198

Foram registradas diferenças significativas para os valores de algumas variáveis entre as estações (Tabela 3), como será detalhado a seguir. De maneira geral as características físico-químicas da microbacia do Urumari podem estar sofrendo influência de alguns fatores, seja de natureza temporal ou antrópica.

#### *Temperatura*

No período de estudo a menor e a maior média de temperatura foram observadas nas estações E1 e E4, respectivamente (Tabela 3). As maiores temperaturas foram verificadas no mês de outubro, e as menores, em janeiro (Fig. 9). Os valores foram significativamente diferentes entre as estações ( $F=3,144$ ;  $p=0,037$ ), assim como as medianas de temperatura entre as estações ( $p=0,018$ ) (Fig. 10).

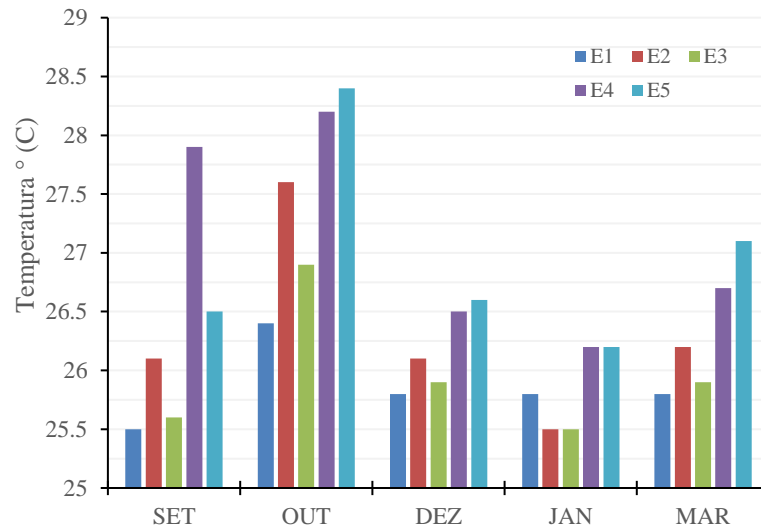


Figura 9. Valores de temperatura da água (°C) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari.

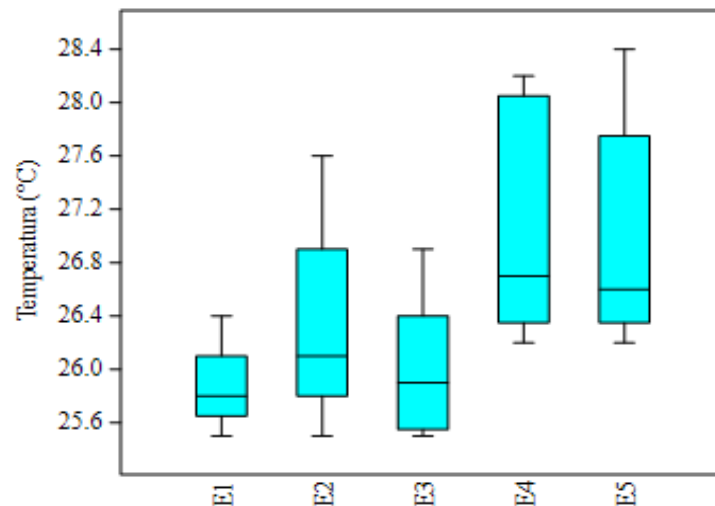


Figura 10. *Box plot* das variações de temperatura da água (°C) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).

### *Oxigênio dissolvido*

No período estudado a menor e a maior média de oxigênio dissolvido foram observadas nas estações E4 e E1, respectivamente (Tabela 3). Os maiores valores foram verificados no mês de janeiro, e os menores, em outubro (Fig. 11). Os valores foram significativamente diferentes entre as estações ( $F=26,86$ ;  $p<0,001$ ), assim como as medianas de oxigênio dissolvido entre as estações ( $p=0,001$ ) (Fig. 12).

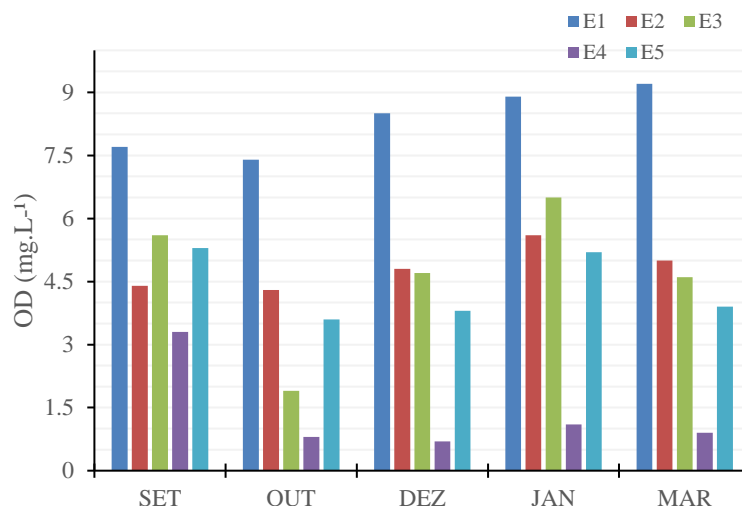


Figura 11. Valores de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) amostrados em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari.

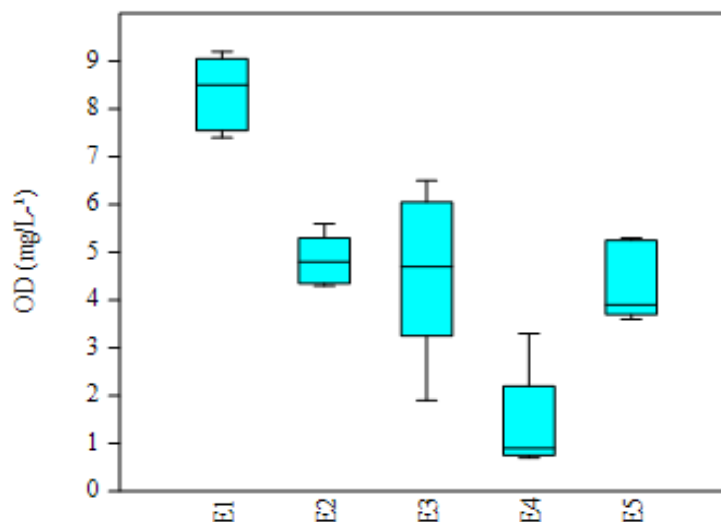


Figura 12. *Box plot* das variações de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).

### *Potencial hidrogeniônico*

No período de estudo a menor e maior média de potencial hidrogeniônico (pH) foram observadas nas estações E1 e E5, respectivamente (Tabela 3). Os maiores valores de pH foram verificados no mês de setembro, e os menores, em janeiro (Fig. 13). Os valores foram significativamente diferentes entre as estações ( $F=9,178$ ;  $p=0,004$ ), assim como as medianas de pH entre as estações ( $p=0,004$ ) (Fig. 14).

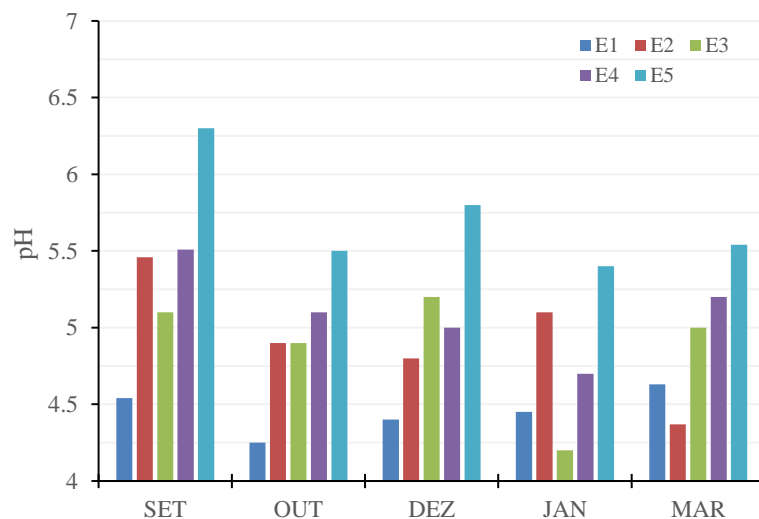


Figura 13. Valores de potencial hidrogeniônico (pH) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari.

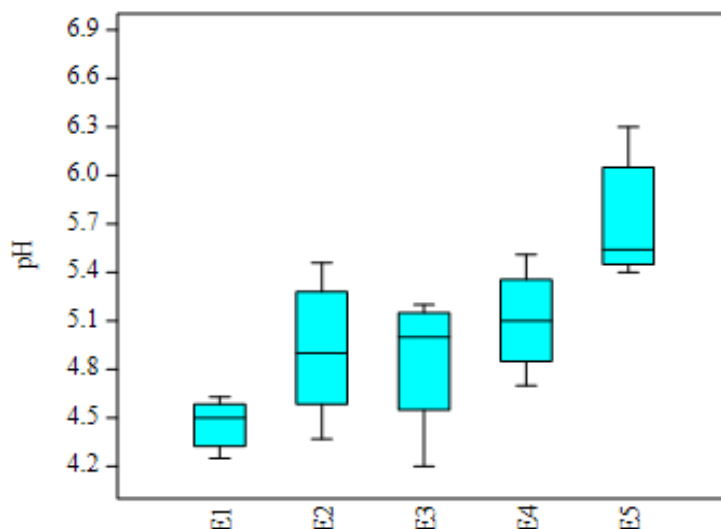


Figura 14. *Box plot* das variações de potencial hidrogeniônico (pH) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).

### *Condutividade elétrica*

No período de estudo a menor e a maior média de condutividade elétrica foram observadas nas estações E3 e E4, respectivamente (Tabela 3). As maiores condutividades foram verificadas no mês de dezembro, e as menores, em janeiro (Fig. 15). Os valores foram significativamente diferentes entre as estações ( $F=34,98$ ;  $p<0,001$ ), assim como as medianas de condutividade elétrica entre as estações ( $p=0,022$ ) (Fig. 16).

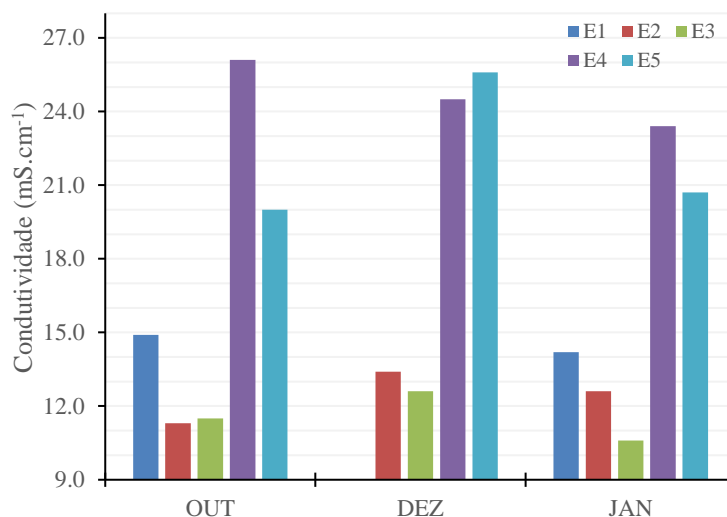


Figura 15. Valores de condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) medidos em outubro (2018), dezembro (2018) e janeiro (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari.

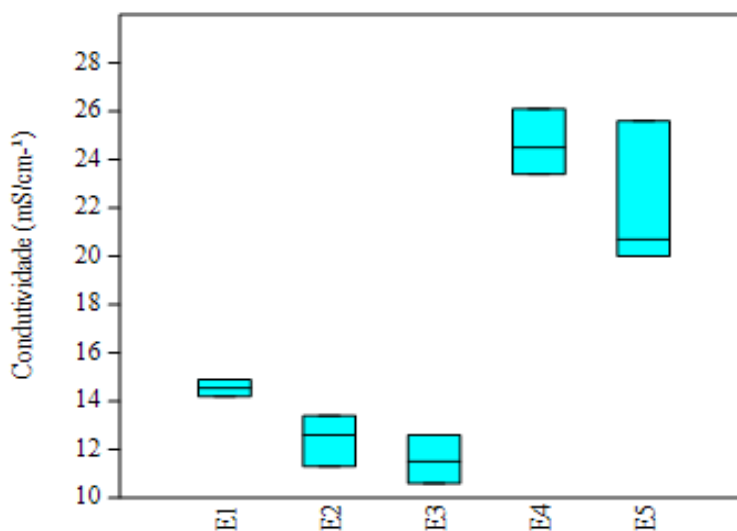


Figura 16. *Box plot* das variações de condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (outubro 2018 a janeiro de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).

### *Turbidez*

No período de estudo a menor e a maior média de turbidez foram observadas nas estações E1 e E3, respectivamente (Tabela 3). Os maiores valores de turbidez foram verificados no mês de janeiro, e as menores, em outubro (Fig. 17). Os valores não foram significativamente diferentes entre as estações ( $F=1,021$ ;  $p=0,4203$ ), porém, as medianas de turbidez entre as estações foram significativamente diferentes ( $p=0,020$ ) (Fig. 18).

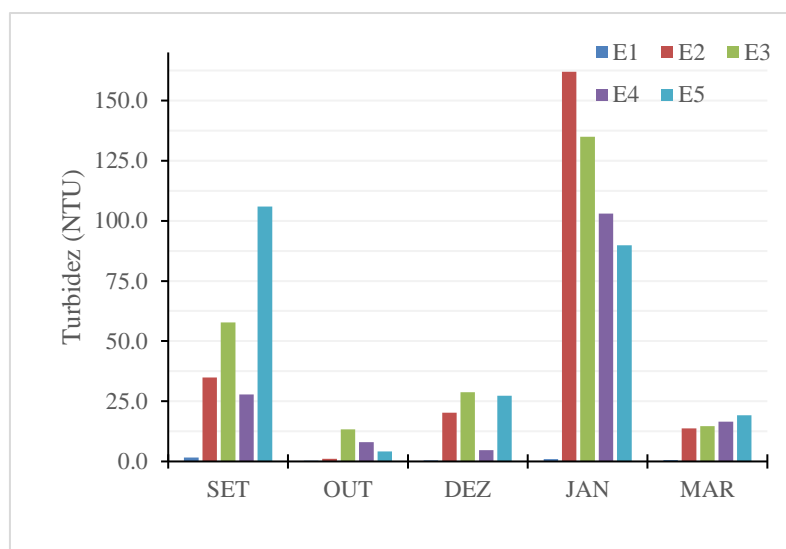


Figura 17. Valores de turbidez (NTU) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari.

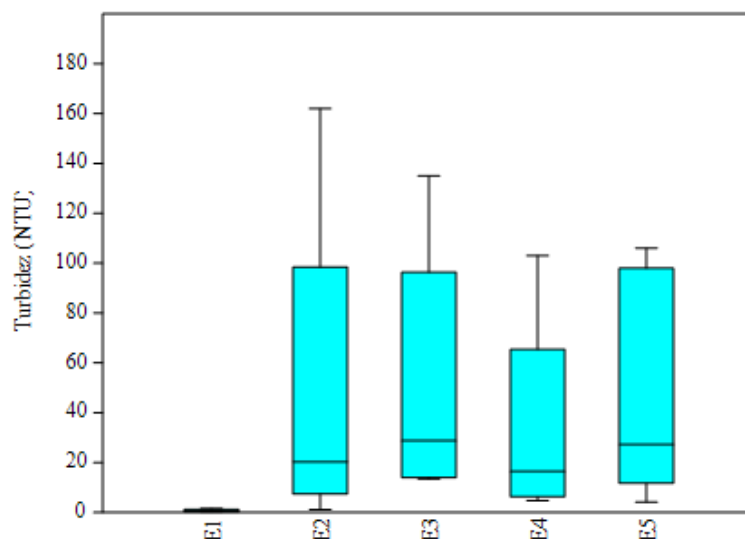


Figura 18. *Box plot* das variações de turbidez (NTU) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).

### *Demanda bioquímica de oxigênio*

No período de estudo a menor e a maior média de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foram observadas nas estações E1 e E5, respectivamente (Tabela 3). Os maiores valores de DBO foram verificados no mês de janeiro, e as menores, em dezembro (Fig. 19). Os valores não foram significativamente diferentes entre as estações ( $F=1,677$ ;  $p=0,195$ ), nem as medianas de DBO entre as estações ( $p=0,166$ ) (Fig. 20).

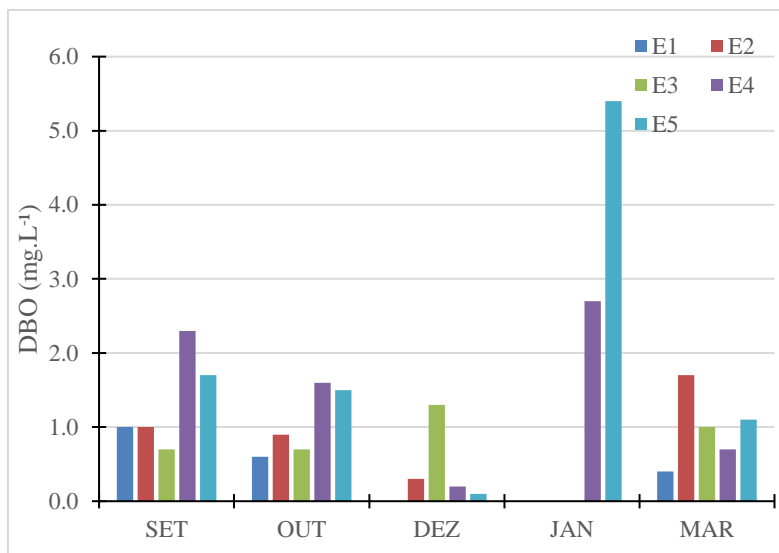


Figura 19. Valores de demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari. Em dezembro, a estação E1 obteve valor igual a zero, e em janeiro, as estações E1-E3 registraram valores abaixo do limite de detecção.

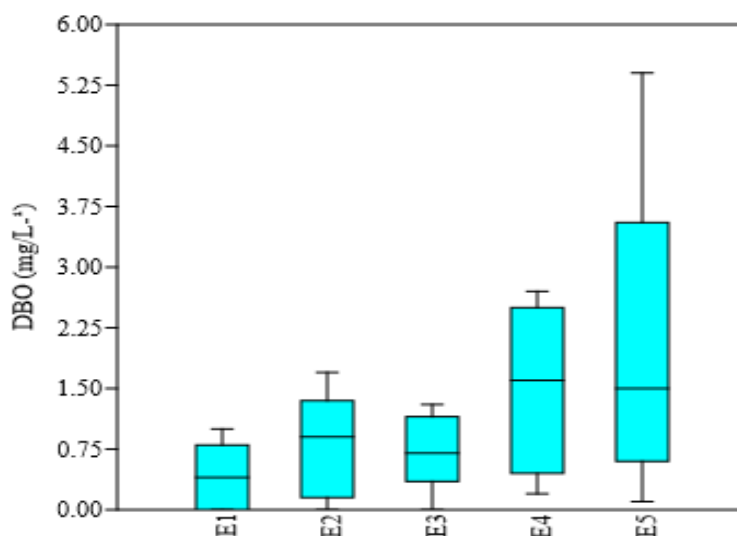


Figura 20. *Box plot* das variações de demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).

### *Nitrogênio amoniacal*

No período de estudo a menor e a maior média de nitrogênio amoniacal foram observadas nas estações E1 e E3, respectivamente (Tabela 3). Os maiores valores foram verificados no mês de janeiro, e as menores, em outubro (Fig. 21). Os valores não foram significativamente diferentes entre as estações ( $F=1,714$ ;  $p=0,1865$ ), nem as medianas de nitrogênio amoniacal entre as estações ( $p=0,1095$ ) (Fig. 22).

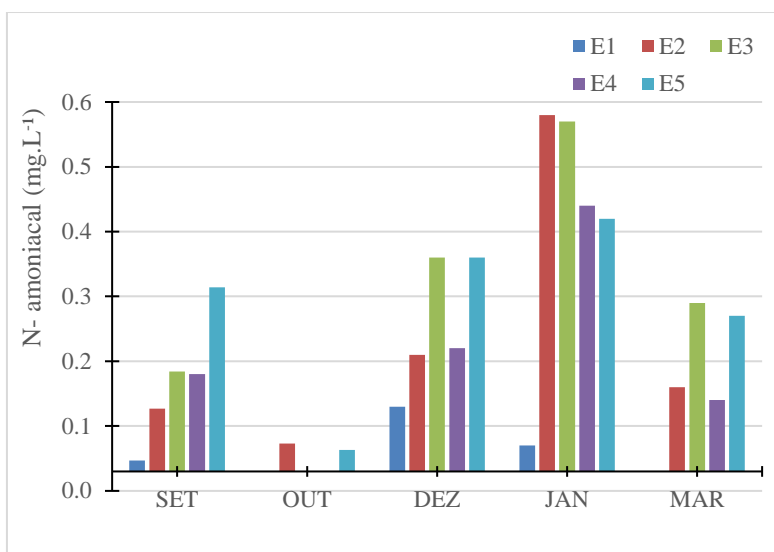


Figura 21. Valores de nitrogênio amoniacoal ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari. Em outubro, as estações E1, E3 e E4 registraram valores abaixo do limite de detecção ( $\geq 0,01 \text{ mg/L}$ ), e em março, a E1 registrou valor igual a zero.

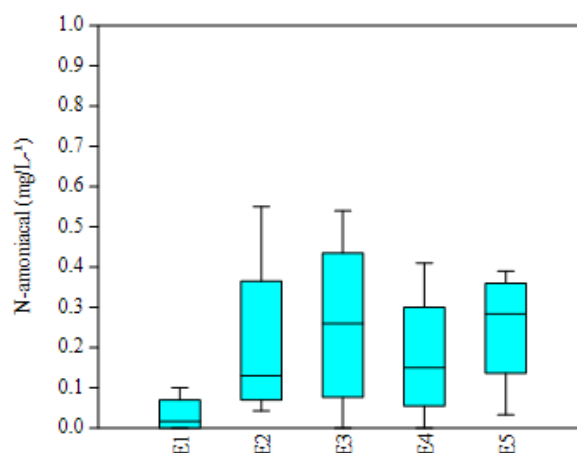


Figura 22. *Box plot* das variações de nitrogênio amoniacoal ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).

