



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE AMBIENTES  
AQUÁTICOS CONTINENTAIS**

**CARINA MORESCO**

**Efeitos da urbanização e do desenvolvimento agrícola sobre a estrutura das  
diatomáceas perifíticas de córregos tropicais**

**Maringá  
2011**

**CARINA MORESCO**

**Efeitos da urbanização e do desenvolvimento agrícola sobre a estrutura das diatomáceas perifíticas de córregos tropicais**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais  
Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Liliana Rodrigues

Maringá  
2011

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"  
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

M843e Moresco, Carina, 1982-  
Efeitos da urbanização e do desenvolvimento agrícola sobre a estrutura das diatomáceas perifíticas de córregos tropicais / Carina Moresco. -- Maringá, 2011.  
89 f.: il.(algumas color.)  
Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2011.  
Orientador: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Liliana Rodrigues.  
1. Diatomáceas perifíticas - Ecologia - Córregos tropicais rurais e urbanos - Maringá (Cidade) - Paraná (Estado). 2. Diatomáceas perifíticas - Bioindicadores - Córregos tropicais rurais e urbanos - Maringá (Cidade) - Paraná (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -579.85176427098162  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

# FOLHA DE APROVAÇÃO

CARINA MORESCO

## **Efeitos da urbanização e do desenvolvimento agrícola sobre a estrutura das diatomáceas perifíticas de córregos tropicais**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

### COMISSÃO JULGADORA

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Liliana Rodrigues  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Albano Schwarzbold  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Almir Manoel Cunico  
Universidade Federal do Paraná

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Sueli Train  
Nupélia/ Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha  
Nupélia/ Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 18 de março de 2011.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pela vida, pela minha família maravilhosa e pelas oportunidades.

À prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Liliana Rodrigues, por me orientar e contribuir grandemente com a minha formação acadêmica.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) que forneceu o apoio logístico para o desenvolvimento deste estudo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Continentais (PEA).

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao CNPq pelo financiamento do projeto “Identificação de potenciais bioindicadores em ecossistemas aquáticos urbanos: resposta de três grupos de organismos a gradientes de estresse” (CT HIDRO processo 555185/2006-0), sob coordenação do prof. Dr. Ângelo Antonio Agostinho.

À equipe do projeto Dr. Ângelo Antonio Agostinho, Dr. Almir Manoel Cunico, Dr<sup>a</sup>. Janet Higuti, Dr<sup>a</sup>. Liliana Rodrigues, João Dirço Latini, Dr<sup>a</sup>. Yara Moretto Bagatini e Dr. Wladimir Marques Domigues.

À equipe de campo: Tato, Chiquinho, Tuti, Valdecir, Gazo, Seu Ni e Celsão, pela ajuda em campo e pelas boas risadas durante as coletas.

Aos biblioteconomistas Salete e João sempre esforçados para conseguir “aqueles” artigos.

As secretárias do PEA, Aldenir e Jocemara.

À Dr<sup>a</sup>. Thelma Ludwig e à Priscila Tremarin pelo auxílio com a identificação das diatomáceas.

Ao Éder André Gubiani pelas valiosas contribuições com as análises estatísticas.

Aos amigos do laboratório: Josimeire, Sirlene, Iraúza, Eliza, Arnaldo, Vanessa, Natália, Stefânia, Luciana, Cássio, Jaques, Orlando e Érica, que me ensinaram muito pela convivência, amizade e companheirismo durante a pós-graduação.

Aos amigos: Éder, Geuza, Eveline, Rodrigo, Elaine, Marcos, Pitágoras, Amália, Michele, Ricardo, Sandrinha, Vanessa, Natália, Paula, Andréia, Luciana, Lílian, Rafaela, Almir, Andréia, Adriana e Patrícia. O apoio de vocês foi fundamental.

À Dona Conceição, Seu Edivaldo, Júnio, Flávia e Rique por me receberem de braços abertos na família.

À todos os meus familiares que direta ou indiretamente, me ajudaram a concluir este trabalho, obrigada pela força, pelo carinho e pelas orações.

Aos meus queridos afilhados Maria Luiza, Manuela e Angelito Júnior.

Aos meus irmãos Adriani e Cleyton pelo carinho, apoio e pelo incentivo constante. Sempre tive e tenho muito orgulho de vocês.

Aos meus cunhados Rogério e Vanessa por torcerem por mim.

As minhas sobrinhas Fernanda e Maria Luiza. A tia Cá ama vocês.

Ao meu esposo Weferson pelo carinho, paciência, incentivo, atenção e amor. Obrigada por ser sempre presente. Ao seu lado sou muito feliz.

Aos meus pais Ivete e Odonias, agradeço o amor, o carinho, a dedicação, o exemplo, o incentivo e o apoio. Vocês são os alicerces da minha vida. Amo vocês!

Aprendo com o tempo  
a felicidade vibra na frequência  
das coisas mais simples  
o que amacia a vida  
acende o riso  
convida a alma para brincar  
coisas pequeninas  
bordadas com fios de luz  
no tecido áspero do cotidiano  
como o toque bom do sol  
quando pousa na pele  
o café da manhã com pão quentinho  
sonho compartilhado  
repouso os olhos em olhos amados  
o sono relaxado que põe tudo para dormir  
a presença da intimidade legítima  
o banho bom que reinventa o corpo  
o cheiro de terra o cheiro de chuva  
o cheiro do tempero do feijão da infância  
o cheiro de quem se gosta  
o acorde daquela risada que acorda tudo na gente  
simples assim.

J. Ramalho

## Efeitos da urbanização e do desenvolvimento agrícola sobre a estrutura das diatomáceas perifíticas de córregos tropicais

### RESUMO

Devido ao crescimento da população mundial, o processo de urbanização é acelerado, assim como as práticas de agricultura. Desta forma, rios e córregos estão sujeitos a alterações de suas características físicas e químicas, provocando efeitos negativos sobre os organismos destes ecossistemas. Este estudo objetivou avaliar variações espaciais e temporais na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas em córregos influenciados por áreas urbanas e rurais do município de Maringá- PR, relacionando-as às variáveis abióticas. Espécies indicadoras também foram selecionadas (IndVal). Os resultados deste estudo foram divididos em dois capítulos, o primeiro intitulado “Variações na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas em córregos tropicais sob influência de impactos rurais e urbanos”. Para a elaboração deste, dados provenientes de um córrego urbano e de um córrego rural foram utilizados. A diferenciação da assembléia de diatomáceas perifíticas entre os córregos foi evidente (ANOVA de efeitos principais,  $p \geq 0,05$ ; NMS, stress 13,73,  $p = 0,009$ ). As variáveis com maior influência na estrutura da assembleia de diatomáceas perifíticas foram o nitrogênio total (NT), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), demanda química do oxigênio (DQO), demanda bioquímica do oxigênio ( $DBO_5$ ) e fluxo (Procrustes,  $m^2 = 0,7607$  e  $p = 0,0001$ ). No segundo capítulo intitulado “Efeitos da urbanização e da agricultura sobre a estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas em um córrego tropical”, foram utilizados dados obtidos em um córrego cuja microbacia possui influências urbanas e rurais. O gradiente longitudinal do córrego foi avaliado e esta assembléia diferiu entre a cabeceira, o trecho intermediário e a foz. Ocorreu maior semelhança entre o trecho intermediário e foz quando comparadas à cabeceira. (NMS – stress= 10,82,  $p = 0,009$ ). As variáveis abióticas que apresentaram maior influência sobre a distribuição da assembléia de diatomáceas perifíticas, entre os trechos do córrego foram o ortofosfato ( $PO_4$ ), pH, oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total (NT) e velocidade de fluxo (Procrustes,  $m^2 = 0,6921$  e  $p = 0,0001$ ). Em ambos os trabalhos a variabilidade espacial foi mais importante do que a temporal, sugerindo que o uso do solo foi mais importante na estruturação da assembleia de diatomáceas perifíticas do que a variação sazonal dos fatores abióticos.

**Palavras-chave:** Uso do solo. Variáveis abióticas. IndVal. NMS. Procrustes. Gradiente longitudinal. diatomáceas. Córrego urbano. Córrego rural.

## Effects of urbanization and agriculture upon diatom assemblages structure in tropical streams

### ***ABSTRACT***

Due to the growing world population, the urbanization process is accelerated, as well as farming practices. Thus, rivers and streams are subject to changes in its physical and chemical characteristics, causing negative effects on organisms of these ecosystems. This study aimed to evaluate spatial and temporal variations in the structure of the periphytic diatom assemblages in streams affected by urban and rural areas of the city of Maringá, PR, relating them to abiotic variables. Indicator species were also selected (IndVal). The results of this study were divided into two chapters, the first entitled "Changes in the structure of the periphytic diatom assemblages in tropical streams under the influence of rural and urban impacts." To prepare this, data from an urban stream and a stream of rural were used. Differentiation of periphytic diatom assemblages among streams was evident (Main Effects ANOVA,  $p \geq 0.05$ , NMS, stress 13.73,  $p = 0.009$ ). The variables with greatest influence on assemblage structure of periphytic diatoms were total nitrogen (TN), electrical conductivity, dissolved oxygen (DO), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) and flow (Procrustes,  $m^2 = 0.7607$  and  $p = 0.0001$ ). In the second chapter entitled "Effects of urbanization and agriculture on the structure of the periphytic diatom assemblage in a tropical stream", were used data from a stream whose watershed has urban and rural influences. The longitudinal gradient of the stream was evaluated and this differed between the headwater assembly, the intermediate section and the mouth. There was greater similarity between the intermediate section and mouth when compared to headwater. (NMS - stress = 10.82,  $p = 0.009$ ). The abiotic variables that had the greatest influence on the distribution of the periphytic diatom assemblages among the stretches of the stream were orthophosphate (PO<sub>4</sub>), pH, dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN) and flow velocity (Procrustes,  $m^2 = 0.6921$  and  $p = 0.0001$ ). In both studies the spatial variability was more important than the temporal, suggesting that land use was more important in structuring the assembly of periphytic diatoms than seasonal variation of abiotic factors.

**Keywords:** Soil use. Abiotic variables. IndVal. NMS. Procrustes. Longitudinal gradient. Diatoms. Urban stream. Rural stream.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas: *Hydrobiologia* (disponível em <http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750>); *Aquatic Ecology* (disponível em <http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10452>)

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	12
	REFERÊNCIAS.....	14
2	VARIAÇÕES NA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS EM CÓRREGOS TROPICAIS SOB INFLUÊNCIA DE IMPACTOS RURAIS E URBANOS.....	18
	Resumo.....	18
	Abstract.....	19
2.1	INTRODUÇÃO.....	20
2.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	21
2.2.1	Área de estudo.....	21
2.2.2	Variáveis abióticas.....	24
2.2.3	Amostragem e coleta das diatomáceas.....	24
2.2.4	Análise dos dados.....	25
2.2.4.1	Variações na estrutura da assembleia de diatomáceas perifíticas.....	25
2.2.4.2	Determinação das espécies indicadoras.....	25
2.2.4.3	Variáveis ambientais e relações com assembleia de diatomáceas perifíticas.....	26
2.3	RESULTADOS.....	26
2.3.1	Variáveis abióticas.....	26
2.3.2	Assembléia de diatomáceas perifíticas.....	29
2.3.3	Relações entre as variáveis bióticas e abióticas.....	31
2.3.4	Espécies indicadoras.....	33
2.4	DISCUSSÃO.....	34
2.5	CONCLUSÃO.....	38
	REFERÊNCIAS.....	39
	APÊNDICES.....	48
3	EFEITOS DA URBANIZAÇÃO E DA AGRICULTURA SOBRE A ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS EM UM CÓRREGO TROPICAL.....	55
	Resumo.....	55
	Abstract.....	56
3.1	INTRODUÇÃO.....	57
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	58
3.2.1	Área de estudo.....	58
3.2.2	Variáveis abióticas.....	60
3.2.3	Amostragem e coleta das diatomáceas.....	61
3.2.4	Análise dos dados.....	62
3.2.4.1	Variações na estrutura da assembleia de diatomáceas perifíticas.....	62
3.2.4.2	Determinação das espécies indicadoras.....	62
3.2.4.3	Variáveis ambientais e relações com a assembleia de diatomáceas perifíticas.....	62
3.3	RESULTADOS.....	63
3.3.1	Variáveis abióticas.....	63
3.3.2	Assembleia de diatomáceas perifíticas.....	66
3.3.3	Relação entre as variáveis bióticas e abióticas.....	71
3.4	DISCUSSÃO.....	72
3.5	CONCLUSÃO.....	75
	REFERÊNCIAS.....	76
	APÊNDICES.....	84
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	89

## 1 Introdução Geral

Atualmente, quase metade da população mundial vive em áreas urbanas e a perspectiva é de que 60% dessa população será urbana até 2030 (ONU 2003; Avelar et al. 2009). O processo de migração das populações rurais para áreas urbanas resulta em altas densidades populacionais em muitas cidades, ampliando as demandas industriais, comerciais, de infra-estrutura pública e de habitação (Su et al. 2010). Além disso, o acelerado crescimento da população somado ao desenvolvimento econômico de muitos países, provocam um aumento na demanda de produção de alimentos (Grimm et al. 2008; Stevenson e Sabater 2010), expandindo concomitantemente áreas de cultivo agrícola.

Historicamente, as margens dos rios têm sido os locais preferidos para a formação das cidades (Perry e Vanderklein 1996; Cunha 2003; Cunico 2010), sendo estes elementares como fontes de água potável, recursos pesqueiros, irrigação e sistemas de remoção de resíduos (Petts et al. 2002; Bere e Tundisi 2010). Desta forma, rios em todo o mundo estão sendo ameaçados através da alteração do uso do solo e do clima, que afetam a hidrologia e a qualidade das águas (Stevenson e Sabater 2010). Apesar do interesse público com as causas dos problemas relacionados com tal deterioração, provocada por influência antrópica sobre os ambientes lóticos (Bere e Tundisi 2010), a qualidade das águas do planeta vem sendo degradada de maneira intensa (Rebouças et al. 2002).

Estudos recentes descrevem os efeitos da urbanização sobre córregos urbanos, incluindo alterações hidrográficas, elevação da concentração de nutrientes e contaminantes, alterações na morfologia e estabilidade do canal (Paul e Meyer 2001; Meyer et al. 2005; Walsh et al. 2005). O impacto está diretamente relacionado com a impermeabilização das bacias de drenagem, causando o escoamento superficial da água da chuva para córregos e rios, carreando diversos componentes químicos para estes ambientes (Walsh 2000; Walsh et al. 2005). Como consequência podem ocorrer inundações fora de época ou com maior frequência (Blakely e Harding 2005; Coleman II et al. 2011) e distúrbios físicos do hábitat (Allan 2004).

Nas áreas rurais, os recursos hídricos são deteriorados devido às aplicações de fertilizantes e defensivos agrícolas, pecuária e outras atividades agrícolas (Kim et al. 2009). A erosão das camadas superficiais do solo em áreas de cultivo agrícola é o principal fator responsável pelo empobrecimento do solo e a aplicação de fertilizantes se faz necessária (Ramírez et al. 2008). Ainda, a agricultura intensiva é geralmente dependente de agrotóxicos,

que assim como os fertilizantes atingem os ecossistemas aquáticos através de pulverizações, escoamento e lixiviação (Landry et al. 2004; Montuelle et al. 2010).