### Nitrato

No período de estudo a menor e a maior média de nitrato foram observadas nas estações E1 e E4, respectivamente (Tabela 3). Os maiores valores de nitrato foram verificados no mês de setembro, e as menores, em dezembro (Fig. 23). Os valores não foram significativamente diferentes entre as estações ( $F=2,656$ ;  $p=0,063$ ), nem as medianas de nitrato entre as estações ( $p=0,1305$ ) (Fig. 24).



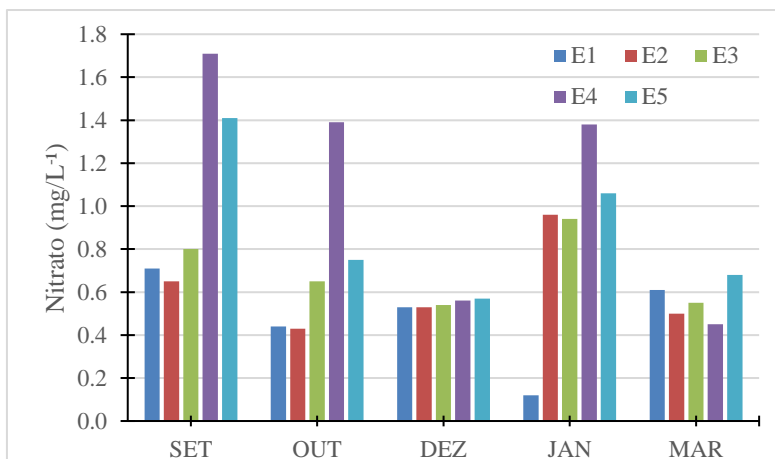


Figura 23. Valores de nitrato ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari.

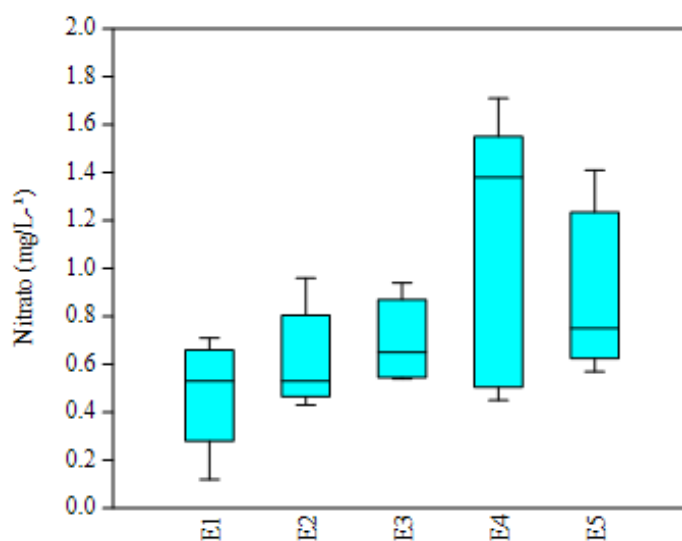


Figura 24. *Box plot* das variações de nitrato ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).

### Nitrato

No período de estudo a menor e a maior média de nitrato foram observadas nas estações E4 e demais estações, respectivamente (Tabela 3). Os maiores valores de nitrato foram verificados no mês de janeiro, e as menores, em outubro e março (Fig. 25). Os valores não foram significativamente diferentes entre as estações ( $F=0,1811$ ;  $p=0,9077$ ), nem as medianas de nitrato entre as estações ( $p=0,8469$ ) (Fig. 26).

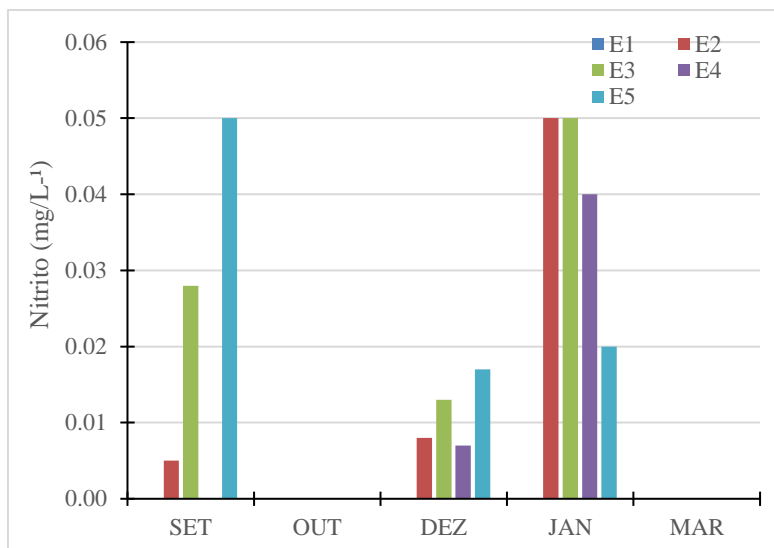


Figura 25. Valores de nitrito ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari. Os valores ficaram abaixo do limite de detecção ( $\geq 0,002 \text{ mg/L}$ ) nas estações E1 (todos os meses), E2 (outubro e março), E3 (outubro e março) e E4 (outubro, dezembro e março), e E5 (outubro e março).

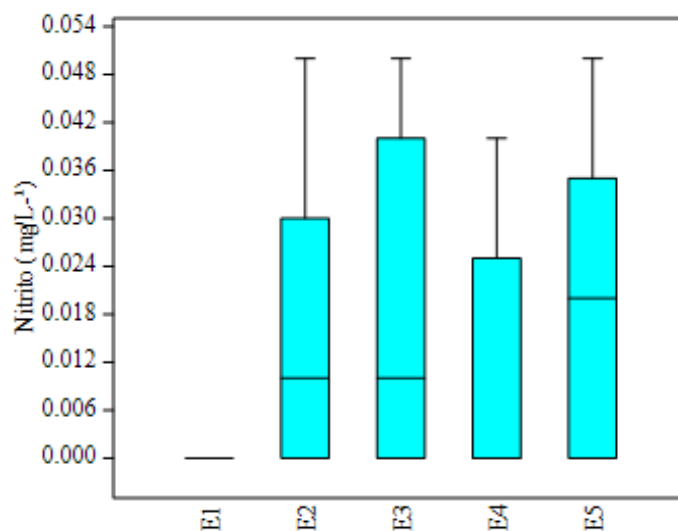


Figura 26. *Box plot* das variações de nitrito ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).

### *Fósforo total*

No período de estudo a menor e a maior média de fósforo total foram observadas nas estações E5 e E3, respectivamente (Tabela 3). Os maiores valores de fósforo total foram verificados no mês de março, e as menores, em outubro e dezembro (Fig. 27). Os valores não foram significativamente diferentes entre as estações ( $F=0,6074$ ;  $p=0,6198$ ), nem as medianas de fósforo total entre as estações ( $p=0,733$ ) (Fig. 28).

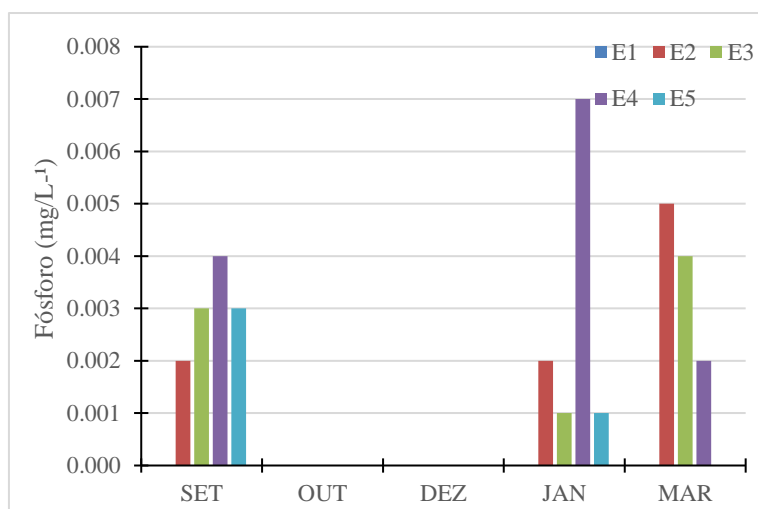


Figura 27. Valores de fósforo total ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) medidos em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) nas 5 estações (E1-E5) na microbacia do Urumari. Os valores ficaram abaixo do limite de detecção ( $\geq 0,001 \text{ mg/L}$ ) em todas as estações em outubro e dezembro, na estação E1 em todos os meses e na estação E5 em março.

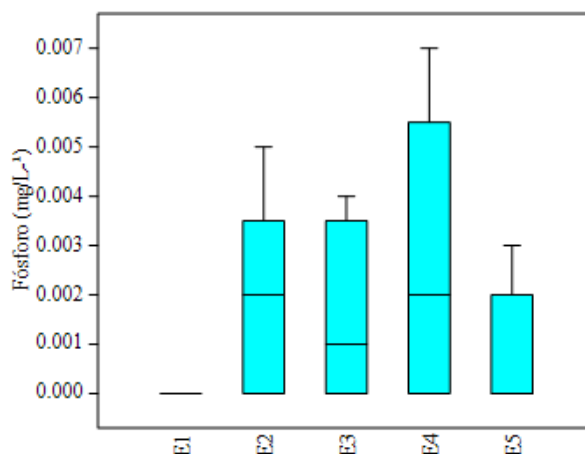


Figura 28. *Box plot* das variações de fósforo total ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) por estação amostral (E1-E5) no período de estudo (setembro 2018 a março de 2019) (caixas: quartis de 25-75%; linha horizontal dentro da caixa: mediana; valores máximo e mínimo: linhas horizontais curtas).

Os resultados obtidos na Análise de Componentes Principais (PCA) são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando oito variáveis físico-químicas para as cinco estações (E1-E5), medidas em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019), na microbacia do Urumari.

Variáveis	Componente 1	Componente 2
Temperatura	0,12925	<b>-0,60412</b>
OD	<b>-0,30942</b>	<b>0,36414</b>
pH	<b>0,34051</b>	-0,25281

DBO	<b>0,36654</b>	-0,16122
N-Amoniacal	<b>0,35895</b>	<b>0,42802</b>
Nitrato	<b>0,49094</b>	-0,072204
Nitrito	<b>0,3626</b>	<b>0,44954</b>
Fósforo total	<b>0,36867</b>	0,14847
<b>Autovalores</b>	<b>2,9123</b>	<b>2,20553</b>
<b>% de variância</b>	<b>36,404</b>	<b>27,569</b>

Os scores obtidos através da ordenação espacial das oito variáveis físico-químicas nas cinco estações de amostragem (E1-E5) da microbacia do Urumari são apresentados na (Tabela 4; Figura 29). Os dois primeiros componentes mostram um percentual de variância acumulada igual a 64%. Foram selecionados os dois componentes localizados acima do ponto de inflexão na curva do teste de Broken-Stick. O primeiro componente esteve mais relacionado positivamente com o nitrato ( $r=0,49094$ ), nitrito ( $r=0,3626$ ), fósforo total ( $r=0,36867$ ), DBO ( $r=0,36654$ ), pH ( $r=0,34051$ ) e nitrogênio amoniacal ( $r=0,35895$ ) e negativamente relacionado ao OD ( $r=-0,30942$ ). O segundo componente esteve relacionado positivamente ao nitrito ( $r=0,44954$ ) e ao nitrogênio amoniacal ( $r=0,42802$ ), além de negativamente relacionado com a temperatura ( $r=-0,60412$ ). A separação das unidades amostrais ocorreu em função principalmente dessas variáveis.

#### *Caracterização das estações amostrais com base nos parâmetros físico-químicos*

A partir dos resultados da PCA, verificou-se um gradiente espacial entre as estações amostrais, que correspondem aos trechos superior, médio e inferior do igarapé do Urumari. O trecho superior, representado pela estação amostral (E1), representa aquele com os melhores indicadores de água, caracterizado principalmente por maiores valores de oxigênio dissolvido e menores de temperatura, pH, DBO, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito e fósforo total. O trecho médio (estações E2 e E3), apresenta condições intermediárias de qualidade de água, e o trecho inferior (estações E4 e E5), representa os piores indicadores ambientais da microbacia do Urumari, caracterizado pelas menores concentrações de OD e maiores valores principalmente de nitrato, temperatura, pH, DBO, nitrogênio amoniacal, nitrito e fósforo total (Fig. 29).

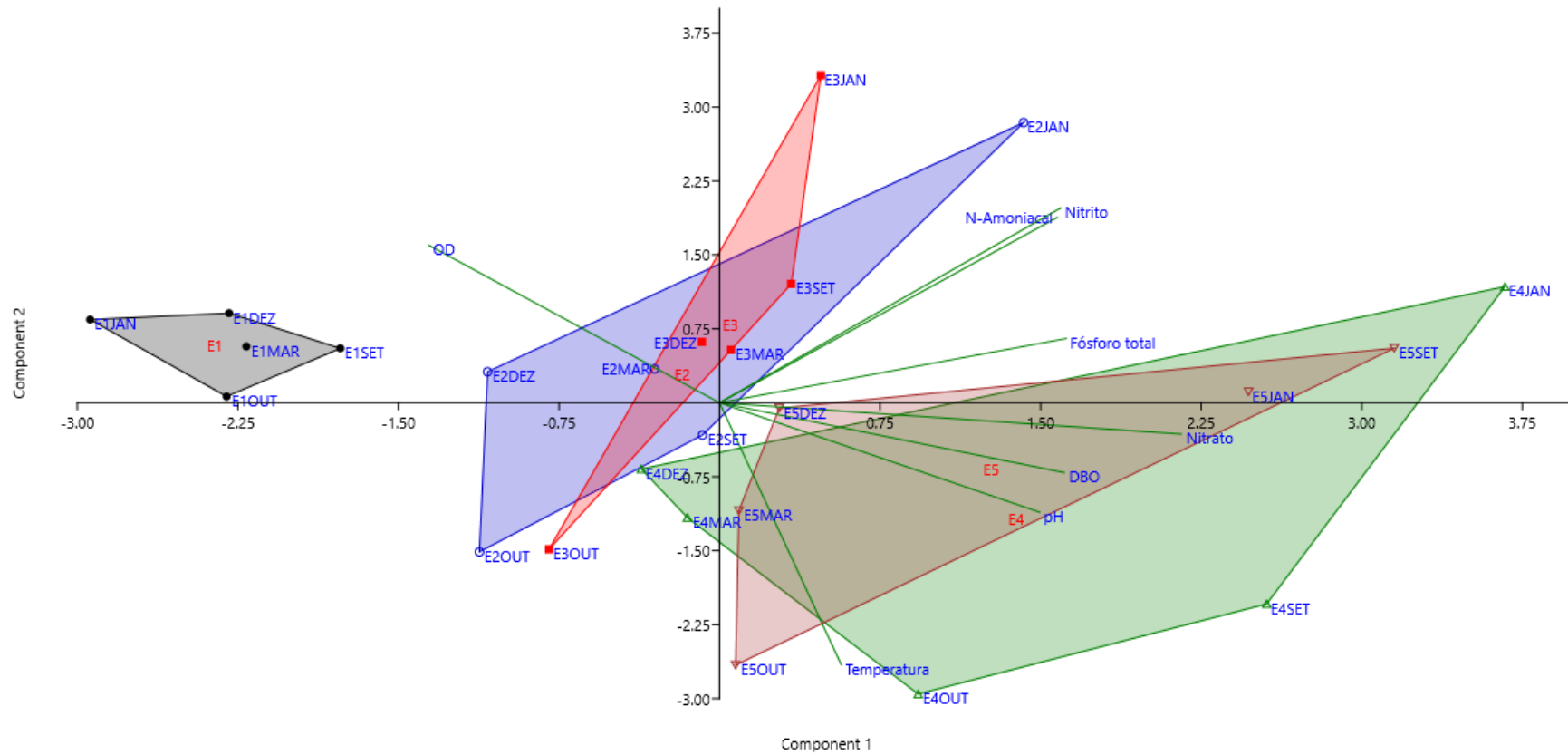


Figura 29. Análise de Componentes Principais (PCA) com nove variáveis físico-químicas medidas em cinco estações amostradas em setembro (2018), outubro (2018), dezembro (2018), janeiro (2019) e março (2019) no igarapé do Urumari. Explicação da variância acumulada nos dois primeiros eixos = 64%.

## 4.2. Análise das assembleias de diatomáceas perifíticas

### 4.2.1 Diversidade

A análise qualitativa de 14 amostras perifíticas (Anexo A), resultou na identificação 220 táxons (32 táxons não puderam ser identificados em nível infragenérico e foram deixados em *sp*) pertencentes a 17 famílias e 35 gêneros. Os gêneros mais representativos foram *Eunotia* Ehrenberg (24%), *Pinnularia* Ehrenberg (19%), *Nitzschia* Hassal (7%) e *Navicula* Bory (6%) (Figura 30).

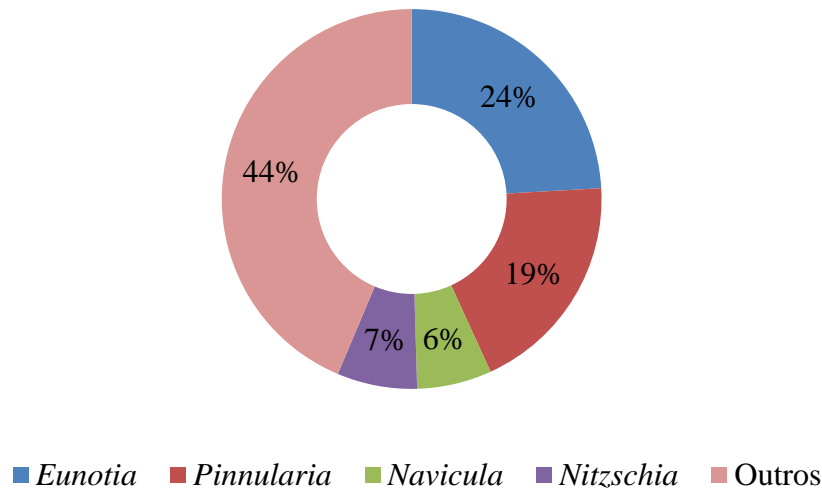


Figura 30. Contribuição relativa da riqueza específica encontrada em quatro estações amostrais na microbacia do Urumari, com destaque para os quatro gêneros mais representativos.

A riqueza taxonômica da comunidade de diatomáceas perifíticas da microbacia do Urumari variou entre as estações amostrais durante os meses coletados. O menor valor foi registrado na estação E3 Jan (28 espécies) e o maior na estação E4 Set (80 espécies). De forma geral, a riqueza apresentou uma tendência de ser maior nas estações localizadas a jusante (Figura 31).

Com relação à dominância, as estações E5 Set ( $D=0,17326$ ) e E5 Out ( $D=0,1724$ ) apresentaram os maiores valores. Nestas estações, algumas espécies apresentaram altos valores de abundâncias relativas, tais como *Frustulia quadrisinuata* Lange-Bertalot in Lange-Bertalot e Metzeltin (36% na E5 Set; 13% na E5 Out), *Frustulia* sp1 (10% na E5 Set), *Navicula cryptocephala* Kützing (16% na E5 Set) e *N. cryptotenella* Lange-Bertalot (37% na E5 Out). A estação E3 Set ( $D=0,04627$ ) registrou o menor valor. As abundâncias relativas das espécies nessa estação estiveram melhor distribuídas (Figura 31).

Os valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener (Figura 32) variaram entre 2,5 a 3,5. Assim, a maior diversidade foi encontrada na estação E4 Set (3,5) e a menor registrada na estação E3 Jan (2,5).

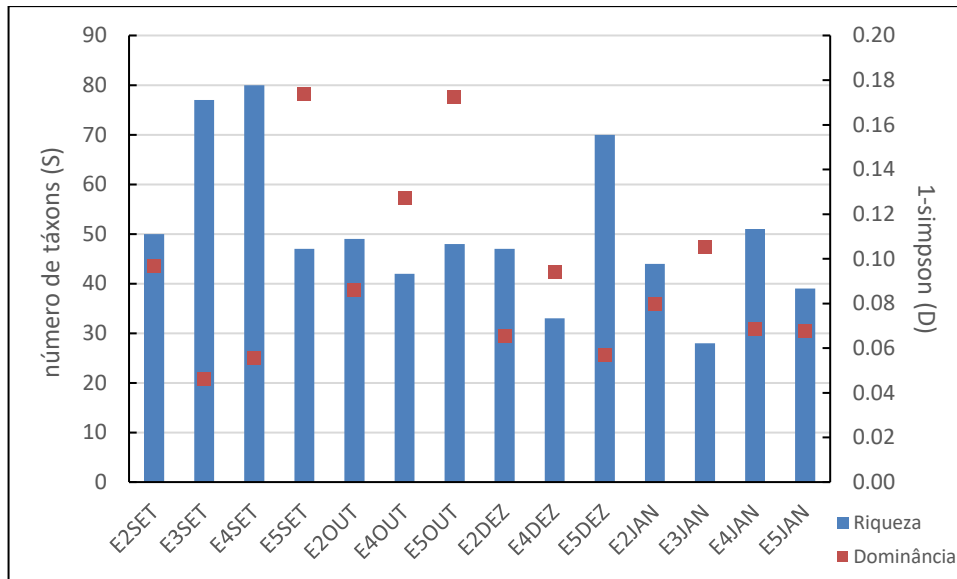


Figura 31. Variação da riqueza (R) e dominância (D) nas quatro estações amostrais (E2-E5) na microbacia do Urumari, no período de setembro/2018 a janeiro/2019.

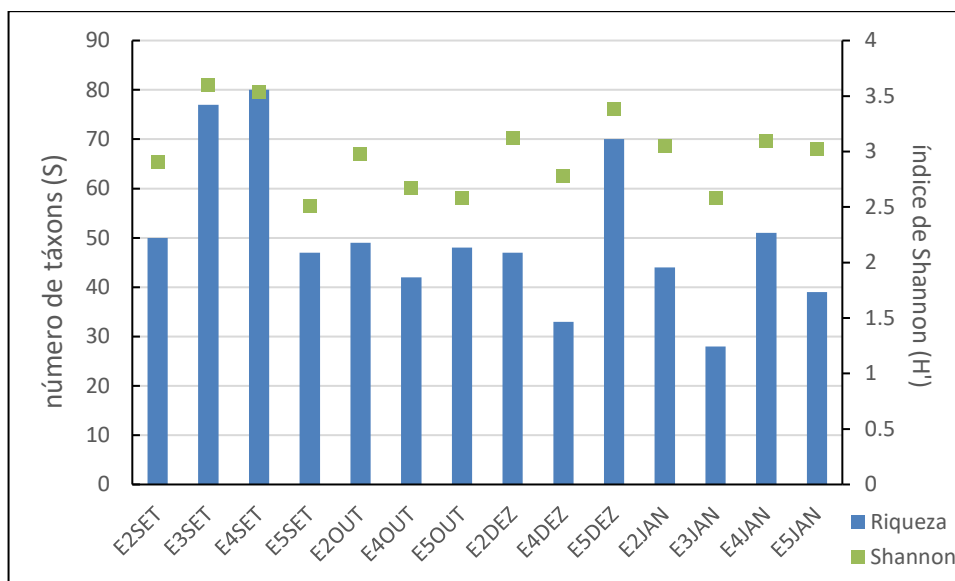


Figura 32. Variação da riqueza (R) e diversidade de Shannon- Wiener (H) nas quatro estações amostrais (E2-E5) na microbacia do Urumari, no período de setembro/2018 a janeiro/2019.

No total, 26 táxons distribuídos em 12 gêneros ocorreram com abundância acima de 5% nas amostras (Anexo B), e foram selecionados para as análises de ordenação (CCA) e espécies indicadoras (TWINSPAN e IndVal). Os gêneros mais representativos foram *Eunotia* (38%), *Frustulia* (15%), *Navicula* e *Pinnularia* (8%).

#### 4.2.2 Frequência de ocorrência

De acordo com o critério de Dajoz (1978, modificado), a frequência de ocorrência dos táxons nas estações ao longo da microbacia do Urumari apresentou maior porcentagem de espécies raras, seguido de espécies esporádicas, frequentes e constantes (Figura 33 e 34, Anexo C).

As espécies raras foram encontradas em 46% das amostras, com um total de 100 espécies, as espécies esporádicas em 32% das amostras, com um total de 70 espécies, 34 espécies foram frequentes em 15% das amostras, e 16 espécies foram constantes, registradas em 7% das amostras. *Eunotia parasiolli* Metzeltin e Lange-Bertalot, *Frustulia saxonica* Rabenhorst e *Nitzschia palea* (Kützing) W.Smith estiveram presentes em 100% das amostras.

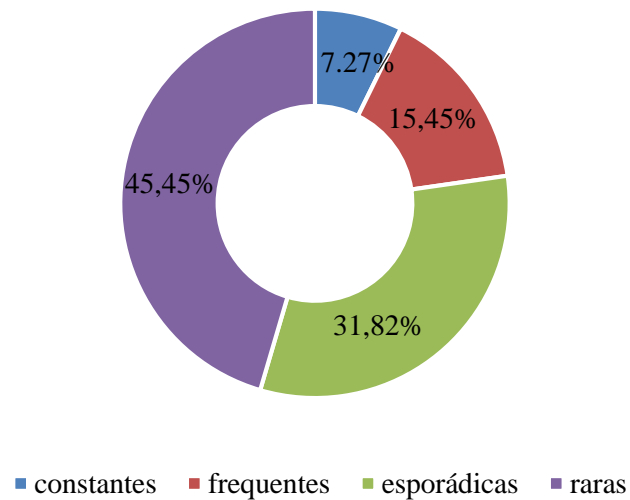


Figura 33. Frequência de ocorrência (%) dos táxons registrados (constantes, frequentes, esporádicas e raros), segundo critério de Dajoz (1978, modificado) nas quatro estações amostrais na microbacia do Urumari.



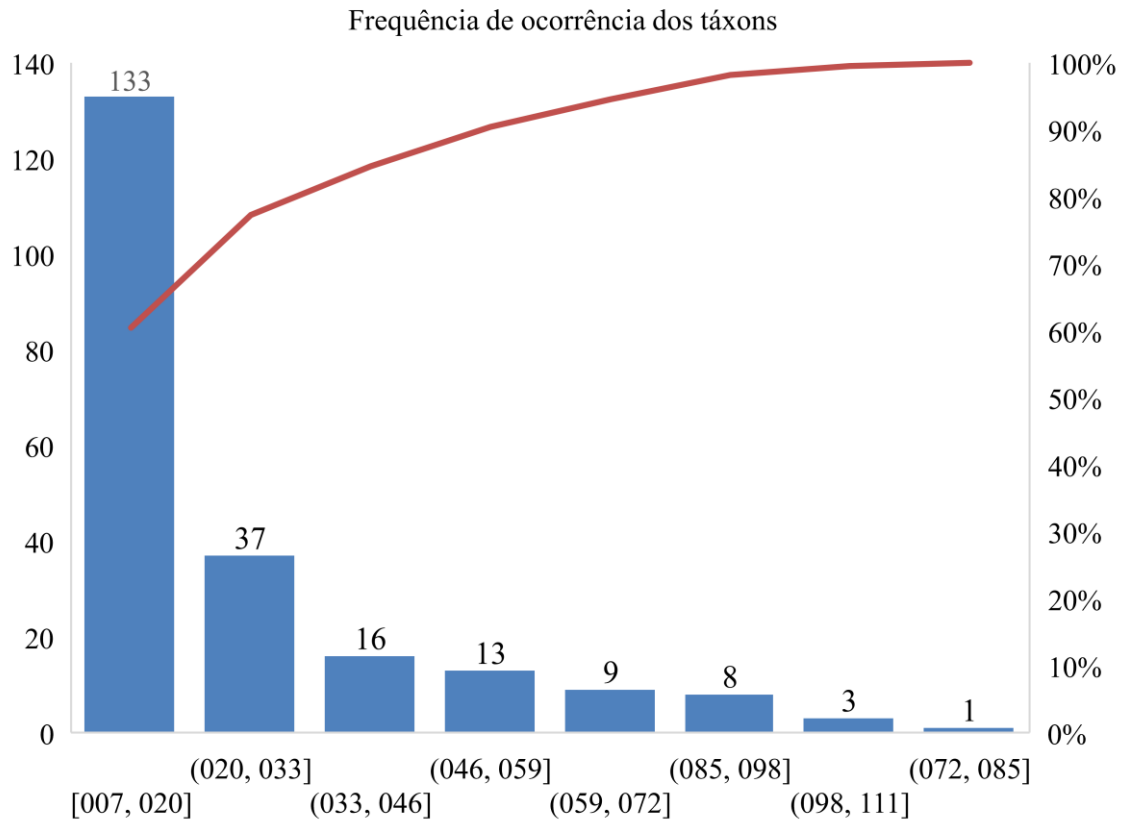


Figura 34. Distribuição de frequência de ocorrência dos táxons encontrados nas quatro estações amostrais na microbacia do Urumari.

#### 4.2.3 Análise de correspondência canônica

Os resultados obtidos na Análise de Correspondência Canônica (CCA) são apresentados nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 5. Scores das variáveis abióticas em relação aos dois primeiros eixos da CCA.

Variáveis	Componente 1	Componente 2
Temperatura	<b>0,3583</b>	0,202488
OD	-0,15286	<b>-0,748062</b>
pH	0,160287	<b>-0,540659</b>
DBO	0,231887	-0,160106
N-Amoniacal	-0,105205	-0,11584
Nitrato	<b>0,604436</b>	0,0162494
Nitrato	-0,269332	-0,231998
Fósforo total	<b>0,33016</b>	-0,179515
<b>Autovalores</b>	0,39974	0,35353
<b>% de explicação</b>	32,39	28,65

Tabela 6. Lista dos 26 táxons selecionados com abundância acima de 5%, identificados nas quatro estações (E2-E5) da microbacia do Urumari, com seus respectivos códigos, grupos e *scores* relacionados aos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica.

<b>Código</b>	<b>Táxons</b>	<b>Componente 1</b>	<b>Componente 2</b>
Acex	<i>Achnanthisidium exiguum</i>	<b>4,92933</b>	-0,673736
Brpr	<i>Brachysira procera</i>	-0,640866	<b>-1,08769</b>
Enfr	<i>Encyonopsis frequentiformes</i>	-0,277721	-0,216994
Eomi	<i>Eolimna minima</i>	0,748877	-0,529365
Euno	<i>Eunotia aff noerperliana</i>	-0,0381238	-0,291733
Eubi	<i>Eunotia bilunaris</i>	0,108	<b>1,97243</b>
Eubo	<i>Eunotia botuliformis</i>	-0,26913	-0,0780084
Ec13	<i>Eunotia conectival 13</i>	<b>-1,17669</b>	-0,183963
Ec16	<i>Eunotia conectival 16</i>	-0,580045	0,226796
Eufe	<i>Eunotia femoriformes</i>	-0,793857	0,187685
Euna	<i>Eunotia naegelli</i>	-0,54245	<b>1,20483</b>
Eupa	<i>Eunotia parasiolli</i>	-0,0990186	-0,247849
Eusu	<i>Eunotia subarcuatooides</i>	<b>1,33051</b>	0,874877
Euya	<i>Eunotia yanomami</i>	-0,133531	-0,487361
Frcr	<i>Frustulia cf. crassinervia</i>	0,0292928	<b>1,67376</b>
Frqu	<i>Frustulia quadrisinuata</i>	-0,399861	<b>-1,31862</b>
Frsa	<i>Frustulia saxonica</i>	-0,204005	-0,246002
Frsp	<i>Frustulia sp 1</i>	-0,2511	<b>1,1203</b>
Nacr	<i>Navicula cryptocephala</i>	-0,559065	<b>-1,77881</b>
Ncry	<i>Navicula cryptotenella</i>	-0,30319	-0,0593448
Nipa	<i>Nitzschia palea</i>	0,412788	-0,456694
Pibr	<i>Pinnularia cf. brauniana</i>	-0,0161625	<b>2,3094</b>
Pimi	<i>Pinnularia microstauron</i>	<b>4,29808</b>	0,512109
Plme	<i>Placoneis merinenses</i>	0,256299	<b>-1,28983</b>
Sepu	<i>Sellaphora pupula</i>	<b>4,16547</b>	-0,717407
Stpl	<i>Stenopterobia planctonica</i>	-0,558897	<b>-1,0952</b>

Os dois primeiros componentes mostram um porcentual de variância acumulada igual a 61%. A análise evidencia a ocorrência de espécies em relação às condições ambientais dos trechos superiores a inferiores da microbacia do Urumari.

O primeiro componente (32% de explicação) esteve positivamente relacionado ao nitrato ( $r=0,604436$ ), a temperatura ( $r=0,3583$ ) e fósforo total ( $r=0,33016$ ) (Tabela 5). Em relação às espécies, as maiores relações a este componente foram com *Achnanthisidium exiguum* (Grunow) Czarnecki ( $r=4,92933$ ), *Pinnularia microstaurum* (Ehrenberg) Cleve ( $r=4,29808$ ), *Sellaphora pupula* (Kützing) Mereschkovsky ( $r=4,16547$ ), *Eunotia subarcuatooides* Alles, Nörpel e Lange-Bertalot ( $r=1,33051$ ) e *Eunotia conectival 13* ( $r=-1,17669$ ) (Tabela 6).

O segundo componente (29% de explicação) esteve negativamente relacionado ao OD ( $r=-0,748062$ ) e ao pH ( $r=-0,540659$ ) (Tabela 5). As espécies com maiores relações foram *Pinnularia* cf. *brauniana* (Grunow) F.W. Mills ( $r=2,3094$ ), *Eunotia bilunaris* (Ehrenberg) Souza ( $r=1,97243$ ), *Navicula cryptocephala* Kützing ( $r=-1,77881$ ), *Frustulia* cf. *crassinervia* (Brébisson) Lange-Bertalot & Krammer ( $r=1,67376$ ), *F. quadrisinuata* Lange-Bertalot in Lange-Bertalot & Metzeltin ( $r=-1,31862$ ), *Placoneis merinensis* Metzeltin, Lange-Bertalot et Garcia-Rodriguez ( $r=-1,28983$ ), *E. naegelli* Migula ( $r=1,20483$ ), *F. sp 1* ( $r=1,1203$ ), *Stenopterobia planctonica* D. Metzeltin & H. Lange-Bertalot ( $r=-1,0952$ ) e *Brachysira procera* Lange-Bertalot & Moser ( $r=-1,08769$ ) (Tabela 6).

Exceto por nove espécies (*A. exiguum*, *S. pupula*, *P. microstaurum*, *P. cf. brauniana*, *E. bilunaris*, *E. subarcuatoides*, *E. naegelli*, *F. cf. crassinervia* e *F. sp 1*), associadas as baixas concentrações de OD e maiores valores de temperatura, a CCA não definiu grupos específicos. A maioria das espécies ficou próxima ao centroide do diagrama (Fig. 35).

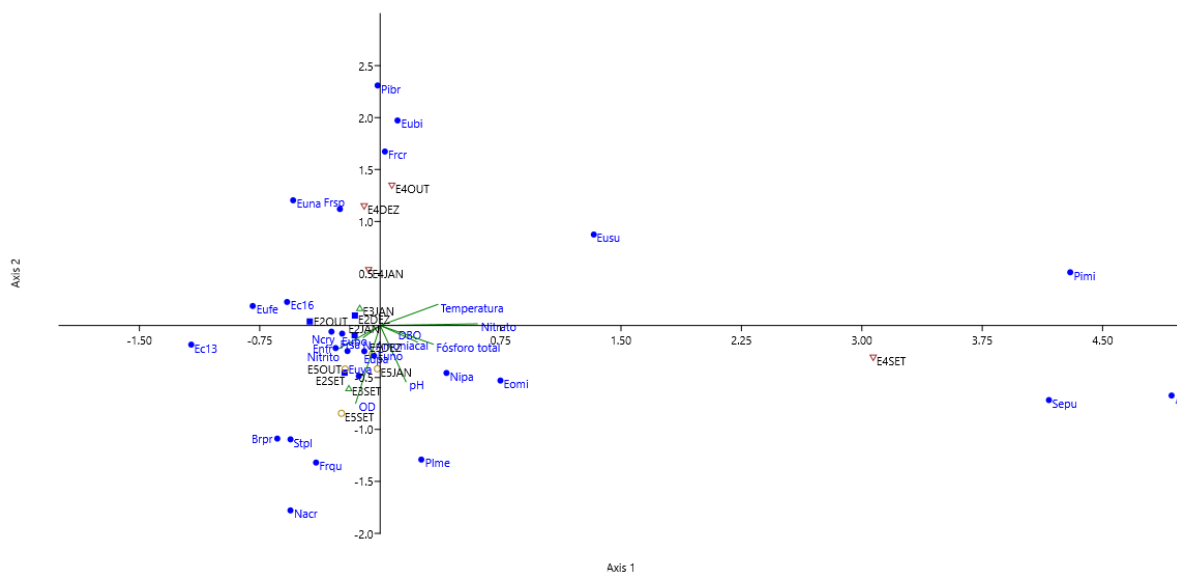


Figura 35. Gráfico de ordenação baseado na Análise de Correspondência Canônica (CCA) com as 26 espécies selecionadas e oito variáveis abióticas (físicas e químicas), em quatro (E2-E5) estações amostrais. Os códigos das espécies são apresentados na Tabela 6.

#### 4.2.4. Análise TWINSpan

O anexo F e a Figura 36 apresentam os resultados da análise TWINSpan para as espécies selecionadas nas 14 unidades amostrais. Foram formados cinco grupos. O grupo A formado no primeiro nível de dicotomia, e os grupos B, C, D e E no segundo nível.

O grupo A reuniu três amostras E4, sendo que a pseudoespécie *Pinnularia microstauron* foi indicadora para este grupo. O grupo (B + C) foi caracterizado pelas pseudoespécies *Eunotia*

*femoriformis* (R. M. Patrick) Hustedt, *E. parasiolli*, ao separá-lo de (D+E). No terceiro nível, B é separado de C pela pseudoespécie *E. conectival* 13, e o grupo E se diferencia de D pela pseudoespécie *P. brauniana*.

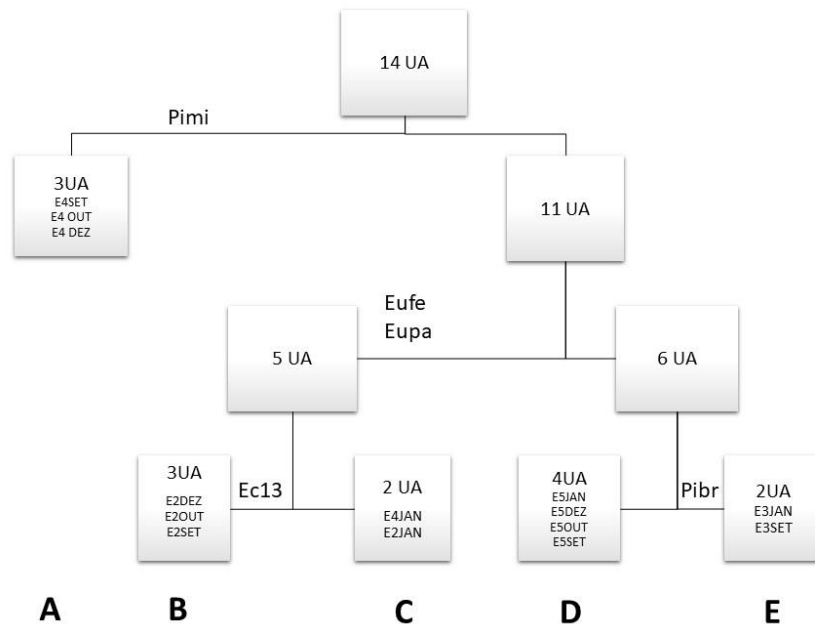


Figura 36. Pseudoespécies indicadoras das principais divisões da classificação TWINSpan para 14 estações amostrais. As estações estão indicadas no interior dos quadrados do último nível.

#### 4.2.5. Análise de agrupamento

A análise de agrupamento com todos os 220 táxons apresentou a formação de cinco grupos distintos (Figura 37). O primeiro grupo formado exclusivamente por amostras da estação E2. Um segundo grupo formado exclusivamente por amostras da estação E4. O terceiro grupo formado por amostras apenas da estação E5, um quarto grupo formado por amostras de setembro E3 e E4, e o quinto com a amostra E3 de janeiro. Semelhante ao resultado da análise TWINSpan, o agrupamento revelou uma similaridade maior entre as espécies de uma mesma estação amostral do que de um mesmo período, indicando que a variação na composição é mais espacial do que temporal.

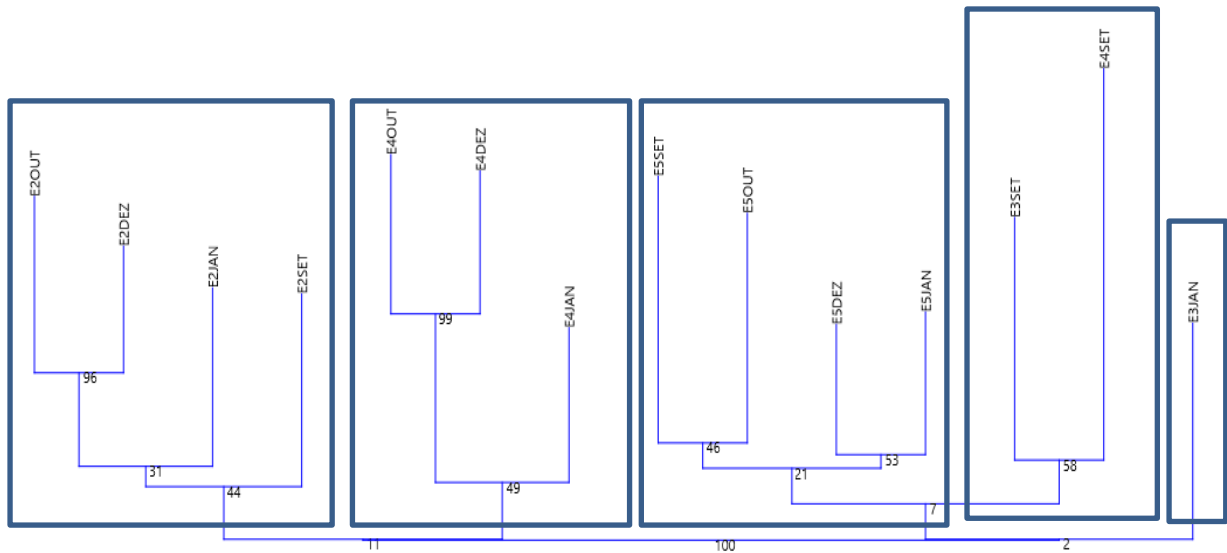


Figura 37. Dendrograma resultante da análise de agrupamento das 220 espécies coletadas nas estações amostrais (E2-E5) na microbacia do Urumari.

#### 4.2.6 Análise de espécie indicadora

Pela análise IndVal, foi registrada apenas a espécie *Nitzschia palea* como indicadora da estação 5 (E5).

## 5. DISCUSSÃO

### *Variáveis físico-químicas*

O Brasil é um país que comporta vários biomas com condições hídricas bastante diferenciadas (Silva *et al.*, 2016). Os ambientes de águas claras amazônicas se originam nos antigos solos maciços do Brasil Central e Guiana, onde predominam as características como transparência elevada, o que confere a este tipo de água uma coloração esverdeada, reduzido fluxo de material inorgânico e orgânico dissolvido, pH de forma geral ácido, em torno de 4,5 a 7, poucos sais dissolvidos e baixa condutividade (Sioli, 1950). Com características climáticas e geológicas tão particulares, é difícil enquadrar os recursos hídricos amazônicos segundo as normas da Resolução Conama nº 357/2005, uma vez que os ambientes que serviram de base para elaborar a legislação vigente apresentam características distintas (Silva *et al.*, 2016).

O clima amazônico predominante é quente e úmido, com temperatura média anual oscilando entre 25°C e 27°C (Embrapa, 2014). A temperatura da água nos ambientes aquáticos amazônicos também apresenta baixa amplitude térmica, e os valores registrados neste estudo indicaram aumento de temperatura de montante para jusante, provavelmente pela perda da mata ciliar no trecho de jusante. A Resolução Conama nº 357/2005 não estabelece padrões para essa variável, no entanto, em geral, a temperatura exerce considerável influência nas características

físicas e nas reações químicas e bioquímicas da água, além de processos biológicos aquáticos com um todo (Esteves, 1998; Tundisi; Matsumara-Tundisi; Rocha, 1999).