Programas de controle da qualidade da água têm sido implementados para aumentar a compreensão dos problemas relacionados à poluição de ecossistemas aquáticos, bem como conhecer as medidas adequadas para controlar a qualidade de águas superficiais (Bodo et al. 1992; Møhlenberg et al. 2007). Avaliações dos impactos antrópicos sobre os rios e córregos podem ser feitas de diversas maneiras (Nienhuis et al. 1998; Meyer et al. 2005), sendo amplamente baseadas em medidas químicas, que por serem pontuais, necessitam de um grande número de amostragens para terem maior precisão (Loeb 1992; Petts et al. 2002). Porém, para a melhor compreensão da qualidade da água de um rio, dados baseados em características físicas, químicas e biológicas devem ser considerados (Atkim e Birch 1991; Lobo et al. 2004; Lavoie et al. 2004; Bere e Tundisi 2010).

Os organismos que habitam um sistema aquático são sensores fundamentais que respondem aos distúrbios do ambiente (McCarthy e Shugart 1990; Loeb 1992) e, desta forma, são utilizados como bioindicadores (McCarthy e Shugart 1990; Lowe e Pan 1996). Comunidades bentônicas são consideradas apropriadas para a avaliação da qualidade da água de ambientes lóticos (Júlio Júnior et al. 2005; Miserendino et al. 2008). O perifíton é uma complexa comunidade de microbiota constituída por algas, bactérias, fungos, animais e detritos orgânicos e inorgânicos, que se encontra aderida a substratos submersos orgânicos ou inorgânicos, vivos ou mortos (Wetzel 1983). Dentre as algas presentes no perifíton, as diatomáceas (Bacillariophyta) constituem uma parcela expressiva da comunidade, principalmente em ambientes lóticos, apresentando adaptações que favorecem a fixação aos substratos (Wehr e Sheath 2003).

As alterações na estrutura (composição, abundância relativa) das assembléias de diatomáceas perifíticas são comumente associadas à tolerância e preferência ecológicas das espécies (van Dam et al. 1994; Lobo et al. 1995; Potapova e Charles 2003). Estes organismos respondem sensivelmente às diferenças nas características físicas e químicas da água (Passy et al. 1999; Winter e Duthie 2000), assim como à diferenças na geologia, clima e usos do solo entre bacias hidrográficas (Stoermer e Smol 1999). Desta forma, alterações nas condições ambientais promovem uma reestruturação nas assembléias de diatomáceas perifíticas, e os atributos desta assembléia são resultado da interação de condições que operam sobre a bacia hidrográfica (Stoermer e Smol 1999). Apesar da grande importância das diatomáceas como bioindicadores, a utilização destes organismos para acessar a qualidade da água tem ocorrido

principalmente em países europeus, com poucos precedentes na América do Sul (Gómez e Licursi 2001).

Neste contexto os capítulos que seguem apresentam e discutem os resultados obtidos através da análise das variáveis físicas e químicas sobre a estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas em escalas espaciais e temporais. No capítulo I, elaborado e formatado de acordo com as normas de publicação científica da revista *Hydrobiologia*, foram avaliadas as mudanças na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas em um córrego situado no perímetro urbano e um em área rural, relacionando-as às variáveis físicas e químicas. A variabilidade temporal na assembléia de diatomáceas perifíticas nestes córregos também foi avaliada, bem como foram selecionadas espécies indicadoras de cada ambiente.

No capítulo II, a ser submetido para publicação na revista *Aquatic Ecology*, objetivou-se analisar as variações espaciais e temporais na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas de acordo com o gradiente urbano-rural encontrado ao longo de um córrego de baixa ordem. Também se pretendeu apontar os principais fatores controladores desta assembléia neste ambiente.

## **Referências**

- Allan JD (2004) Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35: 257-84
- Atkim D, Birch P (1991) The applications of biological monitoring to urban streams: a system designed for environmental health professionals. In: Yasuno M, Fukusama S, Sugaya Y (eds) *Monitoring of benthic flora and fauna in channels draining a sewage plant*. Academic Press, London, pp 127-134
- Avelar S, Zah R, Tavares-Corrêa C (2009) Linking socioeconomic classes and land cover data in Lima, Peru: assessment through the application of remote sensing and GIS. *Int J Appl Earth Obs* 11: 27-37
- Bere T, Tundisi JG (2010) Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. *Braz J Biol* 70: 493-502
- Blakely TJ, Harding J (2005) Longitudinal patterns in benthic communities in an urban stream under restoration. *N Z J Mar Freshw Res* 39: 17-28
- Bodo BA (1992) Statistical analyses of regional surface water quality in southeastern Ontario. *Environ Monit Assess* 23:165-187

- Coleman II JC, Miller MC, Mink FL (2011) Hydrologic disturbance reduces biological integrity in urban streams. *Environ Monit Assess* 172:663–687
- Cunha SB (2003) Canais fluviais e a questão ambiental. In: Cunha SB, Guerra AJT (eds) *A questão ambiental: diferentes abordagens*. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, pp 218-238
- Cunico AM (2010) Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembléias de peixes em córregos urbanos Neotropicais. Tese, Universidade Estadual de Maringá
- Gómez N, Licursi M (2001) The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquat Ecol* 35: 173–181
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM (2008) Global change and the ecology of cities. *Science* 319:756–760
- Júlio-Júnior HF, Thomaz SM, Agostinho AA, Latini JD (2005) Distribuição e caracterização dos reservatórios. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC (eds) *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos, pp 1-16
- Kim JH, Choi CM, Kim SB, Kwun SK (2009) Water quality monitoring and multivariate statistical analysis for rural streams in South Korea. *Paddy Water Environ* 7:197–208
- Landry D, Dousset S, Andreux F (2004) Laboratory leaching studies of oryzalin and diuron through three undisturbed vineyard soil columns. *Chemosphere* 54:734–742
- Lavoie I, Vincent WF, Pienitz R, Painchaud J (2004) Benthic algae as bioindicators of agricultural pollution in the streams and rivers of southern Québec (Canada). *Aquatic Ecosyst Health Manag* 7:43–58
- Lobo EA, Callegaro VL, Hermany G, Bes D, Wetzel CE, Oliveira MA (2004) Use of epilithic diatoms as bioindicator from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnol Bras* 16: 25-40
- Lobo EA, Kato K, Arruga Y (1995) Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area. *Freshw Biol* 34:191-204
- Loeb SL (1992) An ecological context for biological monitoring. In: Loeb SL, Spacie A (eds) *Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis Publishers, Boca Raton, pp 3-7
- Lowe RL, Pan Y (1996) Benthic algal communities as biological monitors. In: Stevenson RJ, Bothwell ML, Lowe RL (eds) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp 705-739
- McCarthy JF, Shugart LR (1990) Biological markers of environmental contamination. In: McCarthy JF, Shugart LR (eds) *Biomarkers of environmental contamination*. Lewis Publishers, Boca Raton, pp 3-14

- Meyer JL, Paul MJ, Taulbee WK (2005) Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *J North Am Benthol Soc* 24:602–612
- Miserendino ML, Brand C, Di Prinzio CY (2008) Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air Soil Pollut* 194:91–110
- Møhlenberg F, Petersen S, Petersen AH, Gameiro C (2007) Longterm trends and short-term variability of water quality in Skive Fjord, Denmark—nutrient load and mussels are the primary pressures and drives that influence water quality. *Environ Monit Assess* 127:503–521
- Montuelle B, Dorigo U, Bèrard A, Volat B, Bouchez A, Tlili A, Gouy V, Pesce S (2010) The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the Ardie`res-Morcille experimental watershed (France). *Hydrobiologia* 657:123–141
- Nienhuis PH, Leuven RSEW, Ragas AMJ (1998) New concepts for sustainable management of river basins. Blackhuys Publishers, Leiden
- ONU. Urban and Rural Areas (2003) New York: United Nations publications (ST/ESA/SER.A/231), Sales N°. E.04.XIII.4. Disponível em: [HTTP://www.un.org/esa/population/publications/wup2003/2003urban\\_rural.htm](HTTP://www.un.org/esa/population/publications/wup2003/2003urban_rural.htm)> acesso em: 13 jan. 2011
- Passy SI, Pan YD, Lowe RL (1999) Ecology of the major periphytic diatom communities from the Mesta River, Bulgaria. *Int Rev Hydrobiol* 84:129-174
- Paul MJ, Meyer JL (2001) Streams in the urban landscape. *Annu Rev Ecol Syst* 32:333–365
- Perry J, Vanderklein E (1996) Rivers and streams: one-way flow systems. In: Perry J, Vanderklein E (eds) *Water quality: management of a natural resource*. Blackwell Science, Cambridge pp 159-181
- Petts G, Heathcote J, Martin D (2002) *Urban rivers, our inheritance and future*. IWA publishing and environmental agency, London
- Potapova MG, Charles DF (2003) Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshw Biol* 48: 1311-1328
- Ramírez A, Pringle CM, Wantzen KM (2008) Tropical Stream Conservation. In: Dudgeon D (org) *Tropical Stream Ecology*. Academic Press, San Diego
- Rebouças AC, Braga BE, Tundisi JG (2002) *Águas Doces no Brasil*. Escrituras Editora, São Paulo
- Stevenson RJ, Sabater S (2010) Understanding effects of global change on river ecosystems: science to support policy in a changing world. *Hydrobiologia* 657:3–18

- Stoermer EF, Smol JP (1999) *The Diatoms: Application for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge
- Su S, Jiang Z, Zhang Q, Zhang Y (2010) Transformation of agricultural landscapes under rapid urbanization: A threat to sustainability in Hang-Jia-Hu region, China. *Appl Geogr* 31: 439-449
- Van Dam H, Mertens A, Skindellam J (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwaters diatoms from Netherlands. *Neth J Aquat Ecol* 28:117-133
- Walsh CJ, Roy AH, Feminella JW, Cottingham PD, Groffman PM, Morgan RP (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and search for a cure. *J North Am Benthol Soc* 24:706-723
- Walsh CJ (2000) Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia* 431:107–114
- Wehr JD, Sheath RG (2003) Freshwater habitats of algae. In: Wehr JD, Sheath RG (eds) *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Academic Press, San Diego, pp 11-57
- Wetzel RG (1983) Recommendations for future research on periphyton. In: Wetzel RG (ed) *Periphyton of freshwater ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers, Amsterdam pp 339-346 (Developments in Hydrobiology, 17)
- Winter JG, Duthie HC (2000) Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. *J North Am Benthol Soc* 19:32-49

## 2 Variações na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas em córregos tropicais sob influência de impactos rurais e urbanos

**Resumo:** Diatomáceas perifíticas foram amostradas em dois córregos, um localizado na zona urbana e outro na zona rural, ambos situados no município de Maringá, Paraná, Brasil. Foram avaliadas as diferenças na estrutura da assembléia entre os córregos, relacionando-as às variáveis físicas e químicas, bem como a variabilidade temporal. Seis amostras de diatomáceas perifíticas foram feitas ao longo de cada córrego, de julho de 2007 a junho de 2008. Os córregos diferiram tanto em relação aos fatores abióticos como em relação à estrutura da assembléia de diatomáceas, e a escala espacial foi mais importante do que a escala temporal (ANOVA de efeitos principais,  $p \geq 0,05$ ; NMS, stress =13.73,  $p=0,009$ ). As análises de ordenação separaram claramente o córrego urbano do rural e análise de Procrustes ( $m^2 = 0,7607$  e  $p = 0,0001$ ) mostrou que as variáveis com maior influência sobre a estrutura da assembléia de diatomáceas nos córregos estudados foram o nitrogênio total (NT), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), demanda química do oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) e fluxo. Os resultados indicaram que as condições abióticas encontradas no córrego urbano foram mais severas para a assembléia de diatomáceas, do que aquelas registradas no córrego rural, provavelmente devido ao escoamento superficial e descargas ilícitas de esgoto.

**Palavras-chave:** Uso do solo · Bacia de drenagem · Impacto antrópico · diatomáceas · perifíton

Variations in the structure of periphytic diatom community in tropical streams under influence of rural and urban impacts

**Abstract:** Periphytic diatoms were sampled in two streams located in the urban area and rural area, both situated in the municipality of Maringá, Paraná State, Brazil. We assessed the differences in community structure between the streams, associating with physical and chemical characteristics, as well as with temporal variability. In both streams, the diatoms were sampled bimonthly in real triplicate, from July 2007 to June 2008. The streams differed both in relation to abiotic factors as in the structure of diatom community, and the spatial scale was more important than the time scale (Main Effects ANOVA,  $p \geq 0.05$ ; NMS, stress = 13.73,  $p = 0.009$ ). The ordination analyses clearly discriminated the urban stream from the rural stream, and the Procrustes analysis ( $m^2 = 0.7607$  and  $p = 0.0001$ ) pointed that the variables with greater influence on the structure of diatom community in the examined streams were the total nitrogen (TN), electric conductivity, dissolved oxygen (DO), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (DBO<sub>5</sub>), and flow. The results indicated that the abiotic conditions found in the urban stream were more severe for the diatom community than those recorded in the rural stream, probably due to runoff and illegal discharge of sewage.

**Keywords:** Soil use · watershed · anthropogenic impact · diatomáceas · periphyton

## 2.1 Introdução

No último século o homem acarretou alterações ambientais drásticas, principalmente através do desmatamento e conversão de terras para a agricultura (Pusey & Arthington, 2003; Winemiller et al., 2008). A urbanização destaca-se como fonte de modificação de ecossistemas, reduzindo a permeabilidade dos solos (Bollmann & Andreoli, 2005; Walsh et al., 2005), provocando alterações hidrográficas, elevação da concentração de nutrientes e alterações na morfologia do canal (Paul & Meyer, 2001; Meyer et al., 2005; Walsh et al., 2005). Estas alterações na qualidade da água e da estrutura física dos rios provocam mudanças na composição dos organismos aquáticos, geralmente com redução da diversidade biológica destes ecossistemas (Maddock, 1999). Com a intensificação da influência antrópica sobre as bacias hidrográficas, identificar os fatores que afetam os ecossistemas aquáticos e como estes fatores influenciam as comunidades aquáticas é um grande desafio (Kelly & Whitton, 1998; Pan et al., 2004).

Comunidades biológicas presentes em rios e córregos são importantes componentes na avaliação da qualidade da água (Whitton & Kelly, 1995; Lowe & Pan, 1996; Munn et al., 2002). A estrutura das comunidades aquáticas é determinada por processos que operam em escalas espaciais múltiplas, incluindo diferenças de hábitat, características de corrente, disponibilidade de nutrientes e luminosidade, que afetam os organismos diretamente (Frissel et al., 1986; Tison et al., 2005). Além disso, ocorrem variações entre bacias hidrográficas, tais como geologia, clima e uso do solo (Poff & Hurin, 1997; Urban et al., 2006), sendo que todas atuam sobre as características do hábitat, influenciando as comunidades de um corpo de água (Biggs, 1996; Stevenson, 1997).

Diatomáceas são importantes organismos autotróficos de córregos e rios (Round, 1993; Stoermer & Smoll, 1999; Azim & Asaeda, 2005) e são conhecidas por serem sensíveis às características físicas e químicas de um corpo de água (Pan et al., 1996; Passy et al., 1999; Winter & Duthie, 2000ab; Soininen, 2002). A composição e abundância relativa das diatomáceas são determinadas de acordo com as preferências e tolerâncias das espécies (Lange-Bertalot, 1979; van Dam et al., 1994; Lobo et al., 1995; Potapova & Charles, 2003). A variação de tais atributos ocorre tanto em escala espacial quanto temporal, regida com base em diferenças nas características físicas e químicas da água (Stevenson & Pan, 1999), o que tem levado à crescente utilização das diatomáceas em estudos de monitoramento da qualidade da água de rios e riachos (Kelly & Whitton, 1998; Stoermer & Smol, 1999; Soininen et al.,

2004). Ainda podem ser relacionadas às atividades humanas nas bacias hidrográficas, tais como a urbanização e a agricultura (Fore & Grafe, 2002).