Verificou-se, de forma geral, a diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido de montante para jusante. Na estação E1, considerada a de referência neste estudo, as concentrações estiveram sempre acima dos 7 mg.L<sup>-1</sup>. A pior condição foi verificada na estação E4, que na maior parte do tempo apresentou concentrações em torno de 1 mg.L<sup>-1</sup>, portanto, em desacordo com a Resolução do Conama nº 357/2005 para as águas doces de Classe 2, na qual a concentração dessa variável não pode ser inferior a 5 mg/L<sup>-1</sup>. As estações E2, E3 e E5, embora com águas mais oxigenadas que E4, também ficaram com médias abaixo do limite estabelecido pela Resolução 357/2005. Há trechos, como em E4, em que água está represada por entulhos e alterações nas margens, o que diminui a velocidade e a vazão, interferindo na oxigenação da água. O oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio são os principais parâmetros para estudos relacionados com a qualidade da água (Vasconcellos, 2013) e no caso em estudo.

O pH das águas do igarapé do Urumari apresentaram-se ácidas, como é característica das águas claras amazônicas (Sioli, 1950), no entanto verificou-se o aumento significativo do pH de montante para jusante. Pimentel *et al.* (2019) conduziram um estudo de avaliação da qualidade de água do igarapé do Urumari em três estações de coleta (nascente, parte intermediária e foz) e encontraram valores de pH entre 4,3 e 4,9. Maia *et al.* (2015) investigaram qualidade de água do igarapé urbano do Mindu, ambiente amazônico de águas pretas, com enfoque nos impactos da agricultura urbana, e os valores de pH também aumentaram no sentido da foz. Segundo os autores, este resultado possivelmente está associado a ampliação das áreas de horticultura onde se utilizam de fertilizantes. O estudo de Aguiar *et al.* (2014) avaliou a qualidade da água de 24 microbacias entre os municípios de Santarém e Belterra, e os resultados de pH apresentados também foram ácidos, com medianas de 4,9 a 5,6 durante a estação seca, enquanto, para a estação chuvosa, os valores oscilaram entre 4,9 e 5,4. Apesar dos valores da microbacia do Urumari registrados nesta pesquisa, estarem abaixo do recomendado pela Resolução Conama nº 357/05 para as Classe 1 e 2 (6 a 9), estão dentro do padrão para águas amazônicas. A Resolução necessita de adequações com valores que reflitam as condições naturais da região (Aguiar *et al.*, 2014).

A Resolução Conama nº 357/2005 não prevê limite para o parâmetro condutividade elétrica. Von Sperling (2007) afirmou que as águas naturais apresentam valores de condutividade na faixa de 10 a 100 µS.cm<sup>-1</sup>, na qual se enquadram os resultados obtidos no presente estudo. No igarapé do Urumari, foram verificadas diferenças significativas entre as estações, com E4 e E5 apresentando valores maiores que as demais. A elevação de valores de condutividade normalmente está associada a adição de íons de diferentes origens, dos quais podem ser tanto de origem

orgânica, como resíduos domésticos ou industriais, quanto da drenagem de nutrientes do solo (Mota, 1999; 2000). Dessa forma, as estações E4 e E5 podem estar refletindo a entrada de material lixiviado da microbacia ou através de fontes pontuais de contaminação, que tendem a se acumular no sentido da foz. Segundo Esteves (2011), a condutividade elétrica está relacionada com as características geoquímicas da região e condições climáticas (periodicidade de precipitações), no entanto os valores não mostraram variação expressiva entre o mês mais seco (outubro) e o mais chuvoso (janeiro). Apesar do valor máximo ser registrado em outubro, foi no mês de dezembro que foram encontrados os maiores valores de condutividade elétrica. Em geral, é esperado que em períodos chuvosos, ocorra a entrada de material alóctone (principalmente em Igarapés), incluindo íons, e resulte no aumento da condutividade. Entretanto, a maior entrada de água resulta na diminuição das concentrações iônicas e, conseqüentemente, na condutividade elétrica, caracterizando um efeito de diluição (Zillmer *et al.*, 2007). Aguiar *et al.* (2014) encontraram valores de condutividade superiores no período de estiagem (mín. 12,66  $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$  a máx. 77,40  $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ) em Igarapés na região de Santarém e Belterra. Segundo Silva *et al.* (2010), a condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia de drenagem.

Os valores de turbidez registrados neste estudo estão em conformidade com a Resolução Conama nº 357/2005 para águas de Classe 1 e 2 (40 NTU e 100 NTU, respectivamente). A média registrada na estação E1, que ficou uma ordem de grandeza abaixo das demais estações, reflete a diferença entre este trecho preservado, dentro da mata, e os trechos que recebem algum tipo de impacto antrópico. Em janeiro, após um evento de chuva na madrugada anterior à coleta, foram registrados valores elevados de turbidez em todas as estações, menos em E1. A elevação dos valores de turbidez está associada à entrada no Igarapé de grandes volumes de água rica em sólidos em suspensão, como argilas e matéria orgânica, propiciada pela precipitação. Além disso, períodos chuvosos resultam no aumento de volume de água e de vazão, conseqüentemente de processos erosivos e de ressuspensão. A elevação da turbidez ocasiona modificações nos ciclos biodinâmicos, interferindo na velocidade e intensidade da ação fotossintética (Nascimento *et al.*, 2015). O estudo de Aguiar *et al.* (2014) também registrou variação temporal nos valores médios da turbidez nos Igarapés estudados (18 NTU- período chuvoso; 10 NTU- período de estiagem).

Em geral espera-se que os valores de DBO sejam inversamente correlacionados aos valores de OD (Aguiar *et al.* 2014). No Urumari esta tendência foi confirmada pelos resultados da análise de componentes principais. Na estação de referência E1, os valores de DBO estiveram abaixo do limite de detecção do método em todos os meses. Para a estação E1 e para as demais, os valores

de DBO estiveram em conformidade com a Resolução Conama 357/2005 para a Classe 1 ( $3 \text{ mg/L}^{-1}$ ) e Classe 2 ( $5 \text{ mg/L}^{-1}$ ) ao longo do estudo, com exceção da estação E5 em janeiro ( $5,4 \text{ mg/L}^{-1}$ ), provavelmente causado pelo aporte de matéria orgânica do entorno decorrente das chuvas que antecederam o dia da amostragem. De forma geral, houve uma tendência de aumento dos valores de DBO em direção à foz, indicando maior teor de matéria orgânica no trecho inferior do Urumari. No estudo de Aguiar *et al.* (2014) a maioria dos igarapés apresentou relações inversas entre DBO e OD, com menores concentrações (mediana de  $0,2 \text{ mg/L}^{-1}$ ) registradas durante a estação chuvosa, à exceção da Flona Tapajós ( $1,0$  a  $4,5 \text{ mg/L}^{-1}$ ). No trabalho de Salomoni *et al.* (2017) o registro de diminuição da concentração de OD versus maiores concentrações de DBO, além de outras variáveis limnológicas nas estações superiores (E1-E6) revelaram um gradiente de poluição orgânica do curso superior para o inferior.

Os compostos nitrogenados e o fósforo total apresentaram, no geral, maiores concentrações nas estações amostrais localizadas no trecho inferior do igarapé Urumari. Em todas as estações e meses, estes parâmetros estiveram muito abaixo do que preconiza a Resolução Conama 357/2005. O nitrato foi o único parâmetro que esteve acima do limite de detecção em todas as estações e períodos, e foi a variável que apresentou a maior correlação com o componente 1 da PCA. Em outubro e março as concentrações de nitrito ficaram abaixo do limite de detecção do método em todas as estações, assim como o fósforo total em outubro e dezembro. Segundo Geomanus (2002), os valores nitrogênio amoniacal, nos igarapés naturais, são sempre baixos, estando muitas vezes abaixo do limite de detecção do método ( $0,1 \text{ mg/L}^{-1}$ ), e em ambientes com concentrações de OD baixas, é comum que esta forma de nitrogênio inorgânico (N-amoniacal) seja mais abundante, pois estes ambientes favorecem a forma que está no estado de oxidação mais reduzido. Esta tendência de valores não se verificou no presente estudo, pois a estação com menores concentrações de OD (E4) apresentou valores de N-amoniacal menores do que aquelas com águas mais oxigenadas, como E2 e E3. Aguiar *et al.* (2014) encontraram maiores níveis de nitrogênio durante a estação de chuvas e nas áreas com agricultura. Nas estações E4 e E5, além de atividades de horticultura, há criação de animais equinos e aves que possivelmente contribuem para o transporte de compostos nitrogenados para o igarapé. Compostos nitrogenados como um todo, podem ser transportados para os corpos d'água pelo escoamento superficial. A estação E4 foi a que apresentou os maiores valores de nitrato, e em dezembro este parâmetro apresentou pouca variação ao longo das estações. É muito frequente afirmar que, caso a amostra possua valores altos de nitrogênio amoniacal ou nitrogênio orgânico e, em contrapartida pouco nitrito e nitrato, isto pode estar demonstrando um ambiente com poluição recente (Tebbutt, 2002). Essa condição não se verificou no Urumari, onde as concentrações de nitrato foram quase sempre superiores às de N-amoniacal e as concentrações



de nitrito encontradas foram sempre muito baixas. Embora a amônia presente em altas concentrações em ambientes aquáticos possa ser tóxica, é o nitrato a principal forma de nitrogênio associada à contaminação da água por atividades agropecuárias (Resende, 2002), e mesmo que em baixas concentrações, a tendência de aumento nas estações localizadas no curso inferior deve ser considerada. Conforme Tundisi e Tundisi (2008), a concentração de nitrito é sempre muito baixa, principalmente em águas tropicais, onde os valores frequentemente estão abaixo do limite de detecção. Aguiar *et al.* (2014) também encontraram baixos valores de nitrito em seu estudo. As concentrações de fósforo na água podem ter sua origem relacionada a diversos fenômenos, porém, as atividades antrópicas são as principais responsáveis. Fósforo, assim como nitrito e nitrato são indicativos de poluição por agrotóxicos e detergentes, além de indicar condições de assoreamento e eutrofização (Amaral e Silva, 2017). De acordo com as concentrações de fósforo total encontradas no Urumari, estas possibilidades podem ser descartadas a priori. Apesar de não apresentarem uma tabela com os valores, Pimentel *et al.* (2019) afirmam que esta variável não está em desacordo com a Resolução do Conama nos trechos amostrados no igarapé do Urumari.

Assim, os resultados indicam uma piora na qualidade da água do igarapé Urumari, de montante para jusante, explicada por um gradiente de diminuição do oxigênio dissolvido e aumento das concentrações de compostos nitrogenados (principalmente o nitrato), fósforo total e valores da DBO. Pimentel *et al.* (2019) já haviam concluído que há perda de qualidade da água baseados em parâmetros físico-químicos, porém com base em uma única coleta realizada em três estações amostrais, de forma que os autores tinham um retrato pontual destes parâmetros. A metodologia utilizada no presente estudo permitiu avaliar este cenário de forma mais robusta.

Não se descarta a possibilidade de que o período de chuvas possa ter colaborado para o registro de maiores valores de DBO no Urumari. A estação E5 em janeiro, estação que apresentou o valor máximo de DBO ( $5,4 \text{ mg/L}^{-1}$ ) no período chuvoso, e que excedeu os limites estabelecidos pela Legislação do Conama, provavelmente está relacionado com o maior aporte de nutrientes para água decorrente das chuvas que antecederam o dia da amostragem (ocorreram chuvas nos dias 23, 24 e 26 de janeiro de 2019). Outra possibilidade seria a entrada de material orgânico de origem pontual como disposição inadequada de resíduos sólidos, entre outras fontes, de forma a alterar o padrão de valores encontrados na estação.

Castilejjo *et al.* (2018) realizaram uma pesquisa pioneira para determinar a composição da comunidade de diatomáceas epilíticas associadas a diferentes graus de eutrofização em cinco estações amostrais, ao longo de um rio andino equatoriano (rio Pita), e publicaram resultados semelhantes aos encontrados neste trabalho. Na análise de componentes principais, observaram um claro gradiente de eutrofização dos locais de amostragem P1 nos trechos superiores até P5

localizada nos trechos inferiores, com o primeiro componente da PCA negativamente correlacionado com o OD correlações fortes e positivas para variáveis como DBO, DQO, condutividade elétrica e fosfato. De forma geral, locais de amostragem de "boa água" estavam localizados na parte superior da bacia, sendo o P3 classificado como tendo qualidade de água "moderada" localizado em trechos intermediários da bacia, e P4 e P5 são classificados como "água ruim", com suas estações de amostragem e localizadas nos trechos inferiores. Estes resultados encontrados no rio Pita estão relacionados com atividades antropogênicas (agricultura e esgoto) e vulcânicas (com mínima interferência).

Como citado na introdução, estudos foram conduzidos nas regiões sul e sudeste do Brasil com a mesma abordagem. Wetzell *et al.* (2002) avaliaram a composição e estrutura das comunidades de algas diatomáceas nos trechos superiores, médios e inferiores dos rios Pardo e Pardino, Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, no Rio Grande do Sul. Como resultado, verificou-se forte contribuição negativa de todos os parâmetros ambientais, principalmente fosfato, condutividade e sólidos totais, que indicaram um aumento dos nutrientes e conseqüentemente o processo de eutrofização ao longo das estações amostrais.

Salomoni *et al.* (2006) avaliaram a estrutura das comunidades de diatomáceas em seis estações de amostragem, ao longo do rio Gravataí, Rio Grande do Sul e verificaram um gradiente de poluição ao longo das estações de amostragem, relacionado positivamente com fósforo, pH, fosfato total, entre outras variáveis. O componente 1 explicou 48% da variabilidade, indicando um aumento na poluição orgânica e eutrofização nas estações inferiores (E4-E6). O componente 2 explicou 30% da variabilidade e esteve positivamente relacionado com as estações superiores (E1-E3), com as maiores concentrações de OD. Foram observadas menos condições eutróficas nos trechos inferiores quando comparados aos superiores.

Os resultados físico-químicos obtidos e demonstrados na PCA evidenciaram a tendência de poluição orgânica e eutrofização ao longo das cinco estações amostradas na microbacia do Urumari. Ainda que a utilização de dados abióticos seja reconhecida mundialmente, sua eficiência é aumentada com a utilização da comunidade de diatomáceas perifíticas.

Ambientes poluídos tendem apresentar uma menor diversidade (Lobo; Callegaro; Bender, 2002). Torres-Franco *et al.* (2017) constataram diminuição na diversidade de diatomáceas onde havia maiores cargas de poluentes orgânicos, devido à perda de espécies intolerantes à poluição. No igarapé Urumari não se verificou um padrão de declínio da diversidade nas estações à jusante. Este padrão provavelmente está relacionado com a substituição de espécies ao longo dos trechos amostrados.

*Seleção das espécies de diatomáceas com potencial para uso na indicação da qualidade da água*

A partir dos resultados da CCA, TWINSPAN e IndVal, foi feita a seleção das espécies que foram consideradas indicadoras de quatro diferentes condições de água nos trechos analisados no igarapé Urumari (Tabela 7).

Tabela 7. Espécies características dos trechos superior, médio e inferior da microbacia do Urumari.

Grupo	Condição da água	Espécies	Trecho
I	OD abaixo de 5 mg.L <sup>-1</sup> , DBO ca. 0,80 mg.L <sup>-1</sup> , velocidade alta da água, baixa a moderada poluição orgânica	<i>Eunotia femoriformis</i>	superior
		<i>Eunotia parasiolli</i>	
		<i>Eunotia conectival</i> 13	
II	OD abaixo de 5 mg.L <sup>-1</sup> , DBO ca. 0,75 mg.L <sup>-1</sup> , velocidade da água moderada, leito assoreado, poluição orgânica moderada	<i>Brachysira procera</i>	médio
		<i>Eolimna minina</i>	
		<i>Placoneis merinensis</i>	
		<i>Pinnularia brauniana</i>	
III	OD abaixo de 2 mg.L <sup>-1</sup> , DBO ca. 1,50 mg.L <sup>-1</sup> , velocidade da água muito baixa, severa poluição orgânica	<i>Achnantheidium exiguum</i>	inferior
		<i>Frustulia cf. crassinervia</i>	
		<i>Pinnularia microstauron</i>	
		<i>Sellaphora pupula</i>	
IV	OD abaixo de 5 mg.L <sup>-1</sup> , DBO ca. de 2,0 mg.L <sup>-1</sup> , velocidade da água moderada, poluição orgânica	<i>Encyonopsis frequentiformis</i>	inferior
		<i>Frustulia quadrisinuata</i>	
		<i>Navicula cryptotenella</i>	
		<i>Navicula cryptocephala</i>	
		<i>Nitzschia palea</i>	
		<i>Stenopterobia planctonica</i>	

**Grupo I.** Águas com maiores concentrações de oxigênio dissolvido e menores de temperatura, pH, DBO, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito e fósforo total. Presença de mata ciliar. Velocidade da água alta. Trecho com baixa poluição orgânica. Trecho superior, próximo à nascente no Urumari.

As espécies relacionadas a este ambiente, consideradas sensíveis à poluição orgânica foram: *Eunotia femoriformis* (frequente) foi abundante na estação E2 em setembro e outubro (acima de 10%), também registrada nas estações 4 e 5 em pequenas quantidades.

*Eunotia parasiolli* (constante) foi abundante na estação E2 em setembro e dezembro (acima de 7%), também presente nas estações 3, 4 e 5 em pequenas quantidades.

*Eunotia* conectival 13 (esporádica) registrou abundância acima de 5% na E2 em outubro, sendo também registrada na estação E3 em pequenas quantidades.

De forma geral, o gênero *Eunotia* têm preferência por habitats oligotróficos, com baixos valores de condutividade elétrica e pH ácido. Em ambientes aquáticos dulcícolas tropicais e subtropicais, estes gêneros apresentam ampla distribuição (Round *et al.*, 1990; Canani *et al.*, 2018).

**Grupo II.** Águas com concentrações baixas de oxigênio dissolvido e maiores de temperatura, pH, DBO, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito e fósforo total. Velocidade da água moderada. Trecho com poluição orgânica intermediária. Trecho médio de médio curso.

As espécies relacionadas a este ambiente, consideradas de tolerância intermediária à poluição: *Pinnularia brauniana* (frequente) foi abundante acima de 5% na estação E4 em dezembro, porém esteve presente em todas as estações de E3. Também registrada na estação E2 em pequenas quantidades.

*Brachysira procera* (frequente) foi abundante acima de 11% na estação E3 em setembro, também presente nas estações 2, 4 e 5 em pequenas quantidades.

*Placoneis merinensis* (frequente) foi abundante acima de 9% na estação E3 em setembro, também registrada nas estações 2, 4 e 5.

*Eolimna minima* (constante) foi abundante acima de E3 em janeiro, também registrada nas estações 2, 4 e 5 em pequenas quantidades.

*E. minima* é apontada como espécie de tolerância intermediária em Lobo *et al.* (2015), que registraram espécies de média e alta tolerância em trechos intermediários e inferiores da Bacia do Rio Pardo, no Rio Grande do Sul. Lobo *et al.* (2010) e Castilejjo *et al.* (2015) descreveram esta espécie como tolerante a altas concentrações de nutrientes, tendo preferência para ambientes eutróficos. As informações literárias científicas sobre o grau de tolerância atribuído a algumas espécies encontradas nesta pesquisa não se encaixam, uma vez que a tolerância ou não a eutrofização de diatomáceas perifíticas de ambientes tropicais urbanos e amazônicos não é documentada. A informações nem sempre são adequadas para diagnosticar a qualidade da água de ambientes que não se encontram na mesma localidade de onde foram propostas.

**Grupo III.** Águas com baixíssimas concentrações de oxigênio dissolvido e maiores valores de temperatura, nitrato, DBO, fósforo total e pH, provavelmente o trecho com poluição orgânica mais severa. Velocidade da água muito baixa. Afluente do trecho inferior do Urumari.

As espécies relacionadas a este ambiente, consideradas tolerantes à poluição orgânica, foram: *Pinnularia microstauron* (esporádica) ocorreu exclusivamente nas amostras da estação E4 (exceto em janeiro). Esta espécie bentônica foi encontrada nas amostras perifíticas provavelmente

devido à menor profundidade e volume de água, principalmente no período considerado de estiagem (setembro), quando foram registrados os maiores valores de abundância relativa.

*Sellaphora pupula* (frequente) foi abundante estação E4 em setembro (8,0%), também registrada nas estações 2 e 5 em pequenas quantidades.

*Achnanthydium exiguum* (frequente) registrado em todas as estações em pequenas quantidades exceto na estação E4 em setembro, quando foi registrada abundância de 17,4 %.

*Frustulia cf. crassinervia* (constante) este táxon foi encontrado em todas as estações, mas em E4 que registrou abundâncias relativas acima de 10% em outubro, dezembro e janeiro).

Algumas das espécies destacadas no grupo III são mencionadas em outros estudos e reconhecidas como potenciais indicadoras. Nos grupos de classificação quanto ao grau de poluição de Salomoni (2004), *Pinnularia microstauron* e *Sellaphora pupula*, são consideradas melhores indicadoras de poluição. Salomoni *et al.* (2006) registrou a abundância e a dominância de *Sellaphora pupula* nas estações mais próximas da foz do rio Gravataí, sul do Brasil, como tolerantes à poluição. Estações fortemente poluídas por efluentes industriais e domésticos. Outros trabalhos como Lobo *et al.* (2004) também incluem esta espécie e a descrevem com maiores tolerâncias a ambientes impactados com altas concentrações de fosfato e demanda química de oxigênio. E Wetzel *et al.* (2002) destaca *S. pupula* como uma espécie indicadora de trecho inferior da bacia hidrográfica do rio Pardo, RS. O que corrobora os resultados registrados na microbacia do Urumari. Entretanto, esta espécie em Hermany (2005), não repetiu a afinidade por águas eutróficas, revelando-se mais abundante e frequente em unidade amostral localizada a montante da bacia hidrográfica do Guaíba, RS.

**Grupo IV.** Águas com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e maiores valores de temperatura, nitrato, DBO, fósforo total e pH. Trecho com poluição orgânica. Velocidade da água moderada. Trecho inferior do Urumari.

As espécies relacionadas a este ambiente, consideradas tolerantes à poluição foram: *Encyonopsis frequentiformis* (constante) foi abundante acima de 5 % na E5 em outubro, também registrada nas estações 2, 3 e 4 em pequenas quantidades.

*Frustulia quadrisinuata* (frequente) foi registrada em todas as estações, mas em E5 que registrou abundâncias relativas acima de 12% em todos os meses coletados.

*Navicula cryptotenella* (constante) foi registrada em todas as estações, mas em E5 apresentou abundâncias acima de 7% em outubro, dezembro e janeiro.

*Navicula cryptocephala* (frequente) foi registrada em todas as estações, mas em E5 apresentou abundância acima de 15% em setembro.

*Stenopterobia planctonica* (frequente) foi registrada em todas as estações, mas em E5 registrou abundâncias acima de 5%.

*Nitzschia palea* (constante) foi amplamente distribuída e registrada em todas as estações. Registrou abundâncias acima de 5% nas estações em dezembro e janeiro, excepcionalmente na estação E5 em janeiro, apresentou abundância acima de 10%.

*Nitzschia palea* é conhecida por alcançar grande abundância em ambientes mais eutróficos, de médio a fortemente poluídos (Lobo *et al.* 1996, 2004b; Salomoni *et al.* 2006). Salomoni *et al.* (2006) encontrou este táxon no rio Gravataí em todas as amostras de trechos superiores e inferiores, entretanto, suas maiores densidades foram em cursos inferiores, menos poluídos. Segundo Canani, (informação pessoal) este táxon não foi observado em amostras de igarapés amazônicos de ambientes preservados. O registro da espécie nas estações do Urumari com os piores indicadores confirma o processo perda de qualidade ambiental.

Nos grupos de Salomoni (2004) *N. cryptotenella* é caracterizada com moderada tolerância à poluição, e *N. cryptocephala* considerada com baixa tolerância à poluição. Lobo *et al.* (2015) registraram espécies de média e alta tolerância em trechos intermediários e inferiores da Bacia do Rio Pardo, no Rio Grande do Sul, e dentre as espécies incluídas destaca-se *N. cryptocephala*.

Os resultados encontrados evidenciaram a distribuição e substituição da comunidade de diatomáceas perifíticas por espécies de maiores tolerâncias à poluição orgânica e à eutrofização da água ao longo dos trechos de nascente a foz da microbacia do Urumari, corroborando a tendência apontada pelas análises dos fatores abióticos (físico-químicos), mostrando que a incorporação de informações ecológicas é uma abordagem alternativa para minimizar as fraquezas dos índices abióticos (Salomoni, 2004).

## 6. CONCLUSÃO

O levantamento taxonômico da comunidade de diatomáceas perifíticas presentes no igarapé do Urumari registrou 220 táxons. Muitos não puderam ser identificados em nível específico, e este número pode ser um pouco maior ou menor. Os gêneros com maior riqueza foram *Eunotia*, *Pinnularia*, *Nitzschia* e *Navicula*. Os dois primeiros são os mais representativos nas águas amazônicas em diversos estudos de flora, devido às características oligotróficas e ácidas dos ambientes aquáticos da região. No entanto os gêneros *Nitzschia* e *Navicula* são incomuns nesses ambientes, o que indica que o igarapé Urumari apresenta alterações em suas águas que favorecem espécies desses gêneros.

Foi verificado um gradiente de poluição orgânica no igarapé Urumari. A estação referência E1, localizada em área de mata, apresentou valores muito diferentes das demais, sujeitas a diferentes graus de impacto, como perda da mata ciliar, desvio do leito, represamentos, assoreamento, erosão. Não foi identificada nenhuma fonte de poluição pontual próximo às estações de amostragem e provavelmente poluição orgânica é principalmente difusa ao longo do seu curso.

A abordagem integrada dos parâmetros físico-químicos e biológicos permitiu visualizar um cenário de alterações das características da água ao longo do curso do igarapé Urumari, caracterizado por um gradiente de poluição orgânica com correspondente modificação na composição e estrutura das assembleias de diatomáceas perifíticas, o que permitiu a seleção de espécies com potencial uso no diagnóstico e monitoramento da qualidade de água em ambientes lóticos urbanos amazônicos.

Pela primeira vez é realizado um estudo em um igarapé urbano amazônico utilizando esta abordagem, dessa forma também foi importante no sentido de identificar dificuldades na execução do método e outros ajustes que servirão de base no planejamento de estudos futuros.

As informações levantadas sinalizam a necessidade de um monitoramento ambiental, uma vez que esta microbacia apresenta alterações nas suas características ainda possíveis de serem mitigadas. A proposição de medidas de preservação e recuperação ambiental ainda podem contribuir para minimizar as ações antrópicas.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Algarte, V.M.; Siqueira, T.; Landeiro, V. L.; Rodrigues, L.; Bonecker, C.C.; Rodrigues, L.C.; ... Bini, L.M. 2017. Main predictors of periphyton species richness depend on adherence strategy and cell size. *PloS one*, 12 (7): e0181720.
- Bellinger, B.J.; Cocquyt, C.; O'reilly, C.M. 2006. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia*, 573 (1): 75-87.
- Bere, T.; Tundisi, J. G. 2009. Weighted average regression and calibration of conductivity and pH of benthic diatom assemblages in streams influenced by urban pollution—São Carlos/SP, Brazil. *Acta Limnol. Bras*, 21 (3), 317-325.
- Bere, T.; Tundisi, J.G. 2010. Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. *Brazilian Journal of Biology*, 70 (3): 493-502.
- Bere, T., Tundisi, J.G. 2011. The effects of substrate type on diatom-based multivariate water quality assessment in a tropical river (Monjolinho). *Water Air Soil Pollution*, 216: 391-409.
- Bere, T.; Tundisi, J.G. 2012. Applicability of the Pampean Diatom Index (PDI) to streams around. *Ecological Indicators*, 13 (1): 342-346.
- Bes, D.; Ector, L.; Torgan, L.C.; Lobo, E.A. 2012. Composição da flora de diatomáceas epilíticas de um rio subtropical, no sul do Brasil. *Iheringia*, 67 (1): 93-125.
- Böhm, J.S.; Schuch, M.; Düpont, A.; Lobo, E.A. 2013. Response of epilithic diatom communities to downstream nutrient increases in Castelhana Stream, Venâncio Aires City, RS, Brazil. *Journal of Environmental Protection*, 4 (11): 20.
- Canani, L.G.D.C.; Menezes, M.; Torgan, L.C. 2011. Epilithic diatoms from acidic and oligotrophic waters in Southeast Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 25(1):130-140.
- Chagas de Araújo, M.; Melo de Oliveira, M.B. 2013. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 8 (3): 247-257.
- Castillejo, P., Chamorro, S., Paz, L., Heinrich, C., Carrillo, I., Salazar, J. G., ... Lobo, E. A. 2018. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients along an Ecuadorian Andean River. *Comptes rendus biologiques*, 341 (4): 256-263.
- Chessman, B.C.; Bate, N.; Gell, P.A.; Newall, P. 2007. A diatom species index for bioassessment of Australian rivers. *Marine and Freshwater Research*, 58 (6): 542-557.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199 (4335): 1302-1310.



- Corrêa, P.B.; Corrêa, J.A.D.J. Andrade, S.C.D.P. 2012. Análise da temperatura de superfície da área urbana de Santarém através de imagens termais do Landsat 5. *Revista Geonorte*, 3 (5), 714-722.
- Coste, M.; Boutry, S.; Tison-Rosebery, J.; Delmas, F. 2009. Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators*, 9 (4): 621-650.
- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Forsberg, B.R.; Fonseca, C.R. 2009. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams the Brazilian Amazon. *Journal of Soils Sediments*, 10: 89-103.
- Dajoz, R. 1978. *Ecologia geral*. Editora Vozes LTDA. Petrópolis, Rio de Janeiro. 472p.
- Da Rocha, M. P.; Dourado, P. L. R.; De Souza Rodrigues, M.; Raposo, J. L.; Grisolia, A. B.; De Oliveira, K. M. P. 2015. The influence of industrial and agricultural waste on water quality in the Água Boa stream (Dourados, Mato Grosso do Sul, Brazil). *Environmental monitoring and assessment*, 187 (7): 442.
- De Aguiar, C. P.O; Peleja, J. R. P; Sousa, K. N. S. 2014. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. *Revista Árvore*, 38 (6): 983-992.
- De Aguiar Netto; A. O.; Garcia, C. A. B.; Alves, J. D. P. H.; Ferreira, R. A.; Da Silva, M. G. 2013. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 185(5): 4417-4426.
- De Castro Canani, L. G.; Fraia, R.S.; De Melo, S. 2018. Periphytic *Actinella* Lewis (Ochrophyta, Bacillariophyceae) species from an Environmental Protection Area in Brazilian Amazon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30.
- Do Amaral, C.T; Da Silva, F.S.A. 2017. Qualidade da água em um igarapé balneário na Amazônia: estudo de caso em Porto Velho. *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, 3 (8): 251-267.
- Dufrêne, M.; Legendre, P. 1997. Species assemblages and Indicator Species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Dunck, B.; Schneck, F.; Rodrigues, L. 2016. Patterns in species and functional dissimilarity: insights from periphytic algae in subtropical floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 763(1): 237-247.
- Düpont, A.; Lobo, E.A.; Costa, A.B.; Schuch, M. 2007. Avaliação da qualidade da água do Arroio do Couto, Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisa Série Biologia*, 19 (1): 56-74.

- Embrapa- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Amazônia Oriental. Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido – CPATU. Caracterização da área de estudo. ZEE BR-163. Belém: 2014. (<http://zeebr163.cpatu.embrapa.br/index.php>). Acesso em: 28 abril. 2018.
- Esteves, F. (1998). Fundamentos da Limnologia. Rio de Janeiro: *Interciência*.
- Esteves, F. (2011). Fundamentos da Limnologia. Rio de Janeiro: *Interciência*.
- Felisberto, S.A.; Rodrigues, L. 2012. Dinâmica sucessional de comunidade de algas perifíticas em um ecossistema lótico subtropical. *Rodriguésia*, 63: 463-473.
- Felfili, J. M.; Carvalho, F. A.; Libano, A. M.; Venturoli, F.; Pereira, B. D. S. 2007. *Análise multivariada em estudos de vegetação*. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal. 60 p.
- Fernandes, V.O.; Esteves, F.A. 2003. The use of indices for evaluating the periphitic community in two kinds of substrate in Imboassica Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Biology*, 62 (2): 233-243.
- Ferreira, M.E.M.S. 2016. *Saneamento ambiental e urbanização da Amazônia: o caso das comunidades de Bela Vista I e II próximas da Área de Proteção Ambiental / APA Saubal – Santarém/Pará*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará. 82 p.
- Franceschini, I.M.; Burliga, A.L.; Reviers, B.; Prado, J.F.; Rézig, S.H. 2010. *Algas – Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica*. Artmed, Porto Alegre, 332 pp.
- Geomanaus. 2002. Relatório Ambiental Urbano Integrado: informe: GEO: Manaus/Supervisão: Ana Lúcia Nadalutti. La Roveri, Samyra Crespo: Coordenação: Rui Veloso. Consórcio Parceria, Rio de Janeiro, 21: 188.
- Gómez, N. 1998. Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water research*, 32 (7): 2029-2034.
- Gómez, N. 1999. Epipellic diatom from Matanza-Riachuelo river (Argentina), a highly polluted basin from the pampean plain: biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2 (3): 301-309.
- Gómez, N.; Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 173–181.
- Guiry in Guiry, M.D.; Guiry, G.M. 2019. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. ([www.algaebase.org](http://www.algaebase.org)). Acesso em: 18 de abril de 2019.
- Heinrich, C.G.; Leal, V.L.; Düpont, M.S.A.; Lobo, E.A. 2014. Epilithic diatoms in headwater areas of the hydrographical sub-basin of the Andreas Stream, RS, Brazil, and their relation with eutrophication processes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26 (4): 347-355.

- Hermany, G. 2005. *Ecologia da comunidade de diatomáceas epilíticas de um sistema de rio de baixa ordem da região Hidrográfica do Guaíba: subsídios ao monitoramento ambiental de ecossistemas aquáticos sul brasileiros*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 141 p.
- Hermany, G.; Schwarzbald, A.; Lobo, E.A.; Oliveira, M.A. 2006. Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of southern Brazilian aquatic systems. *Acta Limnologica Brasilensia*, 18: 9-27.
- Hill, M. O. 1979. A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. *TWINSPAN*.
- Hill, B.H.; Herlihy, A.T.; Kaufmann, P.R.; Stevenson, R.J.; McCormick, F.H.; Johnson, B. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (1): 50-67.
- Hill, B.H.; Stevenson, R.J.; Pan, Y.; Herlihy, A.T.; Kaufmann, P.R.; Johnson, C. B. 2001. A comparison of correlations between environmental characteristics and stream diatom assemblages characterized at genus and species levels. *Journal of the North American Benthological Society*, 20:299-320.
- Hustedt, F. 1965. Neue und wenig bekannte Diatomeen. IX Süßwassers Diatomeen aus Brasilien besondere des Amazonasgebiet. *International Review of Hydrobiology*, 50 (3): 391-409.
- Junk, W.J. 1983. Aquatic habitats in Amazonia. *The Environmentalist*, 3: 24-34.
- Jüttner, I.; Chimonides, P.J.; Ormerod, S.J. 2012. Developing a diatom monitoring network in an urban river-basin: initial assessment and site selection. *Hydrobiologia*, 695 (1): 137-151.
- Kahlert, M.; Kelly, M.; Albert, R.L.; Almeida, S.F.P.; Besta, T.; Blanco, S.; ...; Vogel, A. 2012. Identification versus counting protocols as sources of uncertainty in diatom-based ecological status assessments. *Hydrobiologia*, 695: 109-124.
- Kelly, M.G.; Whitton, B. 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Australian Journal of Ecology*, 20:45-56.
- Kelly, M.G. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water research*, 32 (1): 236-242.
- Kent, M.; Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis*. London: Belhaven Press, 363p.
- Kobayasi, H.; Mayama, S. 1989. Evaluation of river water quality by diatoms. *Korean Journal of Phycology*, 4 (2): 121-133.

- Krstić, S.; Svirčev, Z.; Levkov, Z.; Nakov, T. 2007. Selecting appropriate bioindicator regarding the WFD guidelines for freshwaters – a Macedonian experience. *International Journal on Algae*, 9 (1): 1-22.
- Lenoir, A.; Coste, M. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board network. In: Whitton, B.A.; Rott, E. (Eds.), *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Universität Innsbruck, Innsbruck.
- Lobo, E. 2013. O perifíton como indicador da qualidade da água, p. 205-233. In: Schwarzbald, A.; Burliga, A.L.; Torgan, L.C. (eds). *Ecologia do Perifíton*. RiMa, São Paulo.
- Lobo, E.A.; Buselato-Tonioli, T.C. 1985. Tempo de exposição de um substrato artificial para o estabelecimento da comunidade perifítica no curso inferior do Rio Caí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rickia*, 12: 35-51.
- Lobo, E.; Leighton, G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar.*, 22 (1): 1-29.
- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M.; Oliveira, M.A.; Salomoni, S.E.; Schuler, S.; Asai, K. 1996. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia*, 27: 45-72.
- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L. 2000. Avaliação da qualidade de águas doces continentais com base em algas diatomáceas epilíticas: enfoque metodológico, p. 277-300. In: Tucci, C.E.M.; Marques, D.M. (Eds.). *Avaliação e controle da drenagem urbana*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M.; Bender, E.P. 2002. *Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil*. EDUNISC, Santa Cruz do Sul.
- Lobo, E. A.; WETZEL, C. E; BES, D. 2003. Avaliação da qualidade da água dos arroios Sampaio, Bonito e Grande, Município de Mato Leitao, RS, Brasil. *Revista Tecnol. Brasil*, 7: 39-53.
- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M.; Hermany, G.; Bes, D.; Wetzel, C.E.; Oliveira, M.A. 2004a. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16 (1): 25-40.
- Lobo, E.A.; Bes, D.; Tudesque, L.; Ector, L. 2004b. Water quality assessment of the Pardinho River, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms as biological indicators. *Vie et Milieu*, 54 (2/3): 115-126.
- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.; Wetzel, C. E.; Hermany, G.; Bes, D. 2004c. Water quality study of Condor and Capivara streams, Porto Alegre municipal district, RS, Brazil, using epilithic

- diatoms biocenoses as bioindicators. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 33 (2): 77-93.
- Lobo, E.A.; Wetzel, C. E.; Ector, L.; Katoh, K.; Blanco, S.; Mayama, S. 2010. Response of epilithic diatom community to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. *Limnetica*, 29 (2): 323-340.
- Lobo, E.A.; Wetzel, C.E.; Schuch, M.; Ector, L. 2014. *Diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros*. EDUNISC, Santa Cruz do Sul.
- Lobo, E.A.; Schuch, M.; Heinrich, C.G.; Da Costa, A. B.; Düpont, A.; Wetzel, C.E.; Ector, L. 2015. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental monitoring and Assessment*, 187 (6): 354.
- Lobo, E. A.; Heinrich, C. G.; Schuch, M.; Wetzel, C. E.; Ector, L. 2016. Diatoms as bioindicators in rivers. *River Algae*, Springer, Cham, 245-271 pp.
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. EDUSP, São Paulo, Brasil. 534 p.
- Maloney, K.O.; Weller, D. E. 2011. Anthropogenic disturbance and streams: land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. *Freshwater Biology*, 56 (3): 611-626.
- Maia, S. A; Wachholz, F.; Dos Santos, R.G.; Júnior, J. C.F; 2015. Os impactos da agricultura urbana na qualidade da água na nascente do igarapé do Mindu - Comunidade Nova Esperança (Manaus – AM). *Boletim Amazônico de Geografia*, 2 (4): 1-9.
- Mann, D.G.; Vanormelingen, P. 2013. An inordinate fondness? The number, distributions, and origins of diatom species. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 60 (4): 414-420.
- Medlin, L.K. 2017. Evolution of the diatoms: IX. Two datasets resolving monophyletic Classes of diatoms are used to explore the validity of adding short clone library sequences to the analysis. *European Journal of Phycology* 52 (1):1-14
- Metzeltin, D.; Lange-Bertalot, H. 1998. *Tropical Diatoms of South America I. Iconographia Diatomologica* 5. A.R.G. Gantner Verlag K.G, Koenigstein. 695 pp.
- Metzeltin, D.; Lange-Bertalot, H. 2007. *Tropical Diatoms of South America II. Iconographia Diatomologica* 18. A.R.G. Gantner Verlag K.G, Koenigstein. 877 pp.
- Miranda, R.G.; Pereira, S.F.P.; Alves, D.T.V.; Oliveira, G.R.F. 2009. Quality of water resources in the Amazon region - Rio Tapajós: assessing the case for chemical elements and physical-chemical parameters. *Ambiente e Água – an Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 4 (2): 75-92.

- Moresco, C.; Tremarin, P.; Ludwig, T.A.V.; Rodrigues, L. 2011. Diatomáceas perifíticas abundantes em três córregos com diferentes ações antrópicas (Maringá - PR - Brasil). *Revista Brasileira de Botânica*, 34: 359-373.
- Moschini-Carlos, V. 1999. Importância, estrutura e dinâmica da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais, p.1-11. In: Pompêo, M.L.M. (ed.). *Perspectivas da limnologia no Brasil*. Gráfica e Editora União, São Luís.
- Mota, S. 1999. Urbanização e meio ambiente. Rio de Janeiro: ABES.
- Mota, S. 2000. Introdução à engenharia ambiental. Rio de Janeiro: ABES.
- Nascimento, B.L.M; Gomes, D.R C.S; Costa, G.P.; Araújo, S. S; Santos, L.C.A; Oliveira, J. D. 2015. Comportamento e avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cu (II). Cr (III). Pb (II) e Fe (III)) em águas superficiais dos Riachos Capivara e Bacuri Imperatriz- MA, Brasil, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 20 (3): 369- 378.
- Patrick, R.; Reimer, C.W. 1966. The Diatoms of United States: exclusive of Alaska and Hawaii. Philadelphia: Academy of Natural Sciences 13 (1): 688.
- Pham, L. 2017. Comparison between Water Quality Index (WQI) and biological indices, based on planktonic diatom for water quality assessment in the Dong Nai River, Vietnam. *Pollution*, 3 (2): 311-323.
- Pimentel, D.R.; De Melo, S. 2014. Proteção Ambiental no Igarapé do Urumari, Cidade de Santarém, Pará, Brasil. *Em Foco*, 22: 7-13.
- Pimentel, D. R.; Mota, E. J.; Alves, R. C. F.; Ramos, P. C.; De Jesus, A. K. S. 2019. Avaliação da Qualidade da Água do Igarapé do Urumari, Santarém, Pará. *Revista Saúde e Meio Ambiente*, 8 (1): 153-161.
- Pompêo, M.L.M.; Moschini-Carlos, V. 2003. *Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos*. Rima, São Carlos. 134p.
- Ramos, J. R. B. 2004. *A Urbanização de Santarém e a Preservação Ambiental do Lago do Mapiri: um estudo de caso*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro/ Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 117 p.
- Resende, A. V. 2002. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. *Embrapa, Cerrados-Documents (INFOTECA-E)*.
- Rimet, F. 2012. Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia*, 683: 1-24.
- Round, F.E.; Crawford, R.M.; Mann, D.G. 1990. *The Diatoms: biology and morphology of genera*. Cambridge University Press, Cambridge. 747 p.
- Ruggiero, M.A.; Gordon, D.P.; Orrell, T.M.; Bailly, N.; Bourgoin, T.; Brusca, R.C.; ...; Kirk, P.M. 2015. A Higher Level Classification of All Living Organisms. *Plos One* 10 (4): e0119248.

- Salomoni, S.E. 2004. *Diatomáceas Epilíticas indicadoras da Qualidade de água na Bacia do Rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo, 230p.
- Salomoni, S.E.; Rocha, O.; Callegaro, V.L.; Lobo, E.A. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 559: 233-246.
- Salomoni, S.E.; Torgan, L.C. 2008. Epilithic diatoms as organic contamination degree indicators in Guaíba Lake, Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20: 313-324.
- Salomoni, S. E.; Rocha, O.; Hermany, G.; Lobo, E. A. 2011. Application of water quality biological indices using diatoms as bioindicators in the Gravataí river, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71 (4): 949-959.
- Salomoni, S.E.; Rocha, O.; Torgan, L.C. 2017. Seasonal and spatial variation of the epilithic diatoms: case study of an organic pollution gradient in a subtropical region of southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 29.
- Silva, C.A. 2001. *Crescimento urbano e periferação em Santarém: estudo do bairro do Amparo*. Monografia (Curso de Graduação em Geografia), Universidade Federal do Pará, Belém.
- Simonsen, R. 1987. *Atlas and catalogue of the diatom types of Fredrich Hustedt*. J. Cramer. Berlin. 525p.
- Schneck, F.; Torgan, L.C; Schwarzbald, A. 2007. Epilithic diatom community in high altitude stream impacted by fishfarming in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19: 341-355.
- Schneck, F.; Schwarzbald, A.; Melo, A. S. 2011. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. *Journal of the North American Benthological Society*, 30 (4): 1049-1056.
- Schuch, M.; Abreu Júnior, E.F.; Lobo, E.A. 2012. Water quality of urban streams, Santa Cruz do Sul, Rio Grande do Sul, Brazil, based on physical, chemical and biological analyses. *Bioikos*, 26 (1): 3-12.
- Schuch, M.; Oliveira, M.A.; Lobo, E.A. 2015. Spatial response of epilithic diatom communities to downstream nutrient increases. *Water Environment Research*, 87 (6): 547-558.
- Stoch, H. A. Von. 1970. Methods for preparation of small or delicate siliceous elements for the electron and light microscopy, especially of diatoms and small quantities of material. *Zeitschrift für wissenschaftlichen Mikroskopie*, 70: 29-32.
- Silva, W. J.; Felisberto, S. A.; Fonseca, C. P.; Souza, M. G. M. 2010. Serial discontinuity along the Descoberto river basin, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (3): 344-355.
- Silva, M.; Miranda, S. A. F.; Santana, G. 2016. Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas: Condições de suas águas versus Resolução N 357/CONAMA/20051. *Scientia Amazonia*, 6 (2), 83-90.