Os objetivos deste trabalho foram: i) avaliar diferenças na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas, em um córrego situado no perímetro urbano e um em área rural, relacionando-as às variáveis físicas e químicas; ii) analisar a variabilidade temporal na assembléia de diatomáceas perifíticas nestes córregos; e iii) selecionar espécies indicadoras de cada ambiente. Para isso, foram testadas as hipóteses: a) a estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas responde aos efeitos do uso do solo por urbanização e agricultura das microbacias nas quais os córregos estão inseridos; e b) a influência química da água sobre a assembléia de diatomáceas perifíticas no ambiente urbano é maior do que as de mesma natureza no ambiente rural.

## **2.2 Material e métodos**

### **2.2.1 Área de estudo**

A bacia hidrográfica do rio Pirapó está situada no Noroeste do Estado do Paraná. Sua nascente está localizada no município de Apucarana e percorre aproximadamente 250 km até desaguar no rio Paranapanema (Martinez, 2005), enquadrando-se no grande sistema do alto rio Paraná (Maack, 2002). Esta região fisiográfica é denominada Terceiro Planalto Paranaense, especificamente no polígono delimitado pelas latitudes de 22°30' e 23°30' Sul, e longitudes de 51°15' e 52°15' Oeste, com uma área de drenagem de aproximadamente 5.076 km<sup>2</sup>. Esta bacia está inserida na Formação Serra Geral, que é constituída por rochas eruptivas básicas, como o basalto (Mineropar, 2006), com predominância de Nitossolo vermelho (Embrapa, 2007). O clima predominante na região é subtropical, assegurando chuvas abundantes no verão e inverno seco, com temperaturas médias anuais superiores a 20°C (Peruço, 2004).

As águas dessa bacia hidrográfica são de grande importância em relação à captação para o abastecimento, desenvolvimento de atividades agropecuárias e turismo ecológico da grande maioria das cidades da região (Peron et al., 2009). Dentre essas se destaca Maringá, com 357.117 habitantes (IBGE, 2010). O município de Maringá está inserido no divisor de águas da bacia do rio Pirapó e da bacia do rio Ivaí (Sala, 2005), apresentando nascentes de diversos córregos em perímetro urbano.

A microbacia do córrego Nazaré possui área de drenagem de 867,928 hectares, está localizada na área urbana do município de Maringá (Fig. 1), possuindo 34,8% de superfícies impermeáveis, das quais grande parte são áreas residenciais e industriais (Cunico, 2010). Nesta microbacia, as principais atividades industriais estão relacionadas à metalurgia, produtos plásticos e produtos derivados de petróleo (Kühl et al., 2010). As margens são íngremes ao longo de todo o seu percurso. Na foz e no trecho intermediário, apresenta mata ciliar apenas na margem direita. Na cabeceira a mata ciliar é um pouco mais desenvolvida e está presente em ambas as margens. Nenhum dos pontos amostrados possui mata ciliar que atenda a legislação ambiental, lei 4.771/65, que determina que rios que apresentam leito com menos de 10 metros de largura, devem ter 30 m de mata ciliar em cada margem (Brasil, 1965).

A microbacia do córrego Remo possui área de drenagem de 792,325 hectares, está inserida em zona rural do município de Maringá (Fig. 1), possuindo 0,5% de superfícies impermeáveis (Cunico, 2010). As práticas de agricultura são as principais atividades desenvolvidas nesta microbacia (rotação de culturas - milho, soja e trigo). O córrego Remo apresenta mata ciliar em ambas as margens ao longo do seu curso, no entanto, de maneira semelhante ao córrego Nazaré, a mata ciliar do córrego Remo é menor do que determina a legislação vigente.

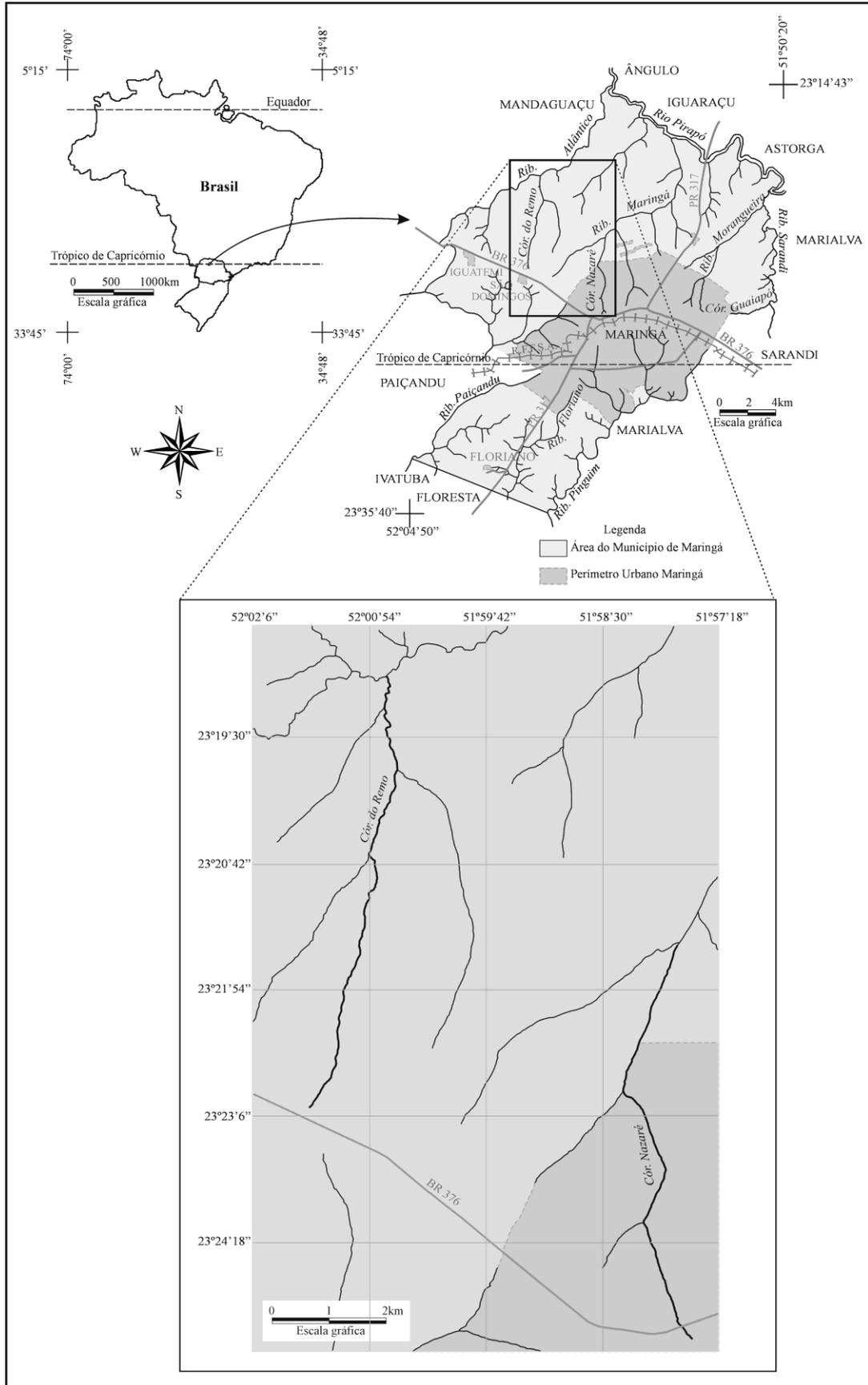


Figura 1: Localização dos córregos Nazaré e Remo. Cinza claro: área rural e cinza escuro: área urbana.

### 2.2.2 Variáveis abióticas

As coletas para a determinação das variáveis abióticas foram feitas simultaneamente às coletas das variáveis bióticas. Dados referentes a condições físicas e químicas da água, como pH (modelo DIGIMED, DM2), condutividade elétrica (modelo DIGIMED, DM3,  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido e temperatura da água (modelo YSI, 55/12FT,  $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$  e  $^{\circ}\text{C}$ , respectivamente), velocidade de fluxo (modelo FLO-MATE, 2000 – Marsh McBirdey,  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) foram medidos em campo com equipamentos analíticos portáteis. Para análises da concentração de nitrogênio total, ortofosfato e demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5$ ), amostras de água foram analisadas pelos técnicos dos laboratórios de Saneamento e Agroquímica da Universidade Estadual de Maringá. Para a  $\text{DBO}_5$  foi seguida a metodologia utilizada pela CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo), L5.120 – demanda bioquímica de oxigênio, método de diluição e incubação ( $20^{\circ}\text{C}$ , 5 dias) (CETESB, 1991). O nitrogênio total e ortofosfato foram determinados de acordo com Silva e Oliveira (2001).

### 2.2.3 Amostragem e coleta das diatomáceas

Seis amostras de diatomáceas perifíticas foram feitas ao longo de cada córrego, bimestralmente, de julho de 2007 a junho de 2008. Cada amostra foi constituída de três seixos (amostra composta). Este substrato foi escolhido por ser o mais abundante e estar presente nos dois córregos. A face oposta à direção da corrente foi raspada com auxílio de escova e lâmina e o material foi fixado com formalina 4% (proporção 1:1). Foram recolhidas medidas de área da superfície raspada, com auxílio de um paquímetro. O material foi oxidado com permanganato de potássio e ácido clorídrico, de acordo com a técnica de Simonsen (1974), modificada por Moreira-Filho & Valente-Moreira (1981). A resina utilizada para a montagem das lâminas permanentes foi Hyrax. As lâminas com material testemunho foram depositadas no Herbário da Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR (HUEM).

A identificação e a contagem das espécies de diatomáceas foram efetuadas em microscópio óptico Olympus CX31. Os indivíduos foram identificados e contados até que um mínimo de 600 valvas fosse registrado, conforme recomendações de Kobayasi & Mayama (1982), somada a uma eficiência de contagem de 90%, determinada de acordo com Pappas & Stormer (1996). A concentração de células por  $\text{cm}^2$  foi estimada pela multiplicação do número de valvas de cada táxon pelo fator de conversão seguindo a proposta de Hermany et al. (2006).

Para a identificação dos táxons de diatomáceas perifíticas foram utilizadas as obras taxonômicas básicas: Patrick & Reimer (1966), Kramer & Lange-Bertalot (1986; 1988; 1991ab), Rumrich et al. (2000), Lange-Bertalot (2001), Krammer (2002), Metzeltin & Lange-Bertalot (1998; 2007), Metzeltin et al. (2005). O enquadramento taxonômico utilizado seguiu a proposta de Round et al. (1990).

## **2.2.4 Análise dos dados**

### **2.2.4.1 Variações na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas**

Para determinar se ocorreram diferenças espaciais e temporais significativas entre as médias dos atributos (riqueza, equitabilidade, índice de diversidade de Shannon-Wiener e densidade) da assembléia de diatomáceas perifíticas foi aplicada a análise de variância de efeitos principais, controlando a variabilidade temporal por meio de blocos (ANOVA; Fator período: bloco; Fator locais: Rural e Urbano). Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram avaliados usando os testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Quando os pressupostos não foram atingidos, os dados foram log-transformados. Quando a ANOVA foi significativa, o teste de Tukey foi aplicado para determinar qual nível diferiu.

Para sumarizar a estrutura da assembléia de algas perifíticas foi aplicado NMS (*Nonmetric Multidimensional Scaling*) (Kruskal, 1964ab). Para isso foram calculadas as distâncias de Sorensen e o procedimento geral do NMS foi seguido, de acordo com McCune & Grace (2002). Foram feitas 100 permutações e o critério de estabilidade utilizado foi desvio-padrão ( $\leq 0,005$ , stress acima de 100 interações). Esta análise foi realizada através da matriz de dados de abundância (log transformados para remover o efeito de valores elevados) em diferentes locais de amostragem e períodos.

Para testar as diferenças significativas entre cada local e período, sumarizados pela NMS foi usado a MRPP (*Multiresponse Permutation Procedure*), um método não paramétrico para testar diferenças multivariadas entre os grupos pré definidos (Zimmerman et al., 1985). A significância da hipótese nula de que os locais e períodos não foram diferentes, foi testada com a randomização de Monte-Carlo (baseado em 10.000 permutações).

### **2.2.4.2 Determinação das espécies indicadoras**

Para a determinação das espécies indicadoras (IndVal) utilizaram-se os procedimentos recomendados por Dufrêne & Legendre (1997), tendo como dados de entrada a abundância e frequência de ocorrência das espécies em cada grupo, calculando valores indicadores para

cada espécie (McCune & Grace, 2002). Foram consideradas indicadoras as espécies que apresentaram o resultado do teste de Monte-Carlo com  $p < 0,05$  (baseado em 10.000 permutações).

#### **2.4.2.3 Variáveis ambientais e relações com a assembléia de diatomáceas perifíticas**

As variáveis ambientais foram sumarizadas através da PCA (Análise de Componentes Principais). Para determinar quais componentes deveriam ser retidos para interpretação, foi usado o critério do modelo de Broken-stick. De acordo com este modelo, somente os eixos com autovalor maior que os autovalores gerados por randomização devem ser interpretados (McCune & Grace, 2002). Os dados abióticos, com exceção do pH, foram log-transformados para a realização da PCA.

A associação entre as análises multivariadas (variáveis ambientais e estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas) foi examinada usando a análise de Procrustes (Peres-Neto & Jackson, 2001). Nesta análise, as duas matrizes são comparadas usando um algoritmo que minimiza a soma dos quadrados dos resíduos entre as duas matrizes (Rohlf & Slice, 1990). O valor do  $m^2$  resultante é o melhor ajustado, dado que descreve o grau de associação entre as matrizes.

As análises NMS, MRPP, IndVal e PCA foram realizadas usando o *software* PC-Ord® 4.0 (McCune & Mefford, 1999). A estatística de Procrustes foi calculada com o *software* PROTEST® (Jackson, 1995). As análises de variâncias de efeitos principais (*Main Effect Anova*) foram computadas usando o *software* Statistica™ 7.0. O nível de significância estatística adotado foi  $p < 0,05$ .

## **2.3 Resultados**

### **2.3.1 Variáveis abióticas**

A tabela 1 apresenta a amplitude de variação das variáveis físicas e químicas dos córregos estudados. A Análise de Componentes Principais (PCA), explicou 53,3% da variabilidade total dos dados abióticos em seus dois primeiros eixos (Tab. 2). No eixo 1 (30,63%) ficou evidente a separação entre os córregos. O córrego urbano foi separado devido aos maiores valores de nitrogênio total e condutividade elétrica. O córrego rural apresentou maiores valores de oxigênio dissolvido, demanda química do oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio e velocidade de fluxo (Tab. 2 e Fig. 2).

No eixo 2 (22,67%) as variáveis que apresentaram maior contribuição com o ordenamento foram: temperatura, demanda química do oxigênio, demanda bioquímica do oxigênio e ortofosfato, negativamente, e positivamente há maior contribuição do pH e oxigênio dissolvido (Tab. 2 e Fig. 2). No eixo 2, as oscilações dos fatores abióticos ao longo dos períodos amostrados podem ser observadas, principalmente no córrego urbano.

Tabela 1. Média e desvio padrão das variáveis abióticas do córrego urbano (U) e rural (R). Períodos 1 (julho/07), 2 (setembro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio-junho/08). T = temperatura da água (°C), pH = potencial hidrogeniônico, Cond. = condutividade ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ),  $\text{O}_2$  = oxigênio dissolvido ( $\text{ml.L}^{-1}$ ),  $\text{PO}_4$  = ortofosfato ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), NT= Nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), COD= demanda química do oxigênio, ( $\text{mg.L}^{-1}$ ),  $\text{DBO}_5$  = demanda bioquímica do oxigênio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e Fluxo= velocidade de fluxo ( $\text{m.s}^{-1}$ ).

	T	pH	Cond	$\text{O}_2$	$\text{PO}_4$	NT	COD	$\text{DBO}_5$	FLUXO
	16,2	6,5	105,6	8,7	123,3	7466,6	10,9	1,34	0,22
R1	( $\pm 0,8$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 8,7$ )	( $\pm 0,32$ )	( $\pm 101,15$ )	( $\pm 2138,5$ )	( $\pm 14,02$ )	( $\pm 1,23$ )	( $\pm 0,03$ )
	20,4	7,4	116,5	8,2	86,6	733,3	5,46	1,83	0,18
R2	( $\pm 0,3$ )	( $\pm 0,2$ )	( $\pm 6,6$ )	( $\pm 0,44$ )	( $\pm 45,09$ )	( $\pm 404,1$ )	( $\pm 4,68$ )	( $\pm 1,02$ )	( $\pm 0,05$ )
	21,9	7,1	112,7	7,8	93,3	1633,3	3,65	1,17	0,21
R3	( $\pm 0,7$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 4,7$ )	( $\pm 0,29$ )	( $\pm 23,09$ )	( $\pm 230,9$ )	( $\pm 2,51$ )	( $\pm 1,04$ )	( $\pm 0,05$ )
	21,5	7,0	119,2	8,4	50	1566,6	5,96	1,93	0,24
R4	( $\pm 0,4$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 5,7$ )	( $\pm 0,35$ )	( $\pm 10$ )	( $\pm 208,1$ )	( $\pm 2,50$ )	( $\pm 0,66$ )	( $\pm 0,07$ )
	20,9	7,0	125	8,7	62,6	1700	3,1	1,53	0,19
R5	( $\pm 0,5$ )	( $\pm 0,2$ )	( $\pm 5,2$ )	( $\pm 0,25$ )	( $\pm 7,63$ )	( $\pm 200$ )	( $\pm 0,55$ )	( $\pm 0,05$ )	( $\pm 0,04$ )
	17,6	6,8	119	8,1	80	1800	3,4	0,93	0,20
R6	( $\pm 0,6$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 5,6$ )	( $\pm 0,5$ )	( $\pm 26,45$ )	( $\pm 200$ )	( $\pm 1,45$ )	( $\pm 0,05$ )	( $\pm 0,04$ )
	15,3	7,5	264,6	8,5	43,33	7466,6	0,48	0,17	0,19
U1	( $\pm 0,2$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 46,5$ )	( $\pm 0,47$ )	( $\pm 20,81$ )	( $\pm 808,2$ )	( $\pm 0,25$ )	( $\pm 0,04$ )	( $\pm 0,04$ )
	18,3	7,4	294,3	8,1	30	5600	1,36	0,7	0,12
U2	( $\pm 0,2$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 57,4$ )	( $\pm 0,62$ )	( $\pm 17,32$ )	( $\pm 3803,9$ )	( $\pm 0,61$ )	( $\pm 0,43$ )	( $\pm 0,04$ )
	22,4	7,1	282,6	7,6	96,6	6933,3	1,08	0,09	0,13
U3	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 55,4$ )	( $\pm 1,14$ )	( $\pm 40,41$ )	( $\pm 2936,5$ )	( $\pm 0,62$ )	( $\pm 0,03$ )	( $\pm 0,03$ )
	21,6	7,0	310,3	7,9	116,6	7866,6	7,3	2,53	0,16
U4	( $\pm 0,2$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 70,5$ )	( $\pm 0,29$ )	( $\pm 73,71$ )	( $\pm 3499,0$ )	( $\pm 6,11$ )	( $\pm 2,57$ )	( $\pm 0,04$ )
	20,8	7,0	297,6	6,9	351	8100	3,6	1,1	0,17
U5	( $\pm 0,2$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 59,7$ )	( $\pm 0,64$ )	( $\pm 513,73$ )	( $\pm 3143,2$ )	( $\pm 0,55$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 0,04$ )
	18,4	6,8	282,6	6,9	86,6	8433,3	2,83	1,5	0,15
U6	( $\pm 0,3$ )	( $\pm 0,1$ )	( $\pm 58,2$ )	( $\pm 0,42$ )	( $\pm 30,55$ )	( $\pm 3197,3$ )	( $\pm 1,40$ )	( $\pm 0,45$ )	( $\pm 0,06$ )

Tabela 2: Resultado da análise de componentes principais (PCA), utilizando a matriz de variáveis abióticas, amostradas em um córrego rural e em um córrego urbano, no período de julho/2007 a maio-junho/2008.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Autovalores	3,063	2,267	1,429
Broken-Stick	2,929	1,928	1,391
Variância explicada (%)	30,63	22,673	12,907
Variância acumulada (%)	30,63	53,303	67,21
T °C	0,0057	-0,3161	-0,6486
pH	-0,0886	0,3503	-0,3459
Cond. ( $\mu\text{S}\cdot\text{s}^{-1}$ )	-0,4954	-0,0973	0,1192
O <sub>2</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,3535	0,3823	0,0332
PO <sub>4</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	-0,0546	0,3823	0,0332
NT ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	-0,4041	-0,1062	0,5012
DQO ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,3511	-0,4581	0,1154
DBO <sub>5</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,3184	-0,4308	0,0501
Óleos e Graxas ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	-0,2744	-0,1622	-0,376
Fluxo ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )	0,3944	0,0936	0,1717

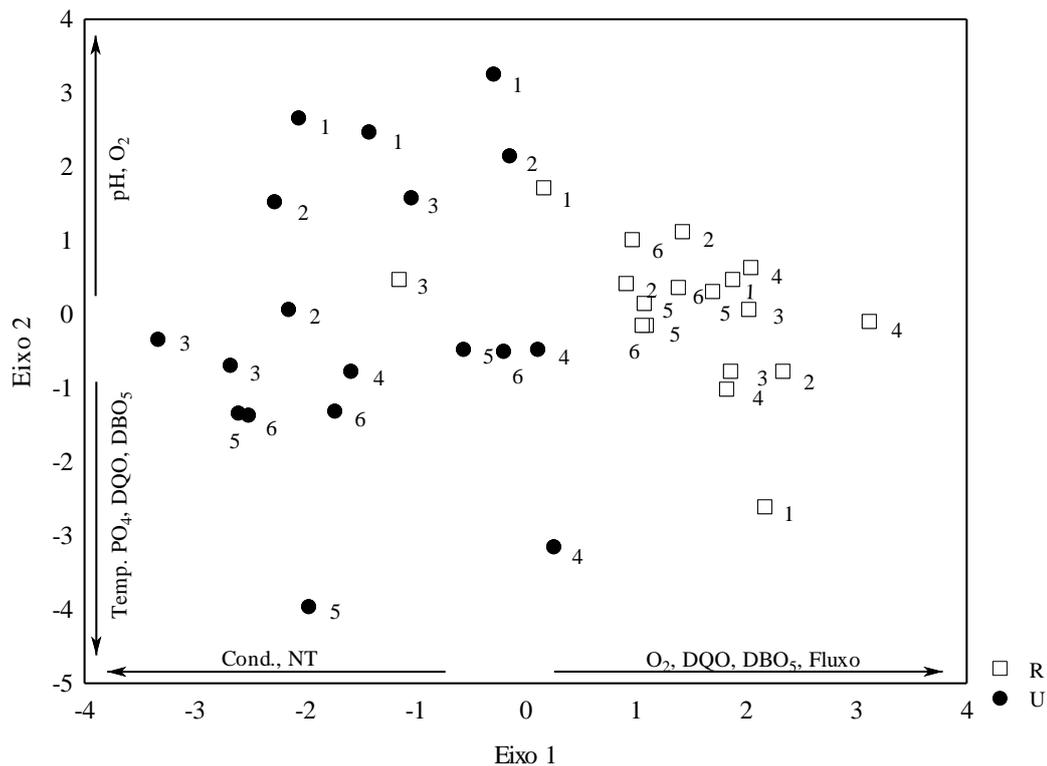


Figura 2: Posição espaço-temporal do córrego U (urbano) e R (rural), ordenados de acordo com os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais; Cond. = condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), NT= Nitrogênio total ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), O<sub>2</sub> = oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), DQO = demanda química do oxigênio ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), DBO<sub>5</sub> = demanda bioquímica do oxigênio ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), Fluxo = velocidade de fluxo ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ), Temp. = temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), PO<sub>4</sub> = ortofosfato ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), pH = potencial hidrogeniônico. Períodos 1 (julho/07), 2 (setembro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio-junho/08).

### 2.3.2 Assembléia de diatomáceas perifíticas

No córrego rural foram encontradas 124 espécies, pertencentes a 45 gêneros e 26 famílias (apêndice 1 deste capítulo). No córrego urbano foram encontradas 80 espécies pertencentes a 33 gêneros e 21 famílias. Os córregos apresentaram 69 táxons em comum. O córrego rural teve 55 espécies exclusivas e o córrego urbano apenas 11 espécies exclusivas (apêndice 1 deste capítulo).

Houve diferença significativa da riqueza de espécies entre os córregos (ANOVA,  $F=28,92$ ;  $p=0,000009$ ), mas não foi verificada diferença significativa em escala temporal para este atributo ( $F=0,4523$ ;  $p=0,80$ ) (Fig. 3).

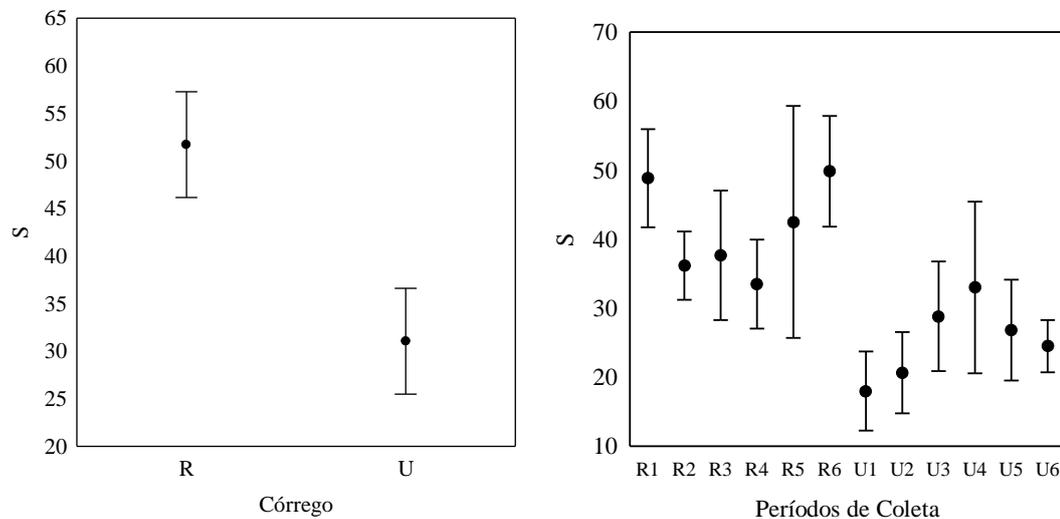


Figura 3: Variação (média e desvio padrão) do número de táxons de diatomáceas perifíticas nos córregos R (rural) U (urbano), Maringá, PR. Períodos 1 (julho/07), 2 (setembro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio-junho/08).

A maior equitabilidade média foi registrada no córrego rural e também foi encontrada diferença significativa entre os córregos (ANOVA,  $F=5,274$ ;  $p=0,02$ ). Não foi constatada diferença significativa da equitabilidade em escala temporal ( $F=0,519$ ;  $p=0,75$ ) (Fig. 4).

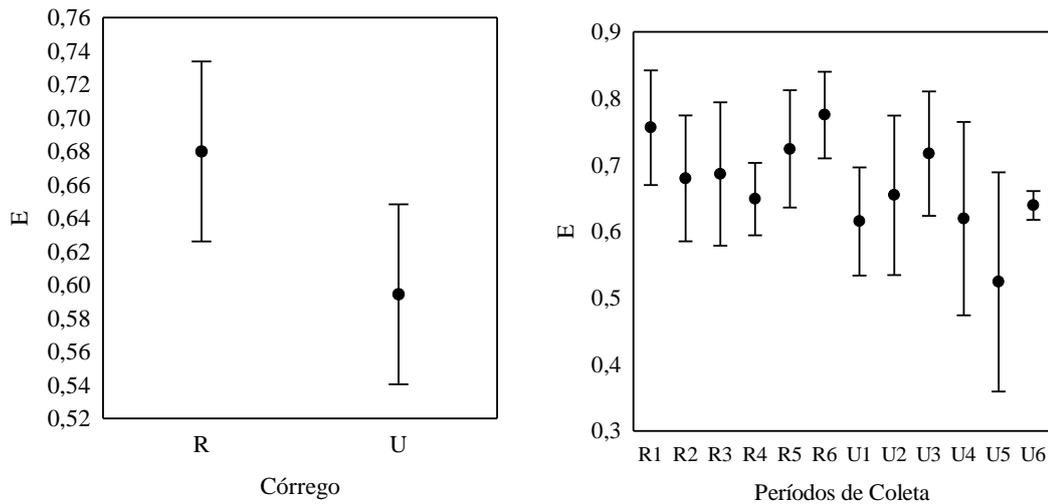


Figura 4: Variação (média e desvio padrão) da equitabilidade (%) das assembleias de diatomáceas perifíticas nos córregos R (rural) e U (urbano), Maringá, PR. Períodos 1 (julho/07), 2 (setembro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio-junho/08).

A diversidade de Shannon-Wiener teve valores mais elevados no córrego rural e também houve diferença significativa entre os córregos (ANOVA,  $F= 12,38$ ;  $p= 0,001$ ), porém não foi registrada diferença significativa da diversidade entre os períodos amostrados ( $F= 0,38$ ;  $p= 0,85$ ) (Fig. 5).

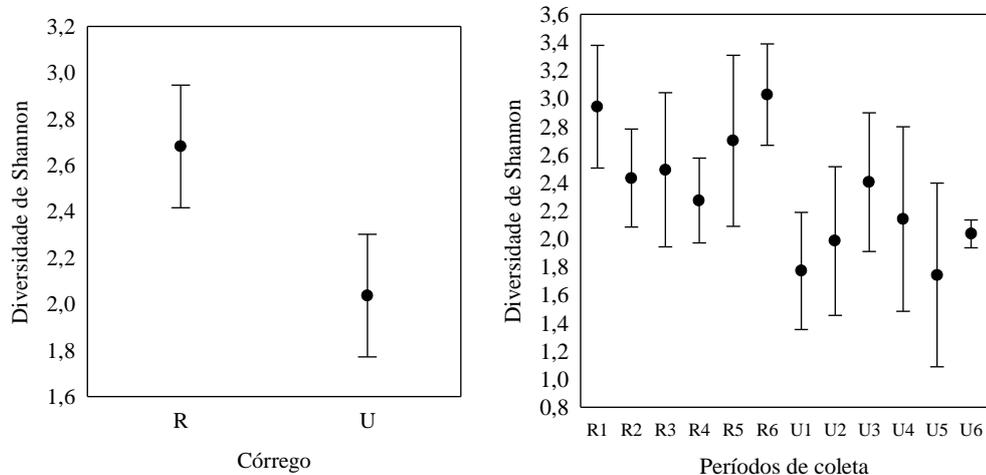


Figura 5: Variação (média e desvio padrão) do índice de diversidade de Shannon-Wiener (bits.cm<sup>-2</sup>) das assembleias de diatomáceas perifíticas nos córregos R (rural) e U (urbano), Maringá, PR. Períodos 1 (julho/07), 2 (setembro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio-junho/08).