- Sioli, H. 1950. *Das Wasser in Amazonasgebiet. Fosch, Fortschr*, 26 (21/22): 274-280.
- SNIS, 2015. *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015*. ([www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015](http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015)). Acesso em 13 de maio de 2019.
- Stevenson, R.J.; Pan, Y.; Van dam, H. 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms, p. 57-85. In: Stoermer, E.F.; Smol, J.P. (eds). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stevenson, R.J.; Smol, J.P. 2003. Use of algae in environmental assessments, p. 775-804. In: Wehr, J.; Sheath, R. (eds). *Freshwater Algae in North America: ecology and classification*. Academic Press, San Diego.
- Stoermer, E.F.; Smol, J.P. 1999. *The Diatoms: Application for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Szulc, B.; Szulc, K. 2013. The use of the Biological Diatom Index (BDI) for the Assessment of Water Quality in the Pilica River, Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42 (2): 188-194.
- Tan, X.; Ma, P.; Bunn, S.E.; Zhang, Q. 2015. Development of a benthic diatom index of biotic integrity (BD-IBI) for ecosystem health assessment of human dominant subtropical rivers, China. *Journal of Environmental Management*, 151: 286-294.
- Tan, X.; Zhang, Q.; Burford, M.A.; Sheldon, F.; Bunn, S.E. 2017. Benthic diatom based indices for water quality assessment in two subtropical streams. *Frontiers in Microbiology*, 8: 00601.
- Taylor, J.C., Van Vuuren, M. J.; Pieterse, A.J.H. 2007. The application and testing of diatom-based indices in the Vaal and Wilge Rivers, South Africa. *Water Sa*, 33 (1): 51-59.
- Tebbutt, T. H. Y. 2002. *Principles of Water Quality Control*. 5. ed. Oxford: Butterworth-Heinemann, 279 p.
- Theriot, E.C.; Ashworth, M.; Ruck, E.; Nakov, T. & Jansen, R.K. 2010. A preliminary multigene phylogeny of the diatoms (Bacillariophyta): challenges for future research. *Plant Ecology and Evolution*, 143: 278–296.
- 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. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 25.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T.; Rocha, O. 1999. *Ecossistemas de águas interiores*. In: Rebouças, A.C.; Braga Júnior, B.P.F.; Tundisi, J.G. (Org). *Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras. 153-194 p.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos.



- Wang, Y.K.; Stevenson, R.J.; Metzmeier, L. 2005. Development and evaluation of a diatom-based Index of Biotic Integrity for the Interior Plateau Ecoregion, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 24 (4): 990-1008.
- Von Sperling, M. 2007. Estudos de modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais. 452 p.
- Wetzel, R.G. 1983. Opening remarks, p. 3-4. In: Wetzel, R.G. (ed.) *Periphyton of freshwater ecosystems*. The Netherlands: Dr. W. Junk Publishers.
- Wetzel, C.E.; Lobo, E.A., Oliveira, M.A., Bes, D.; Hermany, G. 2002. Diatomáceas epilíticas relacionadas a fatores ambientais em diferentes trechos dos rios Pardo e Pardinho, Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, RS, Brasil: Resultados preliminares. *Caderno de Pesquisa*, 14 (2): 17-38.
- Zillmer, T. A.; Varela, R. F.; Rossete, A. N. 2007. Avaliação de algumas características físico-químicas da água do ribeirão Salgadinho, Nova Xavantina-MT. *Holos Environment*, 7(2):123-138.





<i>Eunotia conectival</i> 8	2	0	0	0	8	6	0	4	2	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 9	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 10	4	0	2	0	4	0	0	6	0	2	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 11	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 12	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 13	2	2	0	0	22	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 14	0	0	4	0	0	8	4	2	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 15	0	4	2	0	4	0	0	2	0	0	2	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 16	0	2	0	0	14	0	0	40	8	2	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 17	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 18	4	2	0	0	6	0	0	2	0	0	0	0	2	0
<i>Eunotia conectival</i> 19	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 20	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 21	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 22	0	0	0	0	10	0	0	6	0	2	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 23	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 24	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 25	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia conectival</i> 26	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia faba</i> Ehrenberg	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia femoriformes</i> (R.M.Patrick) Hustedt	6	0	0	1	76	2	0	49	6	0	6	0	10	0
<i>Eunotia flexuosa</i> (Brébisson ex Kützing) Kützing	0	0	1	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0
<i>Eunotia hirudo</i> Metzeltin & Lange-Beralot	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia inspectabilis</i> Metzeltin & Lange- Beralot	0	0	0	0	8	0	0	2	0	0	2	0	0	0
<i>Eunotia intermedia</i> (Krasske ex Hustedt) Nörpel & Lange-Beralot	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	0
<i>Eunotia naegelli</i> Migula	3	7	1	1	29	13	0	19	75	14	28	21	36	1

<i>Eunotia parasiolli</i> Metzeltin e Lange-Bertalot	28	2	2	7	18	1	4	35	5	4	17	5	25	12
<i>Eunotia pileus</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	2	0	0	5	0	0	0	0	0
<i>Eunotia rabenhorstiana</i> (Grunow) Hustedt	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia rabenhorstiana</i> var. <i>elongata</i> (Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	5	1	0	0
<i>Eunotia robusta</i> Ralfs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Eunotia romboidea</i> Hustedt	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia</i> sp Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunotia subarcuatoidea</i> Alles, Nörpel & Lange-Bertalot	3	1	20	0	1	25	1	25	4	10	1	2	7	0
<i>Eunotia trigibba</i> Hustedt	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Eunotia trigibba</i> var. <i>abrupta</i> Hustedt	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Eunotia yanomami</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	17	2	0	1	9	0	0	17	7	0	40	4	5	24
<i>Fallacia insociabilis</i> (Krasske) D.G.Mann	0	5	2	0	0	0	6	0	0	3	5	16	0	2
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & D.G.Mann	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Fallacia</i> sp	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Fragillaria conectival</i> 1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragillaria conectival</i> 2	0	0	0	0	0	10	2	0	16	2	0	0	0	0
<i>Fragillaria rolandschimdii</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4	0	1	0
<i>Frustulia</i> aff. <i>vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Frustulia</i> cf. <i>crassinervia</i> (Brébisson ex W.Smith) Lange-Bertalot & Krammer	1	8	7	0	2	46	0	5	55	13	8	9	53	11
<i>Frustulia krammerii</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	3	1	0	0	0	0	2	2	0	0	3	1	1	3
<i>Frustulia quadrisinuata</i> Lange-Bertalot	53	9	0	150	0	0	55	1	0	58	4	30	0	52
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	87	18	2	19	68	7	19	70	11	44	83	80	54	30

<i>Frustulia</i> sp 1	7	12	0	42	0	75	5	2	69	21	0	0	2	14
<i>Frustulia</i> sp 2	0	4	0	1	18	0	0	20	0	0	0	0	0	1
<i>Frustulia</i> sp 3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
<i>Gomphonema archaeovibrio</i> ssp. <i>acutivertex</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	1	1	0	0	0	0	0	3	0	1	1	5	1	2
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>lagenula</i> (Kützing) Frenguelli	0	3	6	1	0	0	9	0	0	4	0	4	1	3
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma obtusatum</i> (Sullivant & Wormley) C.S.Boyer	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halamphora</i> cf. <i>montana</i> (Krasske) Levkov	0	1	24	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Hantzschia amphyoaxis</i> (Ehrenberg) Grunow	0	4	1	0	0	0	1	0	0	7	0	0	5	3
<i>Kobayasiella micropunctata</i> (H.Germain) Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0
<i>Kobayasiella</i> sp	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luticola acidoclinata</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Luticola</i> cf. <i>mutica</i> (Kützing) D.G.Mann	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luticola deniseae</i> Wetzel, Van de Vijver & Ector	2	4	0	0	2	0	1	6	0	0	18	0	1	1
<i>Luticola permuticoides</i> Metzeltin & Lange- Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Luticola</i> sp	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula phylleptosoma</i> Lange-Bertalot	0	1	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Navicula</i> cf. <i>rivulorum</i> Lange-Bertalot & U. Rumrich	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Navicula</i> cf. <i>symmetrica</i> R.M.Patrick	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	22	36	0	66	1	0	8	0	0	18	2	0	0	9
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	5	12	8	8	3	2	157	16	0	38	3	74	9	33
<i>Navicula difficillima</i> Hustedt	0	0	3	0	0	1	1	0	0	1	0	6	1	0

<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula jacobii</i> Manguin	0	3	9	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Navicula longicephala</i> Hustedt	1	0	20	3	0	0	8	0	0	1	0	0	1	3
<i>Navicula longicephala</i> var. <i>vilaplanii</i> Lange-Bertalot & Sabater	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula vandamii</i> Schoeman & R.E.M.Archibald	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Nitzschia</i> cf. <i>brevissima</i> Grunow	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
<i>Nitzschia</i> cf. <i>kahlii</i> Lange-Bertalot & U.Rumrich	0	7	4	2	0	0	2	1	0	3	3	0	3	5
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	0	0	0	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nitzschia ignorata</i> Krasske	2	3	22	6	0	1	9	0	0	15	0	11	12	19
<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia nana</i> Grunow	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	2	21	22	4	1	1	3	6	2	20	25	19	23	44
<i>Nitzschia</i> sp 1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp 2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp 3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp 4	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp 5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp 6	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nupela paludigena</i> (R.P.Scherer) Lange- Bertalot	1	1	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nupela praecipua</i> (E.Reichardt) E.Reichardt	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0

<i>Nupela</i> sp	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Penada</i> conectival 1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> cf. <i>angustivalva</i> Krammer & Metzeltin	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> cf. <i>nobilefasciata</i> Krammer & Metzeltin	2	1	0	0	0	0	1	0	0	1	5	0	0	0
<i>Pinnularia</i> cf. <i>schoenfelder</i> Krammer	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> cf. <i>brauniana</i> (Grunow) F.W. Mills	0	2	3	0	0	13	0	1	22	0	0	1	10	0
<i>Pinnularia</i> cf. <i>brebissonii</i> (Kützing)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> cf. <i>delicata</i> Frenguelli	0	0	0	0	2	2	0	0	0	2	0	0	1	0
<i>Pinnularia</i> cf. <i>obscura</i> Krasske	0	3	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> cf. <i>pisciculus</i> var. <i>angusta</i> Krammer & Metzeltin	0	1	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 3	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 4	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 6	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 7	0	2	0	0	0	2	0	0	10	2	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 8	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 9	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 10	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 11	0	0	6	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0
<i>Pinnularia</i> conectival 12	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 13	0	0	22	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 14	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> conectival 15	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0





<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Sellaphora</i> aff. <i>pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora pupula</i> var. <i>pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	0	0	43	4	1	0	3	0	0	2	0	0	1	6
<i>Sellaphora pupula</i> var. <i>rostrata</i> (Hustedt) Aboal	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sellaphora rectangularis</i> (W.Gregory) Lange-Bertalot & Metzeltin	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Sem identificação 1	0	0	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Sem identificação 2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sem identificação 3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sem identificação 4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sem identificação 5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sem identificação 6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis</i> cf. <i>subobtusa</i> Hustedt	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis</i> cf. <i>sylviabonillae</i> D. Metzeltin, H. Lange-Bertalot & F. García-Rodríguez	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Stauroneis costaricana</i> Metzeltin & Lange- Bertalot	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	1
<i>Stauroneis</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Stenopterobia delicatissima</i> (F.W.Lewis) Brébisson ex Van Heurck	2	1	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	4
<i>Stenopterobia fusiformis</i> Siver & Camfield	0	0	0	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stenopterobia planctonica</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	0	27	0	13	4	0	21	0	0	9	3	3	2	30
<i>Stenopterobia</i> sp 1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stenopterobia</i> sp 2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stenopterobia</i> sp 3	0	0	0	0	0	6	0	0	1	0	0	0	3	0
<i>Surirella</i> conectival 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0

<i>Surirella</i> conectival 2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surrirela</i> cf. <i>splendidoides</i> Hustedt	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surrirela</i> cf. <i>tenera</i> W.Gregory	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Surrirela</i> sp 1	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surrirela</i> sp 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Surrirela</i> sp 3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surrirela</i> sp 4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surrirela</i> sp 5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tryblionella debilis</i> Arnott ex O'Meara	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vista conectival 1	4	0	11	0	0	8	0	0	13	0	0	0	0	2
Vista conectival 2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vista conectival 3	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vista conectival 4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vista conectival 5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vista conectival 6	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Nº de indivíduos	403	420	535	416	431	436	419	477	430	438	420	452	421	419
Riqueza	50	77	80	47	49	42	48	47	33	70	44	28	51	39
Diversidade de Shannon	2,90	3,60	3,54	2,51	2,98	2,67	2,58	3,12	2,78	3,39	3,05	2,58	3,09	3,02
Dominância	0,10	0,05	0,06	0,17	0,09	0,13	0,17	0,07	0,09	0,06	0,08	0,11	0,07	0,07

Anexo B. Lista dos táxons registrados com abundância acima de 5% nas quatro estações de coleta (E2-E5) da microbacia do Urumari no período de setembro/2018 a março/2019.

	Setembro				Outubro			Dezembro			Janeiro			
	E2	E3	E4	E5	E2	E4	E5	E2	E4	E5	E2	E3	E4	E5
<i>Achnathidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	0,00	0,24	17,38	1,20	0,00	0,00	0,48	0,42	0,00	1,60	0,00	0,00	0,24	0,95
<i>Brachysira procera</i> Lange-Bertalot & Gerd Moser	0,00	11,43	0,19	0,96	0,00	0,23	0,00	0,63	0,00	0,68	1,90	4,65	0,00	0,00
<i>Encyonopsis frequentiformes</i> Metzeltin & Krammer	0,74	0,24	0,00	2,40	0,23	0,00	5,25	0,21	0,47	2,28	3,57	0,44	3,09	1,91
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	1,49	2,62	3,74	0,72	0,23	0,00	0,72	2,31	0,00	1,83	1,67	5,09	0,95	3,34
<i>Eunotia</i> aff. <i>noerperliana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	8,44	1,43	0,00	0,48	2,32	2,29	0,72	5,24	1,86	1,83	0,24	0,00	1,43	1,91
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt	0,00	2,38	0,00	0,24	0,00	27,29	0,00	2,31	10,00	0,23	2,14	15,93	7,36	0,72
<i>Eunotia botuliformis</i> Wild, Norpel & Lange-Bertalot	11,41	2,38	0,00	5,05	11,60	5,05	6,44	8,39	4,42	9,13	11,67	7,74	10,21	11,46
<i>Eunotia</i> conectival 13	0,50	0,48	0,00	0,00	5,10	0,00	0,00	0,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eunotia</i> conectival 16	0,00	0,48	0,00	0,00	3,25	0,00	0,00	8,39	1,86	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eunotia femoriformes</i> (R.M.Patrick) Hustedt	1,49	0,00	0,00	0,24	17,63	0,46	0,00	10,27	1,40	0,00	1,43	0,00	2,38	0,00
<i>Eunotia naegelli</i> Migula	0,74	1,67	0,19	0,24	6,73	2,98	0,00	3,98	17,44	3,20	6,67	4,65	8,55	0,24
<i>Eunotia parasiolli</i> Metzeltin e Lange-Bertalot	6,95	0,48	0,37	1,68	4,18	0,23	0,95	7,34	1,16	0,91	4,05	1,11	5,94	2,86
<i>Eunotia subarcuatoides</i> Alles, Nörpel & Lange-Bertalot	0,74	0,24	3,74	0,00	0,23	5,73	0,24	5,24	0,93	2,28	0,24	0,44	1,66	0,00
<i>Eunotia yanomami</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	4,22	0,48	0,00	0,24	2,09	0,00	0,00	3,56	1,63	0,00	9,52	0,88	1,19	5,73

<i>Frustulia cf. crassinervia</i> (Brébisson ex W.Smith) Lange-Bertalot & Krammer	0,25	1,90	1,31	0,00	0,46	10,55	0,00	1,05	12,79	2,97	1,90	1,99	12,59	2,63
<i>Frustulia quadrisinuata</i> Lange- Bertalot	13,15	2,14	0,00	36,06	0,00	0,00	13,13	0,21	0,00	13,24	0,95	6,64	0,00	12,41
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	21,59	4,29	0,37	4,57	15,78	1,61	4,53	14,68	2,56	10,05	19,76	17,70	12,83	7,16
<i>Frustulia</i> sp 1	1,74	2,86	0,00	10,10	0,00	17,20	1,19	0,42	16,05	4,79	0,00	0,00	0,48	3,34
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	5,46	8,57	0,00	15,87	0,23	0,00	1,91	0,00	0,00	4,11	0,48	0,00	0,00	2,15
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange- Bertalot	1,24	2,86	1,50	1,92	0,70	0,46	37,47	3,35	0,00	8,68	0,71	16,37	2,14	7,88
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	0,50	5,00	4,11	0,96	0,23	0,23	0,72	1,26	0,47	4,57	5,95	4,20	5,46	10,50
<i>Pinnularia cf. brauniana</i> (Grunow) F.W. Mills	0,00	0,48	0,56	0,00	0,00	2,98	0,00	0,21	5,12	0,00	0,00	0,22	2,38	0,00
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	0,00	0,00	5,23	0,00	0,00	0,69	0,00	0,00	1,63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Placoneis merinenses</i> Metzeltin, Lange-Bertalot et Garcia-Rodriguez	0,00	9,29	2,43	0,48	0,00	0,00	1,91	0,00	0,00	0,23	1,67	0,22	0,24	0,95
<i>Sellaphora pupula</i> var. <i>pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	0,00	0,00	8,04	0,96	0,23	0,00	0,72	0,00	0,00	0,46	0,00	0,00	0,24	1,43
<i>Stenopterobia planctonica</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	0,00	6,43	0,00	3,13	0,93	0,00	5,01	0,00	0,00	2,05	0,71	0,66	0,48	7,16

Anexo C. Ocorrência dos táxons registrados nas quatro estações de coleta (E2-E5) microbacia do Urumari. +=presença; -=ausência; IC= Índice de

Constância; F= frequentes; C= constantes; E= esporádicas; R=raras.