Os maiores valores de densidade média ocorreram no córrego urbano. Foi verificada diferença significativa da densidade entre os córregos (ANOVA,  $F= 13,002$ ;  $p= 0,001$ ). Todavia, não foi verificada diferença significativa dos valores de densidade em escala temporal ( $F= 1,28$ ;  $p= 0,29$ ) (Fig. 6). Os pressupostos da ANOVA foram atendidos (Shapiro Wilk:  $p<0,05$ ; Levene:  $p>0,05$ ).

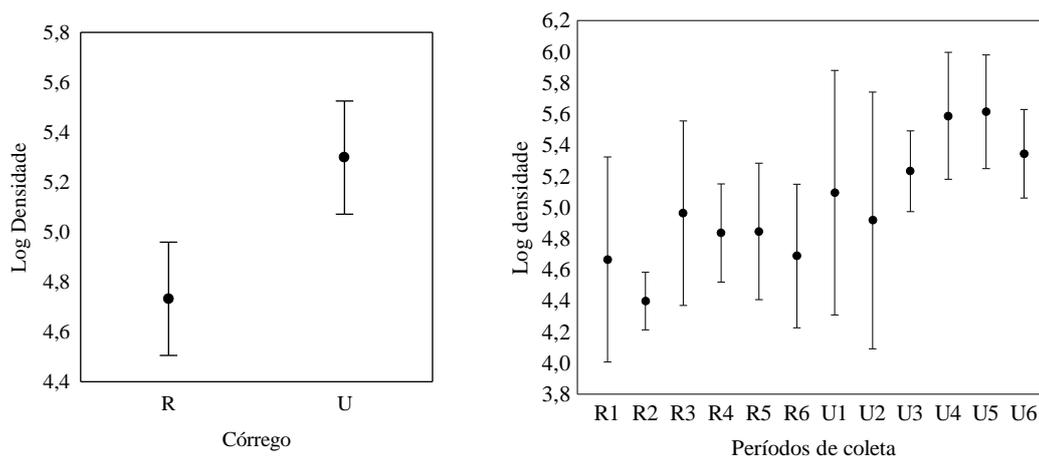


Figura 6: Variação (média e desvio padrão) da densidade das assembléias de diatomáceas perifíticas (Log ind. x cm<sup>-2</sup>) nos córregos R (rural) e U (urbano), Maringá, PR. Períodos 1 (julho/07), 2 (setembro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio-junho/08).

A estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas resumida através da NMS (*nonmetric multidimensional scaling*), demonstrou separação entre locais e períodos considerados neste estudo (Fig. 7). Após 31 interações, o critério de estabilidade foi obtido com um stress final de 13.73 (teste de Monte Carlo,  $p = 0,009$ ) e três eixos foram retidos para interpretação. A proporção de variância representada por cada eixo, com base na distância entre  $r^2$  no espaço de ordenação e distâncias no espaço original foi de 0,512 para o eixo 1, 0,158 para o eixo 2 e 0,218 para o eixo 3, totalizando 0,888.

Plotando-se os eixos 1 e 2, os eixos 1 e 3 e também os eixos 2 e 3 a escala espacial foi identificada como o padrão principal da estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas (Fig. 7). A variabilidade temporal pode ser observada quando foram plotados os eixos 1 e 2 e também os eixos 2 e 3. Ainda, de acordo com o resultado da MRPP (*multiresponse permutation procedure*), a distribuição das diatomáceas perifíticas apresentou padrão espacial ( $p = 0,00000$ ) mais evidente que o padrão temporal ( $p = 0,0006$ ), corroborando os resultados encontrados na NMS.

### 2.3.3 Relações entre as variáveis bióticas e abióticas

O teste de correlação de matrizes (Procrustes) entre os três primeiros eixos de ordenação da PCA e os três primeiros eixos de ordenação da NMS foi significativo. O valor ajustado para a distribuição das diatomáceas perifíticas foi  $m^2 = 0,7607$  e  $p = 0,0001$ , corroborando estatisticamente a influência das variáveis abióticas sobre a distribuição espacial e temporal da assembléia nos córregos rural e urbano.

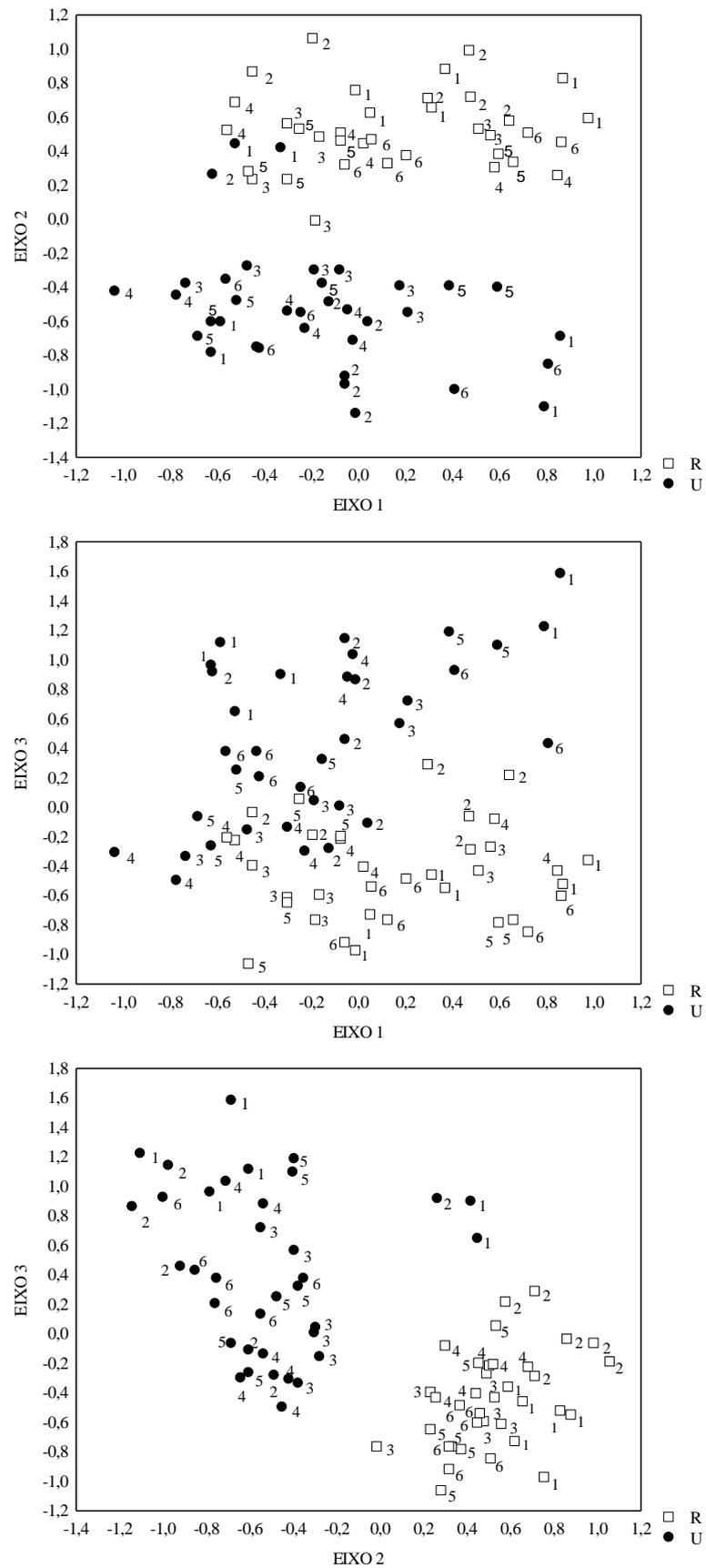


Figura 7: Diagramas de ordenação “Nonmetric Multidimensional Scaling” (NMS) aplicado sobre a assembléia de diatomáceas perifíticas dos córregos R (rural) e U (urbano), Maringá, PR. Períodos 1 (julho/07), 2 (setembro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio-junho/08).

### 2.3.4 Espécies indicadoras

Para a escala espacial, os córregos rural e urbano foram caracterizados por diferentes grupos de espécies indicadoras (IndVal,  $p \leq 0,05$ ; Tab. 2). Trinta e dois táxons foram indicadores no córrego rural e dezessete táxons foram indicadores no córrego urbano.

Tabela 2. Análise de Espécies Indicadoras (IndVal), mostrando a abundância relativa (AR), frequência relativa (FR) e valores indicadores (VI). Córregos R (rural) e U (urbano). ( $p < 0,05$  para o teste de Monte Carlo). \* Ilustração no apêndice 2 deste capítulo. \*\* Ilustração no apêndice 3 deste capítulo.

	AR		FR		VI	
	R	U	R	U	R	U
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow	70	30	100	44	70	13
<i>Achnanthes rupestoides</i> Hohn	78	22	100	67	78	15
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow	100	0	89	0	89	0
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & Archibald	100	0	89	0	89	0
<i>Diploneis subovalis</i> Cleve *	97	3	83	6	81	0
<i>Encyonema mesianum</i> (Cholnoky) Mann	97	3	67	6	65	0
<i>Fallacia ecuadoriana</i> Lange-Bertalot & Rumrich *	72	28	61	6	44	2
<i>Fallacia insociabilis</i> (Krasske) Mann *	100	0	67	0	67	0
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) Carlson *	100	0	39	0	39	0
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson) Lange-Bertalot & Krammer *	100	0	28	0	28	0
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni *	83	17	56	11	46	2
<i>Geissleria neosubtropica</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	100	0	56	0	56	0
<i>Gomphonema brasiliense</i> Grunow	100	0	78	0	78	0
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	97	3	61	6	59	0
<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst) Cleve	95	5	44	6	42	0
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	100	0	28	0	28	0
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metelzin & Witkowski	100	0	28	0	28	0
<i>Luticola dapalis</i> (Frenguelli) Mann	97	3	50	6	48	0
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	67	33	100	72	67	24
<i>Navicula lohmannii</i> Lange-Bertalot & Rumrich *	89	11	100	33	89	4
<i>Nupela praecipua</i> (Reichardt) Reichardt *	83	17	100	44	83	8
<i>Pinnularia</i> sp. *	100	0	28	0	28	0
<i>Placoneis constans</i> var. <i>symmetrica</i> (Hustedt) Kobayasi *	91	9	61	6	56	0
<i>Placoneis disparilis</i> (Hustedt) Metelzin & Krammer *	98	2	50	6	49	0
<i>Placoneis hambergii</i> (Hustedt) Bruder	68	32	72	28	49	9
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky	84	16	94	33	79	5
<i>Sellaphora</i> sp. 1	100	0	61	0	61	0

Continuação						
<i>Sellaphora</i> sp. 2	98	2	78	11	76	0
<i>Stauroneis</i> cf. <i>kriegeri</i> Patrick	89	11	72	6	64	1
<i>Stenopterobia schweickerdtii</i> (Cholnoky)						
Brassac, Ludwig & Torgan	100	0	56	0	56	0
<i>Tryblionella levidensis</i> Smith	95	5	83	11	79	1
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	60	40	94	28	56	11
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson ex Kützing)						
Grunow **	9	91	100	100	9	91
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing)						
Czarnecki **	3	97	56	94	2	91
<i>Amphora montana</i> Krasske **	2	98	56	78	1	77
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve **	1	99	17	67	0	66
<i>Craticula</i> sp.	0	100	0	89	0	89
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	0	100	11	39	0	39
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot **	27	73	100	100	27	73
<i>Fallacia monoculata</i> (Hustedt) Mann **	0	100	11	83	0	83
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	19	81	100	100	19	81
<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot						
var. <i>permitis</i> **	0	100	11	50	0	50
<i>Navicula tenelloides</i> Hustedt **	11	89	56	78	6	69
<i>Navicula</i> sp. 5	5	95	28	72	1	69
<i>Nitzschia</i> cf. <i>inconspicua</i> Grunow **	0	100	0	28	0	28
<i>Nupela</i> sp.	13	87	100	100	13	87
<i>Pinnularia gibba</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	4	96	39	56	1	53
<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) Mann **	8	92	100	100	8	92
<i>Sellaphora</i> sp.	0	100	6	28	0	28

## 2.4 Discussão

A assembléia de diatomáceas perifíticas estudada foi nitidamente distinta entre o córrego urbano e o córrego rural. Análises realizadas a partir de atributos desta assembléia, tais como riqueza, equitabilidade, diversidade e densidade total, indicaram que a variação espacial (córrego urbano e córrego rural) foi muito mais evidente que a variação temporal (meses de coleta) considerada. A influência das variáveis ambientais sobre a distribuição da assembléia de diatomáceas perifíticas também pode ser observada através da análise de correlação de matrizes.

Estudos de córregos que drenam centros urbanos têm mostrado o declínio na riqueza de diatomáceas associados com a poluição orgânica (Nather Khan, 1991; Lobo et al., 1995; Sonneman et al., 2001). Dentre os efeitos comuns da poluição estão a redução da diversidade de espécies e aumento de densidade, bem como o incremento de espécies tolerantes (Lobo et

al., 1995; Jüttner et al., 2003; Ndiritu et al., 2006; Urban et al., 2006). Contrariamente, em condições de concentração de nutrientes intermediárias, as diatomáceas perifíticas podem apresentar diversidade elevada (Lobo et al., 1995; Jüttner et al., 2003; Bere & Tundisi, 2010). Neste estudo, o efeito da urbanização sobre as diatomáceas perifíticas do córrego Nazaré foi evidente. Este córrego apresentou elevadas densidades, mas atributos como riqueza, equitabilidade e diversidade foram reduzidos. Em contraposição, no córrego rural a riqueza, a equitabilidade e a diversidade apresentaram valores maiores e densidades reduzidas quando comparadas àquelas registradas no córrego urbano.

Estudos envolvendo a assembléia de diatomáceas perifíticas têm reportado a influência de ambientes urbanos e rurais sobre a estrutura e distribuição desta assembléia. Winter & Duthie (1998), em estudo realizado em Ontário, Canadá, observaram que a diferenciação da assembléia de diatomáceas perifíticas entre córregos urbanos e rurais, de uma mesma bacia hidrográfica estiveram relacionadas às diferenças de temperatura, DBO, fósforo total e sólidos suspensos. Em um estudo posterior, comparando duas bacias hidrográficas Winter & Duthie (2000a) mostraram que a diferenciação da assembléia de diatomáceas perifíticas ao longo de um gradiente urbano-rural está relacionada às diferentes concentrações de fósforo total e nitrogênio total.

Segundo Fore & Grafe (2002), a porcentagem de ocupação do solo por urbanização e agricultura são determinantes na composição das assembléias de diatomáceas perifíticas. Walker & Pan (2006), em estudo realizado no Oregon (EUA), destacaram a condutividade e a distância dos córregos em relação as indústrias como principal fator de diferenciação das assembléias de diatomáceas perifíticas entre córregos urbanos e rurais. No Quênia, Ndiritu et al. (2006) verificaram diferenças entre as assembléias de diatomáceas perifíticas presentes em áreas com cidades menores e atividades de agricultura de subsistência, daquelas encontradas em áreas de grandes centros urbanos e também áreas com agricultura intensiva, associando as mudanças na composição das espécies à intensidade de poluição.

No presente estudo, a distinção da assembléia de diatomáceas perifíticas do córrego urbano e do córrego rural esteve relacionada principalmente aos maiores valores de condutividade e nitrogênio total registrados no córrego urbano e aos maiores valores de oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio e velocidade de fluxo no córrego rural. Em paisagens urbanas as áreas de superfícies impermeáveis intensificam o escoamento superficial, carreando nutrientes (Paul & Meyer, 2001; Tufford et al., 2003; Meyer et al., 2005; Walsh et al., 2005; Paul & Mayer, 2008) e contaminantes para os córregos (Paul & Meyer, 2001; Davis et al., 2003). Deficiências nos

sistemas de tratamento de esgoto, bem como descargas ilícitas de efluentes em córregos urbanos, provocam aumento nas concentrações de nutrientes, principalmente de nitrogênio (Paul & Meyer, 2008; Cunico, 2010). Elevadas concentrações de nitrogênio contribuem para o desenvolvimento excessivo de algas (Porter et al., 2008), o que pode levar à diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (Kannel et al., 2007). Estas condições foram encontradas no córrego urbano, onde se estabeleceram condições severas para a manutenção de espécies sensíveis às elevadas concentrações de nitrogênio e condutividade. Segundo Lowe & Pan (1996) se as alterações na qualidade da água provocadas por ações antrópicas estão fora do intervalo de tolerância de uma espécie, esta irá declinar e finalmente desaparecer.

A elevação dos valores de condutividade também é considerada um dos principais efeitos da urbanização sobre córregos (Sonneman et al., 2001; Walsh et al., 2001; Clinton & Vose, 2006; Walker & Pan, 2006) e a influência da concentração iônica sobre as diatomáceas perifíticas têm sido reportada em diversos estudos (Biggs, 1990; Lelad & Porter, 2000; Sonneman et al., 2001; Soininen et al., 2004; Newal & Walsh, 2005; Walker & Pan, 2006), podendo explicar grande parte da variabilidade entre assembléias de diatomáceas perifíticas (Potapova & Charles, 2003).

Segundo Winemiller et al. (2008), quantidades excessivas de matéria orgânica dissolvida ou particulada podem resultar em aumento da demanda bioquímica de oxigênio, levando a diminuição crônica de oxigênio dissolvido na água de rios. Apesar dos maiores valores de nutrientes terem sido registrados no córrego urbano, o aporte lateral de matéria orgânica particulada (folhas) encontrada abundantemente no córrego rural, pode ter contribuído notavelmente para os maiores valores de DBO<sub>5</sub> e DQO neste córrego. Provavelmente a maior velocidade de fluxo registrado no córrego rural, juntamente com as menores concentrações de nutrientes dissolvidos, contribuiu com as melhores concentrações de oxigênio encontradas.

Fatores frequentemente apontados como sendo importantes na distribuição e abundância de algas perifíticas, tais como: fósforo (Leland & Porter, 2000; Winter & Duthie, 2000a; Munn et al., 2002; Hill et al., 2003; Ponader et al., 2007), pH (Pan et al., 1996; Zampella et al., 2007) e temperatura (DeNicola, 1996), não apresentaram influência na separação das assembléias de diatomáceas perifíticas entre os córregos estudados, mas contribuíram para a distribuição temporal. Como observado na PCA (ver Fig. 2), os fatores abióticos amostrados não apresentaram um padrão de variação temporal similar entre os córregos, provavelmente porque refletem as atividades desenvolvidas nas microbacias onde estes estão inseridos, já que estas não apresentam diferenças de solo e nem climáticas.

Modificações na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas são esperadas em resposta às alterações sazonais das variáveis abióticas (Stevenson & Pan, 1999). Porém, alterações nas variáveis físicas e químicas provocadas por atividades humanas nas microbacias dos córregos estudados, foram mais importantes para a estruturação da assembléia de diatomáceas perifíticas do que a variação sazonal dos fatores abióticos. Embora tanto a agricultura como a urbanização causem impactos sobre rios e riachos, a poluição advinda de áreas urbanas é mais intensa do que aquela registrada em áreas rurais (Odum, 1983; Kannel et al., 2007).

A análise de espécies indicadoras (IndVal) identificou espécies de diatomáceas fortemente associados com o córrego urbano e também com o córrego rural (Tab. 3). Espécies com maior potencial indicador para o córrego urbano, já foram identificadas por outros autores como tolerantes ao enriquecimento de nutrientes, tais como: *Fallacia monoculata* (Potapova & Charles, 2007) e *Mayamaea atomus* var. *permitis* (Fore & Grafe, 2002; Rimet et al., 2004; Urrea & Sabater, 2009). Ainda espécies frequentemente associadas a condições de poluição orgânica, foram indicadoras do córrego urbano, como: *Achnanthes lanceolata* (Van Dam et al., 1994; Köster & Hübener, 2001), *Amphora montana* (Lobo et al., 2002; Van Dam et al., 1994), *Cyclotella meneghiniana* (Kwandrans et al., 1998; Lobo et al., 2002; Potapova & Charles, 2007), *Eolimna minima* (Soininen, 2002; Taylor et al., 2007; Rimet, 2009), *Navicula tenelloides* (Van Dam et al., 1994; Soininen et al., 2004), *Nitzschia* cf. *inconspicua* (Van Dam et al., 1994; Grenier et al., 2010), *Pinnularia gibba* (Lobo et al., 2002) e *Sellaphora seminulum* (Lobo et al., 2002; Lobo et al., 2004c; Rimet et al., 2004; Salomoni et al., 2006; Rimet, 2009). *Caloneis bacillum* foi referida por Van Dam et al. (1994) como típica de ambientes mesotróficos e nos córregos estudados esta espécie foi indicadora do ambiente urbano. *Gomphonema lagenula*, indicadora de ambientes pobres em nutrientes no trabalho de Chessman et al. (2006), foi indicadora do córrego urbano no presente estudo, sugerindo maior amplitude de tolerância de concentração de nutrientes. *Achnanthidium minutissimum* tolera desde condições oligotróficas até eutróficas (Van Dam et al., 1994; Soininen, 2002; Newal & Walsh, 2005; Potapova & Charles, 2007). Aqui essa espécie foi registrada como indicadora do córrego urbano, mais impactado quando comparado ao córrego rural.

Dentre as espécies indicadoras do córrego rural, táxons que já foram registrados como tolerantes a condições desde ambientes oligotróficos até eutróficos, tais como: *Achnanthes exigua* (Van Dam et al., 1994; Lobo et al., 2004c), *Hantzschia amphioxys* (Van Dam et al., 1994; Maznah & Mansor, 2002), *Navicula cryptotenella* (Van Dam et al., 1994), *Ulnaria ulna* (Van Dam et al., 1994; Potapova & Charles, 2007) e *Achnanthes rupestoides*, que no trabalho de Van Dam et al. (1994) foi indicadora de ambientes oligotróficos e no trabalho de Hermany

et al. (2006) de locais meso-eutróficos. *Amphipleura lindheimeri* foi registrada por Lobo et al. (2002) como indicadora de ambientes muito fortemente poluídos e em Lobo et al. (2004a) como de tolerância média à poluição. *Sellaphora pupula*, apresentou preferência por ambientes menos eutrofizados no trabalho de Hermany et al. (2006) e por rios poluídos a muito fortemente poluídos em Lobo et al. (2002), Lobo et al. (2004c) e em Salomoni et al. (2006). Ainda, táxons mencionados na literatura como característicos de ambientes eutrofizados, como por exemplo: *Amphora copulata* (Van Dam et al., 1994; Bellinger et al., 2006), *Tryblionella levidensis* (Van Dam et al., 1994) e *Frustulia crassinervea* (Salomoni et al., 2006), aqui foram encontradas como indicadores do córrego rural. *Frustulia vulgaris* foi mencionada como sensível a altas concentrações de nutrientes em Kelly et al. (1998), corroborando os resultados para os dois córregos estudados nesse trabalho. Porém, espécies que apresentaram preferência por condições menos severas deste tipo de poluição foram: *Fallacia ecuadoriana*, *Fallacia insociabilis*, *Geissleria neosubtropica*, *Luticola dapalis*, *Navicula lohmannii*, *Pinnularia* sp., *Placoneis constans* var. *symmetrica*, *Placoneis disparilis*, *Placoneis hambergii*, *Nupela praecipua*, *Sellaphora* sp. 1, *Sellaphora* sp. 2, *Stauroneis* cf. *kriegeri* e *Stenopterobia schweickerdtii*, a respeito das quais, não foram encontradas informações ecológicas, sugerindo que essas podem ser indicadoras de ambientes menos impactados.

## 2.5 Conclusão

A estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas foi distinta entre o córrego urbano e o córrego rural. O efeito do uso do solo sobre as variáveis físicas e químicas dos córregos foi evidente, refletindo sobre a assembléia de diatomáceas. A variação espacial desta assembléia foi maior que a variação temporal e a influência antrópica foi mais acentuada no córrego urbano, com redução nos atributos riqueza, equitabilidade, diversidade e o aumento da densidade, em resposta às condições abióticas severas impostas pela urbanização. Isto sugere que os impactos antrópicos foram mais importantes na estruturação da assembléia de diatomáceas perifíticas do que a variação sazonal dos fatores abióticos.

## Referências

- Azim, M. E. & T. Asaeda, 2005. Periphyton structure, diversity and colonization. In Azim, M. E., M. C. J. Verdegem, A. A. van Dam & M. C. M. Bederidge (eds), *Periphyton ecology, exploitation and management*. CABI Publishing, Cambridge: 15–33.
- Bellinger, B. J., C. Cocquyt & C. M. O. O'Reilly, 2006. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia* 573: 75–87.
- Bere, T. & J. G. Tundisi, 2010. Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. *Brazilian Journal of Biology* 70: 493–502.
- Biggs, B. J. F., 1996. Patterns in benthic algae of streams. In Stevenson, R. J., M.L. Bothwell & R. L. Lowe (eds), *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego: 31-56.
- Biggs, B., 1990. Periphyton communities and their environments in New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24: 367–386.
- Bollmann, H. A. & O. R. Andreoli, 2005. Água no sistema urbano. In Andreoli, C. V. & C. Carneiro (eds), *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Sanepar/Finep, Curitiba: 85–120.
- Brasil. Lei no. 4771, de 15 de setembro de 1965. Código Florestal Brasileiro. IBAMA. Disponível em <http://www.ibama.gov.br>, acesso em 24 de janeiro de 2011.
- CETESB, 1991. Norma Técnica L5.120. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Método da Diluição e Incubação 20 graus centígrados 5 dias. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental – CETESB, São Paulo.
- Chessman, B. C., K. A. Fryirs & G. J. Brierley, 2006. Linking geomorphic character, behaviour and condition to fluvial biodiversity: implications for river management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 267–288.
- Clinton, B. D. & J. M. Vose, 2006. Variation in stream water quality in an urban headwater stream in the southern Appalachians. *Water, Air and Soil Pollution* 169: 331–353.
- Cunico, A. M. 2010. Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembléias de peixes em córregos urbanos Neotropicais. Tese (Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais – Universidade Estadual de Maringá).
- Davis, N. M., V. Weaver, K. Parks & M. J. Lydy, 2003. An assessment of water quality, physical habitat, and biological integrity of an urban stream in Wichita, Kansas, prior to restoration improvements (phase I). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44: 351–359.

- DeNicola, D. M., 1996. Periphyton responses to temperature at different ecological levels. In Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (eds), *Algal ecology: freshwater bentic ecosystems*. Academic Press, San Diego: 149–181.
- Dufrêne, M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), 2007. Mapa de Solos do Estado do Paraná. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Embrapa: Solos e Florestas, ISSN 1517-2627, 2007. 95p. Disponível em <<http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/conhecimentos.html>>. Acesso em 27 de maio de 2010.
- Fore, L. S. & C. Grafe, 2002. Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (U.S.A.). *Freshwater Biology* 47: 2015–2037.
- Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren & M. D. Hurley, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199–214.
- Grenier, M., I. Lavoie, A. N. Rousseau, & S. Campeau, 2010. Defining ecological thresholds to determine class boundaries in a bioassessment tool: the case of the Eastern Canadian Diatom Index (IDEC). *Ecological Indicators* 10: 980–989.
- Hermany, G., A. Schwarzbald, E. A. Lobo & M. A. Oliveira, 2006. Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of southern Brazilian aquatic systems. *Acta Limnologica Brasiliensia* 18: 9–27.
- Hill, B. H., A. T. Herlihy, P. R. Kaufmann, S. J. Decelles & M. A. Vander-Borgh, 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators* 2: 325–338.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2010. Cidades 2010. Electronic Database accessible at <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Brasília, Brazil. Acesso em 31/01/2011.
- Jackson, D. A., 1995. Protest: a procrustean randomization test of community environment concordance. *Ecoscience* 2: 297–303.
- Jüttner, I., S. Sharma, B. M. Dahal, S. J. Ormerod, P. J. Chimonides & E. J. Cox, 2003. Diatoms as indicators of stream quality in the Kathmandu Valley and Middle Hills of Nepal and India. *Freshwater Biology* 48: 2065–2084.

- Kannel, P. J., S. Lee, S. R. Kanel, S. P. Khan, & Y. Lee, 2007. Spatial-temporal variation and comparative assessment of water qualities of urban river system: a case study of river Bagmati (Nepal). *Environmental Monitoring and Assessment* 129: 433–459.
- Kelly, M.G., A. Cazaubon, E. Coring, A. Dell'Uomo, L. Ector, B. Goldsmith, H. Guash, J. Hürlimann, A. Jarlman, B. Kawecka, J. Kwandrans, R. Laugaste, E. A. Lindstrom, M. Leitão, P. Marvan, J. Padisák, E. Pipp, J. Prygiel, E. Rott, S. Sabater, H. Van Dam & J. Vizinet, 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10:215–224.
- Kelly, M. G. & B. A. Whitton, 1998. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia* 384: 55–67.
- Kobayasi, H. & S. Mayama, 1982. Most pollution tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. *Japanese Journal of Phycology* 30: 188-196.
- Köster, D. & T. Hübener, 2001. Application of Diatom Indices in a Planted Ditch Constructed for Tertiary Sewage Treatment in Schwaan, Germany. *International Review of Hydrobiology* 86: 241–252.
- Krammer, K. 2002. *Cymbella*. In Lange-Bertalot, H. (ed), *Diatoms of Europe* A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell: 1-584.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1988. Bacillariophyceae: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer (eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher, Stuttgart: 1–596.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1991a. Bacillariophyceae. Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Linolatae) und *Gomphonema*. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer (eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher, Stuttgart: 1–437.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1991b. Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer (eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher, Stuttgart: 1–576.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1986. Bacillariophyceae: Naviculaceae. In Ettl, H., J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer (eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher, Stuttgart: 1–876.
- Kruskal, J. B. 1964a. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypotheses. *Psychometrika* 29: 1–27.
- Kruskal, J. B. 1964b. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29: 115–129.