Táxons	Setembro				Outubro			Dezembro			Janeiro				IC	
	E2	E3	E4	E5	E2	E4	E5	E2	E4	E5	E2	E3	E4	E5		
<i>Achnanthes conectival</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Achnathidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	-	+	+	+	-	-	+	+	-	+	-	-	+	+	57,14	F
<i>Actinella brasiliensis</i> Grunow	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	+	28,57	E
<i>Actinella guianensis</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	14,29	E
<i>Actinella lima</i> Kociolek	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Actinella mirabilis</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	21,43	E
<i>Actinella conectival</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simonsen	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Brachysira brebissonni</i> H. Lange-Bertalot & G. Moser	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	7,14	R
<i>Brachysira neoxilis</i> Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	14,29	E
<i>Brachysira procera</i> Lange-Bertalot & Gerd Moser	-	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	-	57,14	F
<i>Brachysira</i> sp 1	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	+	-	35,71	F
<i>Brachysira</i> sp 2	-	+	-	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	28,57	E
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Chamaepinnularia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	7,14	R
<i>Craticula riparia</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	-	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	78,57	C
<i>Cymbopleura</i> aff. <i>declivis</i> Metzeltin & Krammer	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R

<i>Diadasmus confervacea</i> Kützing	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	14,29	E
<i>Diadasmus contenta</i> (Grunow) D.G.Mann	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	42,86	F
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Encyonopsis frequentiformis</i> Metzeltin & Krammer	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	85,71	C
<i>Encyonopsis krasskei</i> Krammer	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot in Moser, Lange-Bertalot & Metzeltin	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	85,71	C
<i>Eunotia</i> aff. <i>noerperliana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	85,71	C
<i>Eunotia</i> aff. <i>monodon</i> Ehrenberg	+	-	-	-	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-	50,00	F
<i>Eunotia bicornigera</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	28,57	E
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt	-	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	71,43	C
<i>Eunotia botuliformis</i> Wild, Norpel & Lange-Bertalot	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	92,86	C
<i>Eunotia braunii</i> Hustedt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia</i> cf. <i>minor</i> (Kützing) Grunow	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia</i> cf. <i>charlesii</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	21,43	E
<i>Eunotia</i> cf. <i>meridiana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	57,14	F
<i>Eunotia</i> conectival 1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia</i> conectival 2	+	-	-	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	35,71	F
<i>Eunotia</i> conectival 3	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia</i> conectival 4	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia</i> conectival 5	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	+	-	+	28,57	E
<i>Eunotia</i> conectival 6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	7,14	R
<i>Eunotia</i> conectival 7	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R

<i>Eunotia conectival</i> 8	+	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	35,71	F
<i>Eunotia conectival</i> 9	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	21,43	E
<i>Eunotia conectival</i> 10	+	-	+	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	35,71	F
<i>Eunotia conectival</i> 11	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia conectival</i> 12	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia conectival</i> 13	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	28,57	E
<i>Eunotia conectival</i> 14	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	28,57	E
<i>Eunotia conectival</i> 15	-	+	+	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	35,71	F
<i>Eunotia conectival</i> 16	-	+	-	-	+	-	-	+	+	+	-	-	-	-	35,71	F
<i>Eunotia conectival</i> 17	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia conectival</i> 18	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	+	-	35,71	F
<i>Eunotia conectival</i> 19	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia conectival</i> 20	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia conectival</i> 21	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia conectival</i> 22	-	-	-	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	21,43	E
<i>Eunotia conectival</i> 23	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Eunotia conectival</i> 24	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia conectival</i> 25	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia conectival</i> 26	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia faba</i> Ehrenberg	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia femoriformes</i> (R.M.Patrick) Hustedt	+	-	-	+	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	57,14	F
<i>Eunotia flexuosa</i> (Brébisson ex Kützing) Kützing	-	-	+	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	21,43	E
<i>Eunotia hirudo</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia inspectabilis</i> Metzeltin & Lange- Bertalot	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	21,43	E
<i>Eunotia intermedia</i> (Krasske ex Hustedt) Nörpel & Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	21,43	E



<i>Eunotia naegelli</i> Migula	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	92,86	C
<i>Eunotia parasiolli</i> Metzeltin e Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100,00	C
<i>Eunotia pileus</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Eunotia rabenhorstiana</i> (Grunow) Hustedt	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia rabenhorstiana</i> var. <i>elongata</i> (Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	-	-	28,57	E
<i>Eunotia robusta</i> Ralfs	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia romboidea</i> Hustedt	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Eunotia</i> sp	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia subarcuatoidea</i> Alles, Nörpel & Lange-Bertalot	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	85,71	C
<i>Eunotia trigibba</i> Hustedt	-	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	21,43	E
<i>Eunotia trigibba</i> var. <i>abrupta</i> Hustedt	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Eunotia yanomami</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+	71,43	C
<i>Fallacia insociabilis</i> (Krasske) D.G.Mann	-	+	+	-	-	-	+	-	-	+	+	+	-	+	50,00	F
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & D.G.Mann	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	14,29	E
<i>Fallacia</i> sp	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	14,29	E
<i>Fragillaria conectival</i> 1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Fragillaria conectival</i> 2	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	-	-	28,57	E
<i>Fragilaria rolandschimdii</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	21,43	E
<i>Frustulia</i> aff. <i>vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Frustulia</i> cf. <i>crassinervia</i> (Brébisson ex W.Smith) Lange-Bertalot & Krammer	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	85,71	C
<i>Frustulia krammerii</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+	57,14	F
<i>Frustulia quadrisinuata</i> Lange-Bertalot	+	+	-	+	-	-	+	+	-	+	+	+	-	+	64,29	F

<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100,00	C
<i>Frustulia</i> sp 1	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	-	-	+	+	71,43	C
<i>Frustulia</i> sp 2	-	+	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	35,71	F
<i>Frustulia</i> sp 3	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	14,29	E
<i>Gomphonema archaevibrio</i> ssp. acutivertex Metzeltin & Lange-Bertalot	+	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	+	57,14	F
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>lagenula</i> (Kützing) Frenguelli	-	+	+	+	-	-	+	-	-	+	-	+	+	+	57,14	F
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21,43	E
<i>Gyrosigma obtusatum</i> (Sullivant & Wormley) C.S.Boyer	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Halumphora</i> cf. <i>montana</i> (Krasske) Levkov	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+	42,86	F
<i>Hantzschia amphyoaxis</i> (Ehrenberg) Grunow	-	+	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	+	42,86	F
<i>Kobayasiella micropunctata</i> (H.Germain) Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-	21,43	E
<i>Kobayasiella</i> sp	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Luticola acidoclinata</i> Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	14,29	E
<i>Luticola</i> cf. <i>mutica</i> (Kützing) D.G.Mann	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Luticola deniseae</i> Wetzel, Van de Vijver & Ector	+	+	-	-	+	-	+	+	-	-	+	-	+	+	57,14	F
<i>Luticola permuticoides</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	7,14	R
<i>Luticola</i> sp	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Navicula phylleptosoma</i> Lange-Bertalot	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	21,43	E
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	7,14	R
<i>Navicula</i> cf. <i>rivulorum</i> Lange-Bertalot & U. Rumrich	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Navicula</i> cf. <i>symmetrica</i> R.M.Patrick	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	+	+	-	+	+	-	+	-	-	+	2	-	-	+	64,29	F
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	92,86	C

<i>Navicula difficillima</i> Hustedt	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+	-	+	+	-	42,86	F
<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Navicula jacobii</i> Manguin	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	21,43	E
<i>Navicula longicephala</i> Hustedt	+	-	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	+	50,00	F
<i>Navicula longicephala</i> var. <i>vilaplantii</i> Lange-Bertalot & Sabater	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	21,43	E
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Navicula vandamii</i> Schoeman & R.E.M.Archibald	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	7,14	R
<i>Nitzschia</i> cf. <i>brevissima</i> Grunow	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	28,57	E
<i>Nitzschia</i> cf. <i>kahlui</i> Lange-Bertalot & U.Rumrich	-	+	+	+	-	-	+	+	-	+	+	-	+	+	64,29	F
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	14,29	E
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	14,29	E
<i>Nitzschia ignorata</i> Krasske	+	+	+	+	-	+	+	-	-	+	-	+	+	+	71,43	C
<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Nitzschia nana</i> Grunow	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	14,29	E
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100,00	C
<i>Nitzschia</i> sp 1	+	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21,43	E
<i>Nitzschia</i> sp 2	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Nitzschia</i> sp 3	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Nitzschia</i> sp 4	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	28,57	E
<i>Nitzschia</i> sp 5	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Nitzschia</i> sp 6	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Nupela paludigena</i> (R.P.Scherer) Lange- Bertalot	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	35,71	F

<i>Nupela praecipua</i> (E.Reichardt) E.Reichardt	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	14,29	E
<i>Nupela</i> sp	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Penada</i> conectival 1	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> cf. <i>angustivalva</i> Krammer & Metzeltin	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Pinnularia</i> cf. <i>nobilefasciata</i> Krammer & Metzeltin	2	+	-	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	42,86	F
<i>Pinnularia</i> cf. <i>schoenfelderii</i> Krammer	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> cf. <i>brauniana</i> (Grunow) F.W. Mills	-	+	+	-	-	+	-	+	+	-	-	+	+	-	50,00	F
<i>Pinnularia</i> cf. <i>brebissonii</i> (Kützing)	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> cf. <i>delicata</i> Frenguelli	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-	-	+	-	28,57	E
<i>Pinnularia</i> cf. <i>obscura</i> Krasske	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	21,43	E
<i>Pinnularia</i> cf. <i>pisciculus</i> var. <i>angusta</i> Krammer & Metzeltin	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	21,43	E
<i>Pinnularia</i> conectival 1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> conectival 2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> conectival 3	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> conectival 4	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	21,43	E
<i>Pinnularia</i> conectival 5	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> conectival 6	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> conectival 7	-	+	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	28,57	E
<i>Pinnularia</i> conectival 8	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> conectival 9	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Pinnularia</i> conectival 10	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> conectival 11	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	21,43	E
<i>Pinnularia</i> conectival 12	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> conectival 13	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E

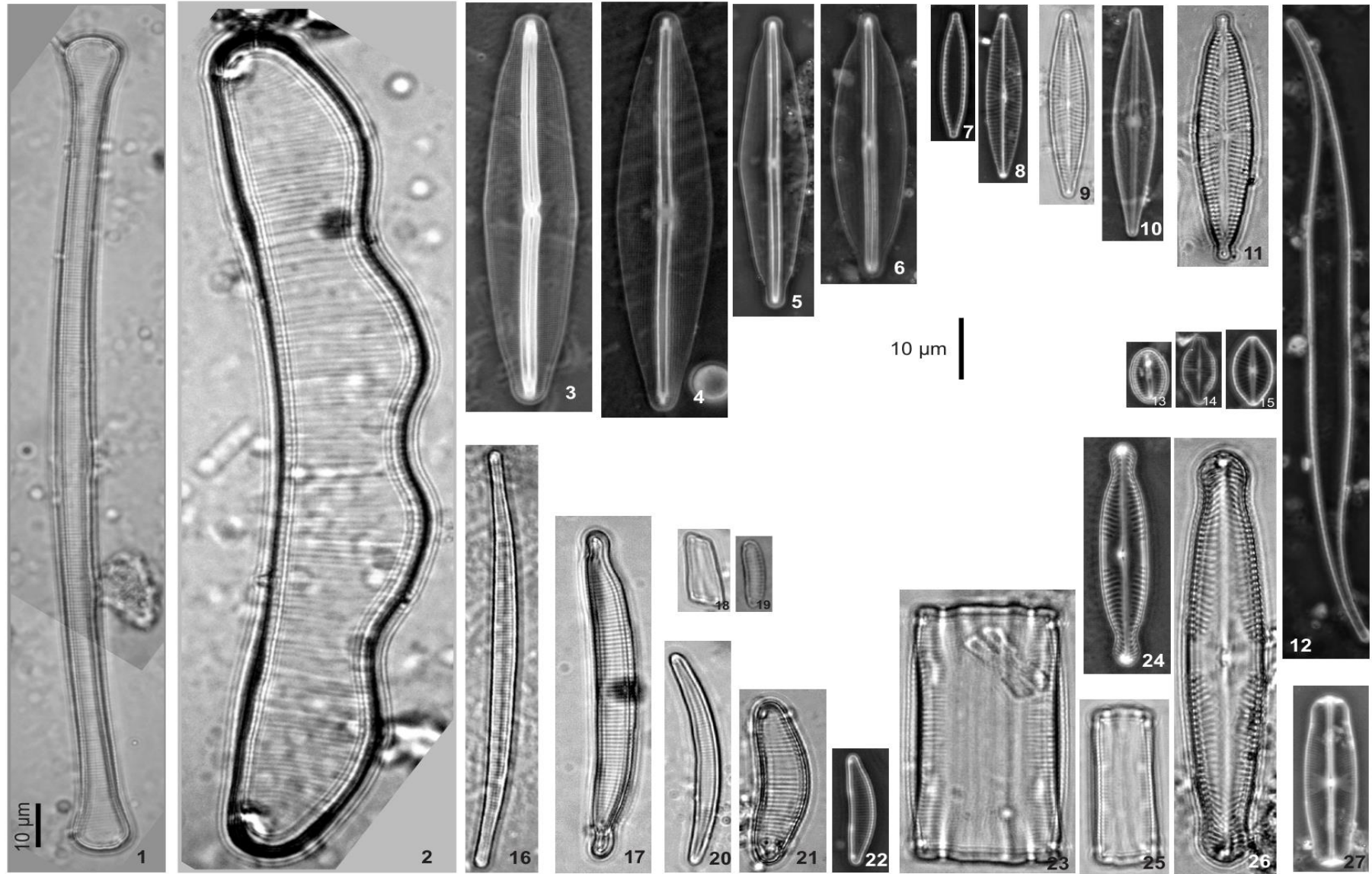
<i>Pinnularia conectival</i> 14	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia conectival</i> 15	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	14,29	E
<i>Pinnularia conectival</i> 16	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia conectival</i> 17	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Pinnularia conectival</i> 18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia divergens</i> aff. <i>media</i> Krammer	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia globiceps</i> var. <i>linearis</i> Krammer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia hemipteriformis</i> Krammer & Metzeltin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	7,14	R
<i>Pinnularia interruptiformis</i> Krammer	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia macilenta</i> Ehrenberg	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	21,43	E
<i>Pinnularia neglectiformis</i> Krammer	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	21,43	E
<i>Pinnularia obtusicuneata</i> H. Lange-Bertalot, K. Krammer & Rumrich	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Pinnularia</i> sp 1	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> sp 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> sp 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> sp 4	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> sp 5	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia</i> sp 6	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia subcapitata</i> W.Gregory	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Pinnularia subcapitata</i> var. <i>elongata</i> Krammer	-	-	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	21,43	E
<i>Placoneis</i> cf. <i>undulata</i> (Østrup) Lange-Bertalot	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	14,29	E
<i>Placoneis conveniens</i> (Hustedt) Metzeltin & Lange-Bertalot	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	21,43	E
<i>Placoneis merinensis</i> Metzeltin, Lange-Bertalot et Garcia-Rodriguez	-	+	+	+	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	64,29	F

<i>Platessa cf. cataractarum</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	7,14	R
<i>Sellaphora aff. pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Sellaphora pupula</i> var. <i>pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	-	-	+	+	+	-	+	-	-	+	-	-	+	+	50,00	F
<i>Sellaphora pupula</i> var. <i>rostrata</i> (Hustedt) Aboal	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Sellaphora rectangularis</i> (W.Gregory) Lange-Bertalot & Metzeltin	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	14,29	E
Sem identificação 1	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	14,29	E
Sem identificação 2	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
Sem identificação 3	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
Sem identificação 4	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
Sem identificação 5	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	7,14	R
Sem identificação 6	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Stauroneis cf. subobtusa</i> Hustedt	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Stauroneis cf. sylviabonillae</i> D. Metzeltin, H. Lange-Bertalot & F. García-Rodríguez	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Stauroneis costaricana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	21,43	E
<i>Stauroneis</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Stenopterobia delicatissima</i> (F.W.Lewis) Brébisson ex Van Heurck	+	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	35,71	F
<i>Stenopterobia fusiformis</i> Siver & Camfield	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Stenopterobia planctonica</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	-	+	-	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+	64,29	F
<i>Stenopterobia</i> sp 1	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Stenopterobia</i> sp 2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R

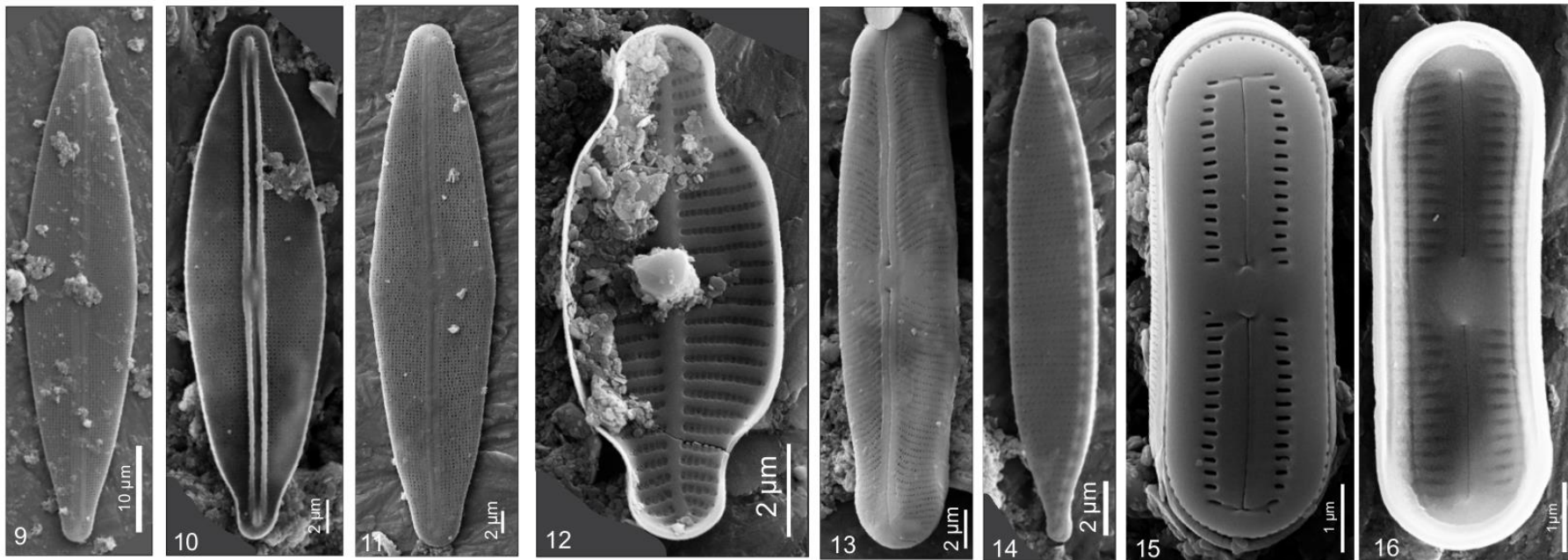
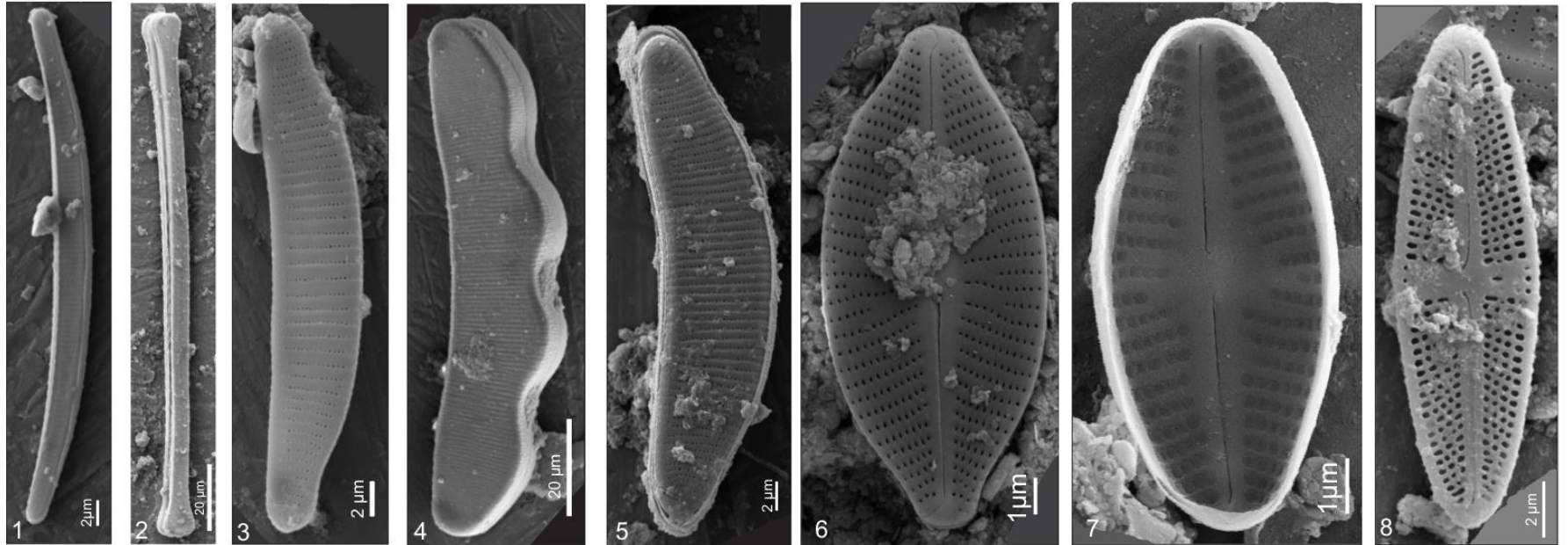
<i>Stenopterobia</i> sp 3	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	-	21,43	E
<i>Surirella</i> conectival 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Surirella</i> conectival 2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Surrirela</i> cf. <i>splendidoides</i> Hustedt	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Surrirela</i> cf. <i>tenera</i> W.Gregory	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Surrirela</i> sp 1	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	14,29	E
<i>Surrirela</i> sp 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	7,14	R
<i>Surrirela</i> sp 3	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Surrirela</i> sp 4	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Surrirela</i> sp 5	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
<i>Tryblionella debilis</i> Arnott ex O'Meara	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
Vista conectival 1	+	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	+	35,71	F
Vista conectival 2	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
Vista conectival 3	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
Vista conectival 4	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
Vista conectival 5	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R
Vista conectival 6	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	7,14	R

Anexo D. Microscopia óptica das 26 espécies com abundância acima de 5 %. 1. *Eunotia femoriformis*; 2. *Eunotia yanomani*; 3. *Frustulia quadrisinuata*; 4. *Frustulia saxonica*; 5. *Frustulia sp 1*; 6. *Frustulia cf. crassinervia*; 7. *Nitzschia palea*; 8. *Navicula cryptocephala*; 9. *Navicula cryptotenella*; 10. *Brachysira procera*; 11. *Encyonopsis frequentiformis*; 12. *Stenopterobia planctonica*; 13. *Eolimna minima*; 14. *Achnathidium exiguum*; 15. *Placoneis merinensis*; 16. *Eunotia naegelli*; 17. *Eunotia parasiolli*; 18. *Eunotia botuliformis* vista conectival; 19. *Eunotia botuliformis*; 20. *Eunotia bilunaris*; 21. *Eunotia cf. noerpeliana*; 22. *Eunotia subarcuatoides*; 23. *Eunotia* conectival 13; 24. *Pinnularia cf. brauniana*; 25. *Eunotia* conectival 16; 26. *Pinnularia microstauron*; 27. *Sellaphora pupula*.





Anexo E. Prancha 2. Microscopia eletrônica de varredura de alguns táxons registrados nas estações. 1. *Eunotia bilunaris*; 2. *E. femoriformis*; 3. *E. parasiolli*; 4. *E. yanomani*; 5. *E. cf. noerpeliana*; 6. *Placoneis merinensis*; 7. *Eolimna minima*; 8. *Luticola denisiae*; 9. *Frustulia saxonica*; 10. *F. cf. crassinervia*; 11. *F. quadrisinuata*; 12. *Achnathidium exiguum*; 13. *Sellaphora pupula*; 14. *Nitzschia palea*; 15. *Diadesmis contenta vista externa*; 16. *D. contenta vista interna*.