- Kühl, A.M., C. L. M. S. C. Rocha, E. L. G. Espíndola & F. A. Lansac-Toha, 2010. Rural and urban streams: anthropogenic influences and impacts on water and sediment quality. *International Review of Hydrobiology* 95: 260-272.
- Kwandrans, J., P. Eloranta, B. Kawecka & K. Wojtan, 1998. Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland. *Journal of Applied Phycology* 10: 193–201.
- Lange-Bertalot, H. 2001. *Navicula* sensu stricto – 10 genera separated from *Navicula* sensu lato *Frustulia*. In Lange-Bertalot, H. (ed), *Diatoms of Europe*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell: 1–526.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64: 285–304.
- Leland, H. & S. Porter, 2000. Distribution of benthic algal in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology* 44: 279–301.
- Lobo, E. A., D. Bes, L. Tusdeque & L. Ector, 2004a. Water quality assessment of the Pardinho river, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms as biological indicators. *Vie Milieu* 54: 115–125.
- Lobo, E. A., K. Katoh & Y. Aruga, 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area. *Freshwater Biology* 34: 191–204.
- Lobo, E. A., V. L. Callegaro, C. E. Wetzel, G. Hermany & D. Bes, 2004b. Water quality evaluation of Condor and Capivara streams, Municipal District of Porto Alegre, RS, Brazil, Using Epilithic Diatom Communities as Bioindicators. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 33: 77–93.
- Lobo, E. A., V. L. M. Callegaro, G. Hermany, D. Bes, C. E. Wetzel & M. A. Oliveira, 2004c. Use of epilithic diatoms as bioindicators, with special emphasis to the eutrophication problem of lotic systems in Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16: 25–40.
- Lobo, E. A., V. L. M. Callegaro & E. P. Bender, 2002. Utilização de algas diatomáceas perifíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Edunisc, Santa Cruz do Sul.
- Lowe, R. L. & Y. Pan, 1996. Benthic algal communities and biological monitors. In Stevenson, R. J., M. Bothwell & R. L. Lowe (eds), *Algal ecology: Freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego: 705–739.
- Maack, R., 2002. *Geografia Física do Estado do Paraná*. Imprensa Oficial, Curitiba.
- Maddock, I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41: 373–391.

- Martinez, M., 2005. Aplicação de parâmetros morfométricos de drenagem na bacia do rio Pirapó: O perfil longitudinal. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia – Universidade Estadual de Maringá).
- Maznah, W. O. W. & M. Mansor, 2002. Aquatic pollution assessment based on attached diatom communities in the Pinang River Basin, Malaysia. *Hydrobiologia* 487: 229–241.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data (Version 4). MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- McCune, B. & J. B. Grace, 2002. Analysis of ecological communities. Gleneden Beach, Oregon.
- Metzeltin, D., H. Lange-Bertalot & F. García-Rodríguez, 2005. Diatoms of Uruguay compared with other taxa from South America and elsewhere. In Lange-Bertalot, H. (ed), *Iconographia Diatomologica, Annotated Diatom Micrographs*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Königstein: 1-735.
- Metzeltin, D. & H. Lange-Bertalot, 1998. Tropical diatoms of South America I. About 700 predominantly rarely known or new taxa representative of the neotropical flora. In Lange-Bertalot, H. (ed), *Iconographia Diatomologica, Annotated Diatom Micrographs*. Koeltz Scientific Books, Königstein: 1–695.
- Metzeltin, D. & H. Lange-Bertalot, 2007. Tropical diatoms of South America, II, Special remarks on biogeographic disjunction. In Lange-Bertalot, H. (ed), *Iconographia Diatomologica, Annotated Diatom Micrographs*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Königstein: 1-875.
- Meyer, J. L., M. J. Paul & W. K. Taulbee, 2005. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 602–612.
- Mineropar (Mapa geológico do Estado do Paraná), 2006. Disponível em <[http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/MapasPDF/Geologocos/geologico\\_650.pdf](http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/MapasPDF/Geologocos/geologico_650.pdf)> acesso em março de 2009.
- Moreira-Filho, H. & I. M. Valente-Moreira, 1981. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Bacillariophyceae) epífitas em algas pluricelulares obtidas nos litorais dos Estados do Paraná, Santa Catarina e São Paulo. *Boletim do Museu Botânico Municipal* 47: 1–17.
- Munn, M. D., R. W. Black & S. J. Gruber, 2002. Response of benthic algae to environmental gradients in an agriculturally dominated landscape. *Journal of North American Benthological Society* 21: 221–237.

- Nather-Khan, I. S. A., 1991. Effect of urban and industrial wastes on species diversity of the diatom community in a tropical river, Malaysia. *Hydrobiologia* 224: 175-184.
- Ndiritu, G. G., N. N. Gichuki, & L. Triest, 2006. Distribution of epilithic diatoms in response to environmental conditions in an urban tropical stream, Central Kenya. *Biodiversity and Conservation* 15: 3267–3293.
- Newall, P. & C. J. Walsh, 2005. Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influences. *Hydrobiologia* 532: 53–67.
- Odum, E. P. 1983. *Ecologia*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Pan, Y., A. Herlihy, P. Kaufmann, J. Wigginton, J. Van Sickle & T. Moser, 2004. Linkages among land-use, water quality, physical habitat conditions and lotic diatom assemblages: A multi-spatial scale assessment. *Hydrobiologia* 515: 59–73.
- Pan, Y., R. J. Stevenson, B. H. Hill, A. T. Herlihy & G. B. Collins, 1996. Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems - a regional assessment. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 481–495.
- Pappas, J. L. & E. F. Stormer, 1996. Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal of Phycology* 32: 693–696.
- Passy, S. I., Y. Pan & R. L. Lowe, 1999. Ecology of the major periphytic diatom communities from the Mesta River, Bulgaria. *International Review of Hydrobiology* 84: 129–174.
- Patrick, R. & C. W. Reimer, 1966. *The diatoms of the United States*. Academy of Natural Sciences, Philadelphia.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer, 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333–365.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer, 2008. Streams in the urban landscape. In Marzluff, J. M., E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. Zumbrennen (eds), *Urban Ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature*. Springer, New York: 207–231.
- Peres-Neto, P. R. & D. A. Jackson, 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia* 129: 169–178.
- Peron, A. P., E. A. Canesin & C. M. V. Cardoso, 2009. Potencial mutagênico das águas do Rio Pirapó (Apucarana, Paraná, Brasil) em células meristemáticas de raiz de *Allium cepa* L. *Revista Brasileira de Biociências* 7: 155–159.

- Peruço, J. D. 2004. Identificação das principais fontes poluidoras de afluentes da bacia do alto rio Pirapó. Maringá. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Geografia - Universidade Estadual de Maringá).
- Poff, N. L. & A. D. Huryn, 1997. Multi-scale determinants of secondary production in Atlantic salmon (*Salmo salar*) streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 55: 201–217.
- Ponader, K. C., D. F. Charles & T. J. Belton, 2007. Diatom-based TP and NT inference indices for monitoring nutrient enrichment of New Jersey streams. *Ecological Indicators* 7: 79–93.
- Porter, S. D., D. K. Mueller, N. E. Spahr, M. D. Munn & N. M. Dubrovsky, 2008. Efficacy of algal metrics for assessing nutrient and organic enrichment in flowing waters. *Freshwater Biology* 53: 1036–1054.
- Potapova, M. & D. F. Charles, 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators* 7: 48–70.
- Potapova, M. & D. F. Charles, 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology* 48: 1311–1328.
- Pusey, B. J. & A. H. Arthington, 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54:1–16.
- Rimet, F., 2009. Benthic diatom assemblages and their correspondence with ecoregional classifications: case study of rivers in north-eastern France. *Hydrobiologia* 636: 137–151.
- Rimet, F., L. Ector, H. M. Cauchie & L. Hoffmann, 2004. Regional distribution of diatom assemblages in the headwater streams of Luxembourg. *Hydrobiologia* 520: 105–117.
- Rohlf, F. J. & D. Slice, 1990. Extensions of the Procrustes method for the optimal superimposition of landmarks. *Systematic Biology* 39: 40–59.
- Round, F. E., 1993. A Review and Methods for the Use of Epilithic Diatoms for Detecting and Monitoring Changes in River Water Quality. HMSO Publisher, London.
- Round, F. E., R. M. Crawford & D. G. Mann, 1990. The diatoms biology e morphology of the genera. Cambridge University Press, Great Britain.
- Rumrich, U., H. Lange-Bertalot & M. Rumrich, 2000. Diatoms of the Andes from Venezuela to Patagonia Tierra del Fuego and two additional contributions. *Iconographia Diatomologica* 9: 1–673.

- Sala, M. G. 2005. Indicadores de fragilidade ambiental na bacia do Ribeirão Maringá – PR. 2005. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia - Universidade Estadual de Maringá).
- Salomoni, S. E., O. Rocha, V. L. Callegaro & E. A. Lobo, 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brasil. *Hydrobiologia* 559:233–246.
- Silva, S.A. & R. Oliveira, 2001. Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias. DEC/CCT/UFGP, Campina Grande.
- Simonsen, R. 1974. The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R/V “Meteor”, 1964-65 “Meteor” Forschungsergebnisse. *Reihe D-Biologie* 19:1–66.
- Soininen, J., R. Paavola, & T. Muotka, 2004. Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecography* 27: 330–342.
- Soininen, J., 2002. Responses of Epilithic Diatom Communities to Environmental Gradients in Some Finnish Rivers. *International Review of Hydrobiology* 87: 11–24.
- Sonneman, J. A., C. J. Walsh, P. F. Breen & A. K. Sharpe, 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities. *Freshwater Biology* 46: 553–565.
- Stevenson, R. J. & Y. Pan, 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In Stormer, E. F. & J. P. Smol (eds), *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stevenson, R. J. 1997. Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 248–262.
- Stoermer, E. F. & J. P. Smoll, 1999. *The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Taylor, J. C., W. R. Harding & C. G. M. Archibald, 2007. An illustrated guide to some common diatom species from South Africa. WRC Report, Pretoria.
- Tison, J., Y. S. Park, M. Coste, J. G. Wasson, L. Ector, F. Rimet & F. Delmas, 2005. Typology of diatom communities and the influence of hydro-ecoregions: A study on the French hydrosystem scale. *Water Research* 39: 3177–3188.
- Tufford, D. L., C. L. Samarghitan, H. N. Mckeller, D. E. Porter & J. R. Hussey, 2003. Impacts of urbanization on nutrient concentrations in small southeastern coastal streams. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 39: 301–312.

- Urban, M. C., D. K. Skelly, D. Burchsted, W. Price & S. Lowry, 2006. Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions* 12: 337–350.
- Urrea, G. & S. Sabater, 2009. Epilithic diatom assemblages and their relationship to environmental characteristics in an agricultural watershed (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators* 9: 693–703.
- Van Dam, H., A. Mertens & J. Skindellam, 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwaters diatoms from Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology* 28: 117–133.
- Walker, C. E. & Y. Pan, 2006. Using diatom assemblages to assess urban stream conditions. *Hydrobiologia* 561:179–189.
- Walsh, C. J., A. H. Roy, J. W. Feminella, P. D. Cottingham, P. M. Groffman, & R. P. Morgan, 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 706–723.
- Walsh, C. J., A. K. Sharpe, P. F. Breen & J. A. Sonneman, 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 535–551.
- Whitton, B. A. & M. G. Kelly, 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Australian Journal of Ecology* 20: 45–56.
- Winemiller, K. O., A. A. Agostinho & E. P. Caramaschi, 2008. Fish ecology in tropical stream. In Dudgeon, D. (org), *Tropical Stream Ecology*. Academic Press, London: 107–140.
- Winter, J. G. & H. C. Duthie, 1998. Effects of urbanization on water quality, periphyton and invertebrate communities in a southern Ontario stream. *Canadian Water Resources Journal* 23: 245–257.
- Winter, J. G. & H. C. Duthie, 2000a. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 32–49.
- Winter, J. G. & H. C. Duthie, 2000b. Stream epilithic, epipellic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. *Aquatic Ecology* 34: 345–353.
- Zampella, R. A., K. J. Laidig & R. L. Lowe, 2007. Distribution of Diatoms in Relation to Land Use and pH in Blackwater Coastal Plain Streams. *Environmental Management* 39: 369–384.
- Zimmerman, G. M., H. Goetz & P. W. Mielke, 1985. Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. *Ecology* 66: 606–611.

# APÊNDICES

## Apêndice 1

Táxons de Bacillariophyta registrados nos córregos R (rural) e U (urbano), no Município de Maringá, PR. Períodos 1 (julho/07), 2 (setembro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio-junho/08).