### Anexo F. Análise TWINSPAN

```
***** TWINSPAN for Windows 2.3 *****
* Following analysis log is described in more detail *
* in the user's guide, located in the following file:*
* C:\Program Files (x86)\WinTWINS\userguid.pdf
*****
TWINSPAN - Mark O.Hill & modified by C.J.F. ter Braak and H.J.B. Birks and Petr Smilauer
```

Version 2.3- August 2005

This version of TWINSPAN allows you to specify WEIGHTS for samples and species at the input device

Number of cut levels: 5

Cut levels: 0.00 2.00 5.00 10.00 20.00

Reading data matrix from device 5  
abund

Input data file :  
Title : abund  
Format : (I7,1X,10F7.2,2(/8X,(10F7.2)))

Number of samples 14

Number of species 26

Length of raw data array	526										
1490	3	740	4	1490	5	8440	7	11410	8	500	10
13150	11	740	12	6950	13	740	14	4220	15	250	16
1	17	21590	18	1740	19	5460	20	1240	21	500	-1
7	240	2	11430	3	240	4	2620	5	1430	6	2380
14	2380	8	480	9	480	11	1670	12	480	13	240
20	480	15	1900	16	2140	17	4290	18	2860	19	8570
17380	2860	21	5000	22	480	24	9290	26	6430	-1	1
1310	2	190	4	3740	11	190	12	370	13	3740	15
2430	17	370	20	1500	21	4110	22	560	23	5230	24
5	25	8040	-1	1	1200	2	960	3	2400	4	720

.	24	1670	26	710	-1	2	4650	3	440	4	5090
6	15930	7	7740	11	4650	12	1110	13	440	14	880
15	1990	16	6640	17	17700	20	16370	21	4200	22	220
24	220	26	660	-1	1	240	3	3090	4	950	5
1430	6	7360	7	10210	10	2380	11	8550	12	5940	13
1660	14	1190	15	12590	17	12830	18	480	20	2140	21
5460	22	2380	24	240	25	240	26	480	-1	1	950
3	1910	4	3340	5	1910	6	720	7	11460	11	240
12	2860	14	5730	15	2630	16	12410	17	7160	18	3340
19	2150	20	7880	21	10500	24	950	25	1430	26	7160
-1											

SPECIES NAMES

1 Acex	2 Brpr	3 Enfr	4 Eomi	5 Euno	6 Eubi	7 Eubo	8
9 Ec13	10 Eufe	11 Euna	12 Eupa	13 Eusu	14 Euya	15 Frcr	16
17 Frsa	18 Frsp	19 Nacr	20 Ncry	21 Nipa	22 Pibr	23 Pimi	24
25 Sepu	26 Stpl						

SAMPLE NAMES  
 1 E2SET | 2 E3SET | 3 E4SET | 4 E5SET | 5 E2OUT | 6 E4OUT | 7 E5OUT  
 8 E2DEZ | 9 E4DEZ | 10 E5DEZ | 11 E2JAN | 12 E3JAN | 13 E4JAN | 14 E5JAN

Omitted samples:  
 End of list of omissions

Omitted species:  
 End of list of omissions  
 Minimum group size for division: 5  
 Maximum number of indicators per division: 5  
 Maximum number of species in final tabulation: 100  
 Maximum level of divisions: 6  
 Machine readable copy is wanted  
 Weights for levels of pseudospecies:  
 1.0000 1.0000 1.0000 1.0000 1.0000  
 Indicator potentials for cut levels:  
 1 1 1 1 1  
 Species omitted from the list of potential indicators  
 End of list of omissions

Length of data array after defining pseudospecies 510  
 Total number of species and pseudospecies 95  
 Number of species, excluding pseudospecies and ones with no occurrences 26  
 Sample weights:  
 Species weights:

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

DIVISION 1 (N= 14) I.E. GROUP \*  
 Eigenvalue 0.269 at iteration 7  
 INDICATORS, together with their SIGN  
 Pimi 1(+)  
 Maximum indicator score for negative group 0 Minimum indicator score for positive group 1  
 Items in NEGATIVE group 2 (N= 11) i.e. group \*0  
 E2SET E3SET E5SET E2OUT E5OUT E2DEZ E5DEZ E2JAN E3JAN E4JAN E5JAN  
 Items in POSITIVE group 3 (N= 3) i.e. group \*1  
 E4SET E4OUT E4DEZ

NEGATIVE PREFERENTIALS  
 Enfr 1( 11, 1) Eomi 1( 11, 1) Ec13 1( 4, 0) Euya 1( 9, 1) Frqu 1( 9, 0) Nacr 1( 8, 0)  
 Plme 1( 8, 1) Stpl 1( 9, 0) Enfr 2( 5, 0) Eufe 2( 3, 0) Eupa 2( 6, 0) Euya 2( 5, 0)  
 Frqu 2( 7, 0) Frsa 2( 11, 1) Nacr 2( 5, 0) Ncry 2( 7, 0) Stpl 2( 5, 0) Eubo 3( 10, 1)  
 Eupa 3( 3, 0) Frqu 3( 6, 0) Frsa 3( 8, 0) Nacr 3( 3, 0) Ncry 3( 4, 0) Nipa 3( 4, 0)  
 Stpl 3( 3, 0) Eubo 4( 5, 0) Frqu 4( 5, 0) Frsa 4( 7, 0)

POSITIVE PREFERENTIALS  
 Pibr 1( 4, 3) Pimi 1( 0, 3) Acex 2( 0, 1) Eusu 2( 2, 2) Frcr 2( 3, 2) Pibr 2( 1, 2)  
 Pimi 2( 0, 1) Plme 2( 1, 1) Sepu 2( 0, 1) Acex 3( 0, 1) Eubi 3( 2, 2) Eusu 3( 1, 1)  
 Frcr 3( 1, 2) Frsp 3( 1, 2) Pibr 3( 0, 1) Pimi 3( 0, 1) Sepu 3( 0, 1) Acex 4( 0, 1)  
 Eubi 4( 1, 2) Euna 4( 0, 1) Frcr 4( 1, 2) Frsp 4( 1, 2) Eubi 5( 0, 1)

NON-PREFERENTIALS  
 Acex 1( 7, 1) Brpr 1( 6, 2) Euno 1( 10, 2) Eubi 1( 8, 2) Eubo 1( 11, 2) Ec16 1( 4, 1)  
 Eufe 1( 6, 2) Euna 1( 10, 3) Eupa 1( 11, 3) Eusu 1( 9, 3) Frcr 1( 9, 3) Frsa 1( 11, 3)  
 Frsp 1( 8, 2) Ncry 1( 11, 2) Nipa 1( 11, 3) Sepu 1( 6, 1) Eomi 2( 4, 1) Euno 2( 3, 1)  
 Eubi 2( 5, 2) Eubo 2( 11, 2) Euna 2( 6, 2) Frsp 2( 4, 2) Nipa 2( 6, 1) Euna 3( 3, 1)

End of level 1

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

DIVISION 2 (N= 11) I.E. GROUP \*0  
 Eigenvalue 0.241 at iteration 4

INDICATORS, together with their SIGN

Eufe 1(+) Eupa 2(+)  
 Maximum indicator score for negative group 1 Minimum indicator score for positive group 2

Items in NEGATIVE group 4 (N= 6) i.e. group \*00  
 E3SET E5SET E5OUT E5DEZ E3JAN E5JAN

Items in POSITIVE group 5 (N= 5) i.e. group \*01  
 E2SET E2OUT E2DEZ E2JAN E4JAN

NEGATIVE PREFERENTIALS

Acex 1( 5, 2) Plme 1( 6, 2) Brpr 2( 2, 0) Eomi 2( 3, 1) Frqu 2( 6, 1) Frsp 2( 4, 0)  
 Nacr 2( 4, 1) Ncry 2( 5, 2) Stpl 2( 5, 0) Frqu 3( 5, 1) Ncry 3( 4, 0) Stpl 3( 3, 0)  
 Frqu 4( 4, 1) Ncry 4( 2, 0)

POSITIVE PREFERENTIALS

Ec13 1( 1, 3) Eufe 1( 1, 5) Euno 2( 0, 3) Ec16 2( 0, 2) Eufe 2( 0, 3) Euna 2( 2, 4)  
 Eupa 2( 1, 5) Euya 2( 1, 4) Euno 3( 0, 2) Eufe 3( 0, 2) Euna 3( 0, 3) Eupa 3( 0, 3)  
 Frsa 3( 3, 5) Eubo 4( 1, 4) Eufe 4( 0, 2) Frsa 4( 2, 5)

NON-PREFERENTIALS

Brpr 1( 4, 2) Enfr 1( 6, 5) Eomi 1( 6, 5) Euno 1( 5, 5) Eubi 1( 5, 3) Eubo 1( 6, 5)  
 Ec16 1( 2, 2) Euna 1( 5, 5) Eupa 1( 6, 5) Eusu 1( 4, 5) Euya 1( 4, 5) Frcr 1( 4, 5)  
 Frqu 1( 6, 3) Frsa 1( 6, 5) Frsp 1( 5, 3) Nacr 1( 5, 3) Ncry 1( 6, 5) Nipa 1( 6, 5)  
 Pibr 1( 2, 2) Sepu 1( 4, 2) Stpl 1( 6, 3) Enfr 2( 3, 2) Eubi 2( 2, 3) Eubo 2( 6, 5)  
 Frcr 2( 2, 1) Frsa 2( 6, 5) Nipa 2( 4, 2) Eubo 3( 5, 5) Nacr 3( 2, 1) Nipa 3( 2, 2)

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

DIVISION 3 (N= 3) I.E. GROUP \*1  
 DIVISION FAILS - There are too few items

End of level 2

\*\*\*\*\*  
 \*\*\*\*\*

DIVISION 4 (N= 6) I.E. GROUP \*00  
 Eigenvalue 0.222 at iteration 4  
 INDICATORS, together with their SIGN  
 Pibr 1(-)  
 Maximum indicator score for negative group -1 Minimum indicator score for positive group 0

Items in NEGATIVE group 8 (N= 2) i.e. group \*000  
 E3SET E3JAN

Items in POSITIVE group 9 (N= 4) i.e. group \*001  
 E5SET E5OUT E5DEZ E5JAN

NEGATIVE PREFERENTIALS

Brpr 1( 2, 2) Ec13 1( 1, 0) Ec16 1( 1, 1) Eusu 1( 2, 2) Euya 1( 2, 2) Frcr 1( 2, 2)  
 Pibr 1( 2, 0) Brpr 2( 2, 0) Eomi 2( 2, 1) Eubi 2( 2, 0) Euna 2( 1, 1) Nipa 2( 2, 2)  
 Plme 2( 1, 0) Brpr 3( 1, 0) Eomi 3( 1, 0) Eubi 3( 1, 0) Nacr 3( 1, 1) Nipa 3( 1, 1)  
 Plme 3( 1, 0) Brpr 4( 1, 0) Eubi 4( 1, 0) Frsa 4( 1, 1) Ncry 4( 1, 1)

POSITIVE PREFERENTIALS

Acex 1( 1, 4) Euno 1( 1, 4) Eufe 1( 0, 1) Frsp 1( 1, 4) Nacr 1( 1, 4) Sepu 1( 0, 4)  
 Enfr 2( 0, 3) Eupa 2( 0, 1) Eusu 2( 0, 1) Euya 2( 0, 1) Frcr 2( 0, 2) Stpl 2( 1, 4)  
 Enfr 3( 0, 1) Eubo 3( 1, 4) Euya 3( 0, 1) Frqu 3( 1, 4) Frsp 3( 0, 1) Eubo 4( 0, 1)  
 Frqu 4( 0, 4) Frsp 4( 0, 1) Nacr 4( 0, 1) Nipa 4( 0, 1) Frqu 5( 0, 1) Ncry 5( 0, 1)

NON-PREFERENTIALS

Enfr 1( 2, 4) Eomi 1( 2, 4) Eubi 1( 2, 3) Eubo 1( 2, 4) Euna 1( 2, 3) Eupa 1( 2, 4)  
 Frqu 1( 2, 4) Frsa 1( 2, 4) Ncry 1( 2, 4) Nipa 1( 2, 4) Plme 1( 2, 4) Stpl 1( 2, 4)

Eubo 2( 2, 4) Frqu 2( 2, 4) Frsa 2( 2, 4) Frsp 2( 1, 3) Nacr 2( 1, 3) Ncry 2( 2, 3)  
 Frsa 3( 1, 2) Ncry 3( 1, 3) Stpl 3( 1, 2)  
 \*\*\*\*\*

DIVISION 5 (N= 5) I.E. GROUP \*01  
 Eigenvalue 0.262 at iteration 1  
 INDICATORS, together with their SIGN  
 Ec13 1(+)  
 Maximum indicator score for negative group 0 Minimum indicator score for positive group 1

Items in NEGATIVE group 10 (N= 2) i.e. group \*010  
 E2JAN E4JAN

Items in POSITIVE group 11 (N= 3) i.e. group \*011  
 E2SET E2OUT EZDEZ

NEGATIVE PREFERENTIALS  
 Eubi 1( 2, 1) Plme 1( 2, 0) Stpl 1( 2, 1) Enfr 2( 2, 0) Eubi 2( 2, 1) Frcr 2( 1, 0)  
 Nipa 2( 2, 0) Pibr 2( 1, 0) Eubi 3( 1, 0) Euna 3( 2, 1) Euya 3( 1, 0) Frcr 3( 1, 0)  
 Nipa 3( 2, 0) Frcr 4( 1, 0)

POSITIVE PREFERENTIALS  
 Ec13 1( 0, 3) Ec16 1( 0, 2) Eomi 2( 0, 1) Euno 2( 0, 3) Ec13 2( 0, 1) Ec16 2( 0, 2)  
 Eusu 2( 0, 1) Euya 2( 1, 3) Frqu 2( 0, 1) Nacr 2( 0, 1) Euno 3( 0, 2) Ec13 3( 0, 1)  
 Ec16 3( 0, 1) Eufe 3( 0, 2) Eusu 3( 0, 1) Frqu 3( 0, 1) Nacr 3( 0, 1) Eufe 4( 0, 2)  
 Frqu 4( 0, 1) Frsa 5( 0, 1)

NON-PREFERENTIALS  
 Acex 1( 1, 1) Brpr 1( 1, 1) Enfr 1( 2, 3) Eomi 1( 2, 3) Euno 1( 2, 3) Eubo 1( 2, 3)  
 Eufe 1( 2, 3) Euna 1( 2, 3) Eupa 1( 2, 3) Eusu 1( 2, 3) Euya 1( 2, 3) Frcr 1( 2, 3)  
 Frqu 1( 1, 2) Frsa 1( 2, 3) Frsp 1( 1, 2) Nacr 1( 1, 2) Ncry 1( 2, 3) Nipa 1( 2, 3)  
 Pibr 1( 1, 1) Sepu 1( 1, 1) Eubo 2( 2, 3) Eufe 2( 1, 2) Euna 2( 2, 2) Eupa 2( 2, 3)  
 Frsa 2( 2, 3) Ncry 2( 1, 1) Eubo 3( 2, 3) Eupa 3( 1, 2) Frsa 3( 2, 3) Eubo 4( 2, 2)  
 Frsa 4( 2, 3)

End of level 3

\*\*\*\*\*

DIVISION 8 (N= 2) I.E. GROUP \*000  
 DIVISION FAILS - There are too few items

DIVISION 9 (N= 4) I.E. GROUP \*001  
 DIVISION FAILS - There are too few items

DIVISION 10 (N= 2) I.E. GROUP \*010  
 DIVISION FAILS - There are too few items

DIVISION 11 (N= 3) I.E. GROUP \*011  
 DIVISION FAILS - There are too few items

This is the end of the divisions requested

\*\*\*\*\*

DIVISION 1 (N= 26) I.E. GROUP \*  
 Eigenvalue 0.603 at iteration 4

Items in NEGATIVE group 2 (N= 17) i.e. group \*0  
 Brpr Enfr Eomi Euno Eubo Ec13 Ec16 Eufe Eupa Euya

```

Frqu
FrSa      Nacr      Ncry      Nipa      Plme      Stpl
Items in POSITIVE group 3 (N= 9)      i.e. group *1
Acex      Eubi      Euna      Eusu      FrCr      FrSp      Pibr      Pimi      Sepu
      End of level 1
*****
DIVISION 2 (N= 17)      I.E. GROUP *0
Eigenvalue 0.449 at iteration 3
Items in NEGATIVE group 4 (N= 7)      i.e. group *00
Enfr      Ec13      Frqu      Frsa      Nacr      Ncry      Stpl
Items in POSITIVE group 5 (N= 10)      i.e. group *01
Brpr      Eomi      Euno      Eubo      Ec16      Eufe      Eupa      Euya      Nipa      Plme
*****
DIVISION 3 (N= 9)      I.E. GROUP *1
Eigenvalue 0.492 at iteration 2
Items in NEGATIVE group 6 (N= 6)      i.e. group *10
Acex      Eubi      Frsp      Pibr      Pimi      Sepu
Items in POSITIVE group 7 (N= 3)      i.e. group *11
Euna      Eusu      FrCr
      End of level 2
*****
DIVISION 4 (N= 7)      I.E. GROUP *00
Eigenvalue 0.245 at iteration 2
Items in NEGATIVE group 8 (N= 4)      i.e. group *000
Ec13      Frqu      Nacr      Stpl
Items in POSITIVE group 9 (N= 3)      i.e. group *001
Enfr      Frsa      Ncry
*****
DIVISION 5 (N= 10)      I.E. GROUP *01
Eigenvalue 0.450 at iteration 3
Items in NEGATIVE group 10 (N= 5)      i.e. group *010
Euno      Ec16      Eufe      Eupa      Euya
Items in POSITIVE group 11 (N= 5)      i.e. group *011
Brpr      Eomi      Eubo      Nipa      Plme
*****
DIVISION 6 (N= 6)      I.E. GROUP *10
Eigenvalue 0.325 at iteration 1
Items in NEGATIVE group 12 (N= 3)      i.e. group *100
Acex      Frsp      Sepu
Items in POSITIVE group 13 (N= 3)      i.e. group *101
Eubi      Pibr      Pimi
*****
DIVISION 7 (N= 3)      I.E. GROUP *11
DIVISION FAILS - There are too few items
      End of level 3
*****
DIVISION 8 (N= 4)      I.E. GROUP *000
DIVISION FAILS - There are too few items
*****

```



DIVISION 9 (N= 3) I.E. GROUP \*001  
 DIVISION FAILS - There are too few items  
 \*\*\*\*\*

DIVISION 10 (N= 5) I.E. GROUP \*010  
 Eigenvalue 0.413 at iteration 1

Items in NEGATIVE group 20 (N= 1) i.e. group \*0100  
 Euya

Items in POSITIVE group 21 (N= 4) i.e. group \*0101  
 Euno Ec16 Eufe Eupa

DIVISION 11 (N= 5) I.E. GROUP \*011  
 Eigenvalue 0.283 at iteration 1

Items in NEGATIVE group 22 (N= 3) i.e. group \*0110  
 Eomi Eubo Nipa

Items in POSITIVE group 23 (N= 2) i.e. group \*0111  
 Brpr Plme

DIVISION 12 (N= 3) I.E. GROUP \*100  
 DIVISION FAILS - There are too few items  
 \*\*\*\*\*

DIVISION 13 (N= 3) I.E. GROUP \*101  
 DIVISION FAILS - There are too few items

End of level 4

DIVISION 20 (N= 1) I.E. GROUP \*0100  
 DIVISION FAILS - There are too few items  
 \*\*\*\*\*

DIVISION 21 (N= 4) I.E. GROUP \*0101  
 DIVISION FAILS - There are too few items  
 \*\*\*\*\*

DIVISION 22 (N= 3) I.E. GROUP \*0110  
 DIVISION FAILS - There are too few items  
 \*\*\*\*\*

DIVISION 23 (N= 2) I.E. GROUP \*0111  
 DIVISION FAILS - There are too few items

This is the end of the divisions requested  
 \*\*\*\*\*

ORDER OF SPECIES INCLUDING RARER ONES

8 Ec13	!	16 Frqu	!	19 Nacr	!	26 Stpl	!	3 Enfr	!	17 Frsa	!	20 Ncry	!	14
Euya														
5 Euno	!	9 Ec16	!	10 Eufe	!	12 Eupa	!	4 Eomi	!	7 Eubo	!	21 Nipa	!	2
Brpr														
24 Plme	!	1 Acex	!	18 Frsp	!	25 Sepu	!	6 Eubi	!	22 Pibr	!	23 Pimi	!	11
Euna														
13 Eusu	!	15 Frcr	!											

ORDER OF SAMPLES

2 E3SET	!	12 E3JAN	!	4 E5SET	!	7 E5OUT	!	10 E5DEZ	!	14 E5JAN	!	11 E2JAN
13 E4JAN	!	1 E2SET	!	5 E2OUT	!	8 E2DEZ	!	3 E4SET	!	6 E4OUT	!	9 E4DEZ

↑  
 EEEEEEEEEEEEEEE  
 33555524222444  
 SJSODJJSODSOD  
 EAEUEAAAEUEEUE  
 TNTZNNNTZTTZ  
 .....  
 .....

.....

1 1111  
22470413158369

```

8 Ec13      1-----131--- 000
16 Frqu     2354441-4-1--- 000
19 Nacr     3-41221-31---- 000
26 Stpl     31232311-1---- 000
3  Enfr     11232122111--1 001
17 Frsa     24224344544112 001
20 Ncry     2415331211211- 001
14 Euya     111--331222--1 0100
5  Euno     1-111111323-21 0101
9  Ec16     1---1----23--1 0101
10 Eufe     --1---12144-11 0101
12 Eupa     11111223323111 0101
4  Eomi     231112111122-- 0110
7  Eubo     23333444443-32 0110
21 Nipa     32112433111211 0110
2  Brpr     421-1-1---111- 0111
24 Plme     311111111---2-- 0111
1  Acex     1-1111-1--14-- 100
18 Frsp     2-4122-11-1-44 100
25 Sepu     --1111-1-1-3-- 100
6  Eubi     241-1123--2-54 101
22 Pibr     11-----2--1123 101
23 Pimi     -----311 101
11 Euna     121-2133132124 11
13 Eusu     11-12-11113231 11
15 Frcr     11--2214111144 11
    
```

00000000000111  
00000011111  
00111100111

Data table in TSV format

E2JAN	E3SET	E3JAN	E5SET	E5OUT	E5DEZ	E5JAN	E4DEZ	E4JAN	E2SET	E2OUT	E2DEZ	E4SET	E4OUT
		2	12	4	7	10	14	11	13	1	5	8	3
6	8 Ec13	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	1
-	-	*000											
-	16 Frqu	2	3	5	4	4	4	1	-	4	-	1	-
-	-	*000											
-	19 Nacr	3	-	4	1	2	2	1	-	3	1	-	-
-	-	*000											
-	26 Stpl	3	1	2	3	2	3	1	1	-	1	-	-
-	-	*000											
-	3 Enfr	1	1	2	3	2	1	2	2	1	1	1	-
-	17 Frsa	2	4	2	2	4	3	4	4	5	4	4	1
1	20 Ncry	2	4	1	5	3	3	1	2	1	1	2	1
1	-	*001											
-	14 Euya	1	1	1	-	-	3	3	1	2	2	2	-
-	5 Euno	1	-	1	1	1	1	1	1	3	2	3	-
2	9 Ec16	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	3
-	10 Eufe	-	-	1	-	-	-	1	2	1	4	4	-
1	12 Eupa	1	1	1	1	1	2	2	3	3	2	3	1
1	4 Eomi	2	3	1	1	1	2	1	1	1	1	2	2
-	7 Eubo	2	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	-
3	21 Nipa	3	2	1	1	2	4	3	3	1	1	1	2
1	2 Brpr	4	2	1	-	1	-	1	-	-	-	1	1
1	24 Plme	3	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-	2
-	1 Acex	1	-	1	1	1	1	-	1	-	-	1	4