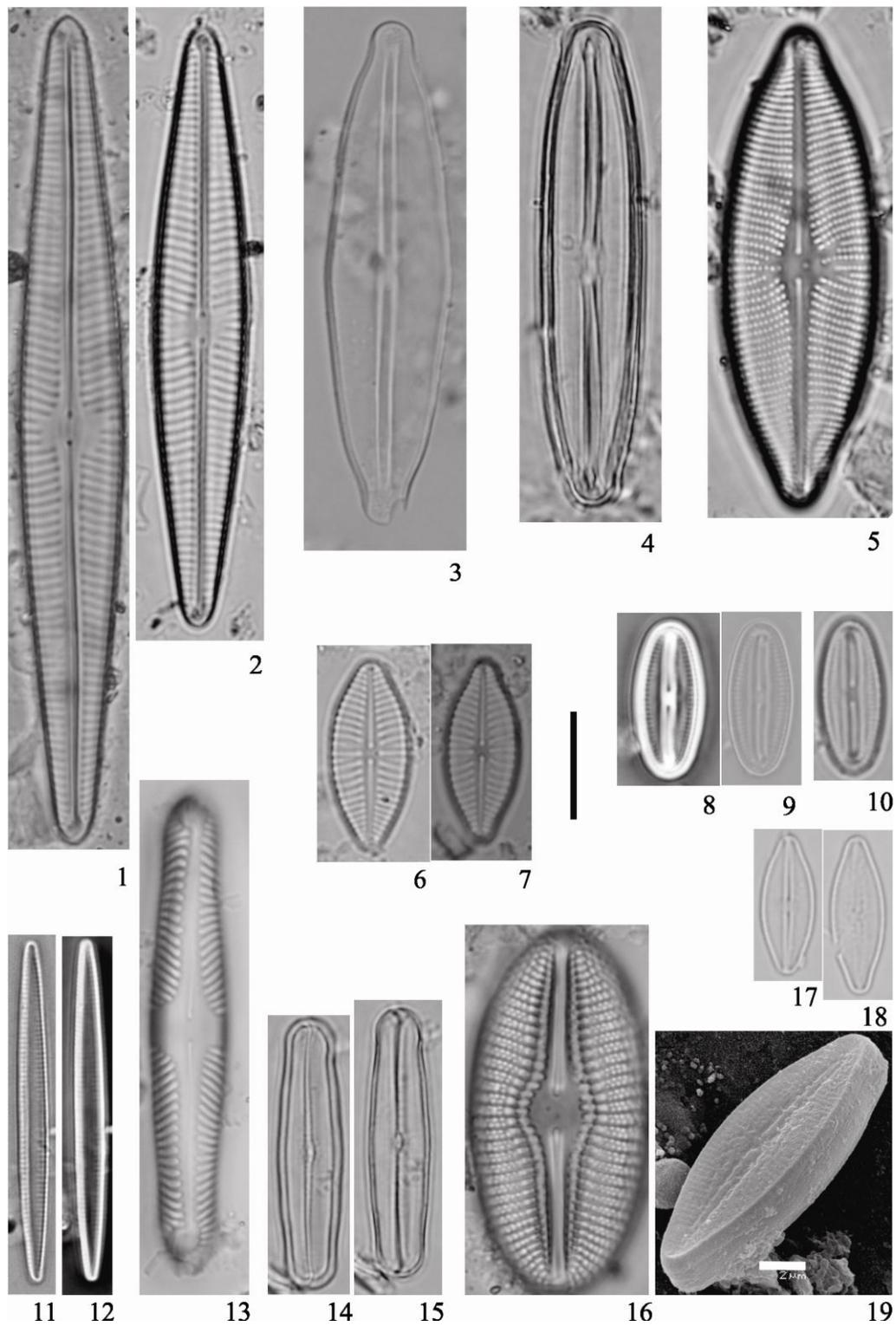
	R1	R2	R3	R4	R5	R6	U1	U2	U3	U4	U5	U6
<b>Coscinodiscophyceae</b>												
<b>Alaucoseiraceae</b>												
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim.					x	x						
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim.				x		x						
<i>Aulacoseira</i> sp.					x	x		x				
<b>Melosiraceae</b>												
<i>Melosira varians</i> Agardh					x	x						
<b>Orthoseiraceae</b>												
<i>Orthoseira</i> sp.					x							
<b>Stephanodiscaceae</b>												
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.			x		x				x	x	x	x
<b>Triceratiaceae</b>												
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehr.) Comp.			x		x							
<b>Fragilariophyceae</b>												
<b>Fragilariaceae</b>												
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kütz.) Carlson	x	x	x		x	x						
<i>Synedra rumpens</i> Kütz. var. <i>familiaris</i> (Kütz.) Grun.	x											
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzs.) Comp.	x	x	x	x	x	x			x	x	x	
<b>Bacillariophyceae</b>												
<b>Achnantheaceae</b>												
<i>Achnanthes exigua</i> Grun.	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Achnanthes hungarica</i> Grun.					x							
<i>Achnanthes inflata</i> Grun.									x	x	x	x
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb.ex Kütz.) Grun.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Achnanthes rupestoides</i> Hohn	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Achnanthidiaceae</b>												
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Planothidium conspicuum</i> (Mayer) Aboal in Witk.	x											
<b>Amphipleuraceae</b>												
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grun.	x	x	x	x	x	x						
<i>Frustulia crassinervia</i> (Bréb.) Lange-Bert. & Krammer	x		x	x	x	x						
<i>Frustulia pumilio</i> Lange-Bert. & Rumrich	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thw.) De Toni	x	x	x		x	x				x	x	
<b>Bacillariaceae</b>												
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun.	x	x		x	x							
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Nitzschia clausii</i> Hantz.				x				x	x	x		
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kütz.) Grun.	x	x	x			x	x					x
<i>Nitzschia gandersheimiensis</i> Krass.		x			x	x			x	x	x	
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantz.	x											
<i>Nitzschia</i> cf. <i>inconspicua</i> Grun.										x	x	x
<i>Nitzschia linearis</i> Smith	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Nitzschia lorenziana</i> Grun.											x	
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) Smith	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tryblionella debilis</i> Arnot	x		x	x	x	x				x	x	x



Continuação												
<i>Gomphonema cf. insigne</i> Greg.											X	
<i>Gomphonema lagenula</i> Kütz.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grun.) Reich. & Lange-Bert.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Naviculaceae</b>												
<i>Adlafia drouetiana</i> (Patr.) Metz. & Lange-Bert.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Capartogramma crucicula</i> (Grun. ex Cleve) Ross	X					X						
<i>Eolimna minima</i> (Grun.) Lange-Bert.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Geissleria aikenensis</i> (Patr.) Torgan & Oliveira	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Geissleria neosubtropica</i> Metz., Lange-Bert. & García-Rodríguez	X	X	X	X	X	X						
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) Lange-Bert., Metelzin & Witk.	X	X	X									
<i>Mayamaea atomus</i> (Kütz.) Lange-Bert. var. <i>permitis</i>			X		X		X		X	X	X	X
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bert.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bert.	X			X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Navicula longicephala</i> Hust.	X					X						
<i>Navicula paludosa</i> Hust.			X									
<i>Navicula lohmannii</i> Lange-Bert. & Rumrich	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kütz.	X											
<i>Navicula symmetrica</i> Patrick	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Navicula tenelloides</i> Hust.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Navicula viridula</i> Kütz.	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i> (Kütz.) Cleve	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Navicula</i> sp.	X	X	X	X	X	X				X	X	
<i>Navicula</i> sp. 1							X	X	X	X	X	X
<i>Navicula</i> sp. 2	X											
<i>Navicula</i> sp. 3						X						
<i>Navicula</i> sp. 4				X	X	X						
<i>Navicula</i> sp. 5		X										
<i>Nupela praecipua</i> (Reich.) Reich.	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	
<i>Nupela</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Neidiaceae</b>												
<i>Neidium affine</i> (Ehr.) Pfitzer									X			
<i>Neidium</i> sp.	X	X										
<b>Pinnulariaceae</b>												
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Cleve	X	X			X		X	X	X	X	X	X
<i>Pinnularia doehringii</i> Freng.	X	X	X		X			X	X	X	X	
<i>Pinnularia dubitabilis</i> (Hust.) Hust.						X						
<i>Pinnularia gibba</i> (Ehr.) Ehr.	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Pinnularia latarea</i> Krammer	X	X			X	X	X	X	X	X	X	
<i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehr.) Smith		X	X	X						X		
<i>Pinnularia obscura</i> Krass.		X		X		X				X		X
<i>Pinnularia subcapitata</i> Greg.	X											
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzs.) Ehr.					X					X		
<i>Pinnularia</i> sp.			X	X	X	X				X		
<b>Pleurosigmataceae</b>												
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.	X		X	X	X	X				X		
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Grun.) Reimer	X				X	X						

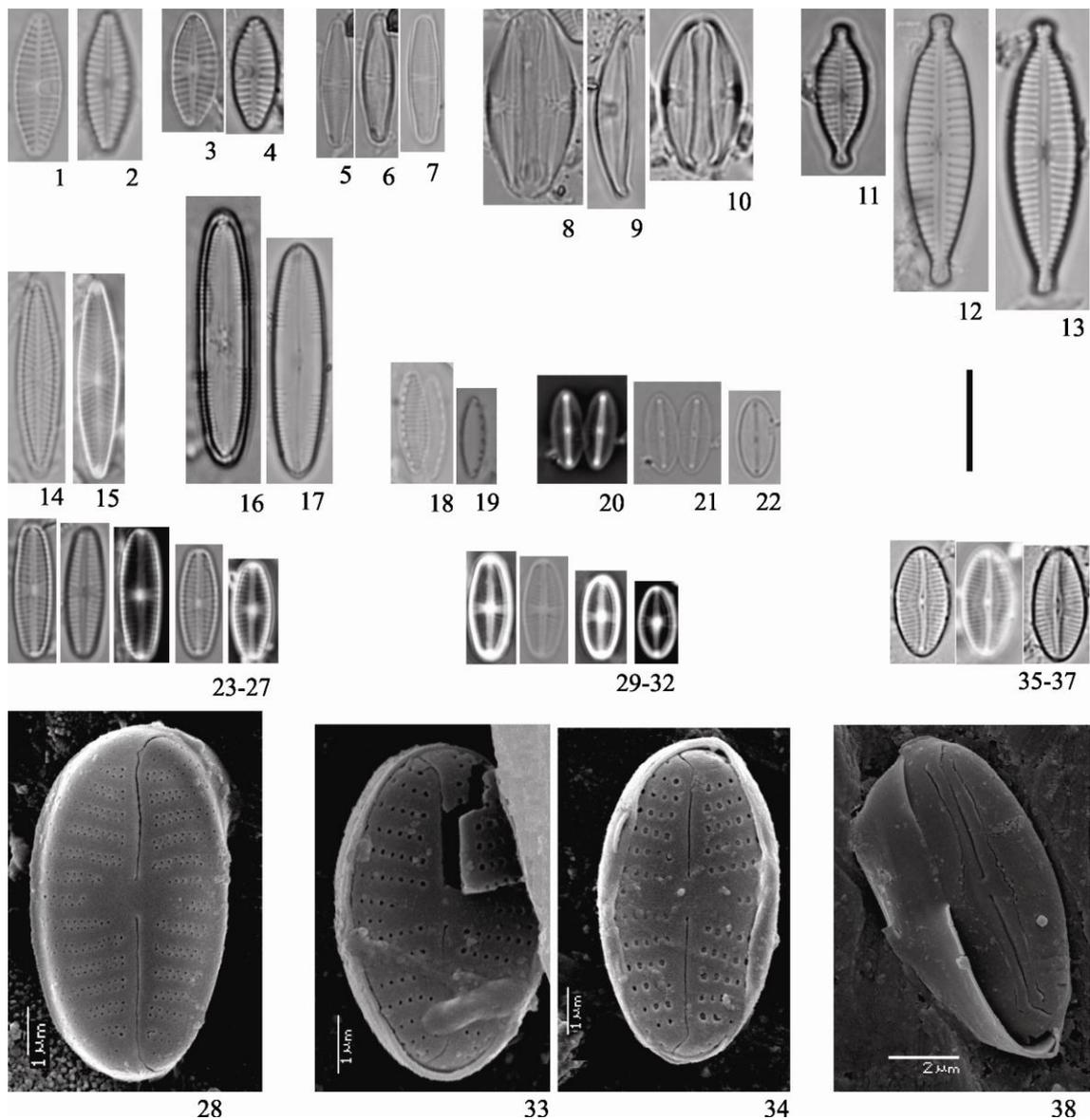


## Apêndice 2



Exemplos de espécies indicadoras do córrego rural. 1-2. *Navicula lohmannii*. 3. *Frustulia crassinervia*. 4. *Frustulia vulgaris*. 5. *Placoneis disparilis*. 6-7. *Placoneis constans* var. *symmetrica*. 8-10. *Fallacia insociabilis*. 11-12. *Fragilaria rumpens*. 13. *Pinnularia* sp.. 14-15. *Fallacia ecuadoriana*. 16. *Diploneis subovalis*. 17-19. *Nupela praecipua*. Escala: 10 μm para as figuras 1-18, e 2 μm para a figura 19.

## Apêndice 3



Exemplos de espécies indicadoras do córrego urbano. 1-4. *Achnanthes lanceolata*. 5-7. *Achnantheidium minutissimum*. 8-10. *Amphora montana*. 11-13. *Gomphonema lagenula*. 14-15. *Navicula tenelloides*. 16-17. *Caloneis bacillum*. 18-19. *Nitzschia* cf. *inconspicua*. 20-22. *Mayamaea atomus* var. *permitis*. 23-28. *Sellaphora seminulum*. 29-34. *Eolimna minima*. 35-38. *Fallacia monoculata*. Escala: 10  $\mu\text{m}$ . Para as figuras 28, 33 e 34 a escala é 1  $\mu\text{m}$  e para a figura 38 a escala é 2  $\mu\text{m}$ .

### 3 Efeitos da urbanização e da agricultura sobre a estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas em um córrego tropical

**Resumo:** A urbanização e a agricultura modificam expressivamente as variáveis físicas e químicas de habitats lóticos, principalmente em córregos, provocando efeitos negativos na biota destes ambientes. O objetivo deste estudo foi avaliar as variações espaciais e temporais na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas, de acordo com o gradiente urbano-rural do córrego Guaiapó, situado no Município de Maringá, Paraná, Brasil. Também se pretendeu apontar os principais fatores controladores desta assembléia. Foram estabelecidos três pontos de coleta (cabeceira, intermediário e foz), obedecendo a um gradiente longitudinal. As coletas foram realizadas bimestralmente, de agosto de 2007 a maio de 2008. Em cada ponto de coleta, as amostras foram feitas em réplica, e cada amostra foi constituída de três seixos. A estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas apresentou diferenças em escala espacial e temporal, e a variabilidade espacial foi mais evidente (NMS – stress= 10,82,  $p= 0,009$ ; MRPP –  $p<0,001$ ). Esta assembléia diferiu entre a cabeceira, o trecho intermediário e a foz, e ficou evidente a maior semelhança entre o trecho intermediário e foz quando comparadas à cabeceira. Para determinar quais variáveis abióticas apresentaram maior influência sobre a distribuição da assembléia de diatomáceas perifíticas, entre os trechos do córrego, foi feita a análise de Procrustes ( $m^2 = 0,6921$  e  $p = 0,0001$ ) que confirmou a influência do ortofosfato ( $PO_4$ ), pH, oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total (NT) e velocidade de fluxo. Possivelmente a diferenciação abiótica e biótica entre os trechos do córrego Guaiapó, bem como as variações temporais, tenham ocorrido em resposta à ocupação do solo das áreas adjacentes aos trechos estudados, sendo a cabeceira localizada em zona urbana, e o trecho intermediário e foz em zona rural.

**Palavras-chave:** Ambiente lótico, perifíton, bioindicadores, qualidade de água, gradiente urbano-rural, gradiente longitudinal.

## Effects of urbanization and agriculture on the structure of periphytic diatom community in a tropical stream

**Abstract:** Urbanization and agriculture significantly modify the physical and chemical characteristics of lotic habitats, particularly in streams, causing negative effects on the biota from these environments. The goal of the present study was to evaluate the spatial and temporal variations in the structure of periphytic diatom community, according to the urban-rural gradient of Guaiapó Stream, located in the municipality of Maringá, Paraná State, Brazil. We also intended to point the main factors controlling this community. Three sampling points were established (headwater, middle course, and mouth), obeying a longitudinal gradient. The samplings were performed bimonthly, from August 2007 to May 2008. At each sampling point, replicate samples were comprised by three pebbles. The structure of periphytic diatom community presented differences in spatial and time scales, and the spatial variability was more evident (NMS – stress= 10.82;  $p= 0.009$ ; MRPP –  $p<0,001$ ). This community differed between headwater, middle course and mouth, and was evident the greater similarity between middle course and mouth, in comparison to headwater. In order to determine which abiotic variables presented higher influence on the distribution of periphytic diatom community, among the regions of the Guaiapó Stream, we employed the Procrustes analysis ( $m^2 = 0.6921$  and  $p = 0.0001$ ) that affirm the influence of orthophosphate ( $PO_4$ ), dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN), and flow. Possibly the abiotic and biotic differences between the regions of the Guaiapó Stream, as well as the temporal variations, had occurred in response to the occupation of lands from adjacent areas to the studied regions, the headwater located in urban area, and the middle course and mouth, in rural area.

**Keywords:** Lotic environment, periphyton, bioindicator, water quality, urban gradient, longitudinal gradient.

### 3.1 Introdução

Os ambientes lóticos estão entre os ambientes que sofrem maior impacto das atividades humanas (Biggs e Smith 2002; Chindah et al. 2006; Bona et al. 2008). De acordo com Vannote et al. (1980) e Mulholland (1996), segmentos de rios de cabeceira representam maior interação possível com a paisagem e, por isso, são predominantemente acumuladores, processadores e transportadores de material advindo do sistema terrestre. Os córregos são intimamente conectados com a bacia de drenagem circundante (Hill 2000; Wehr e Sheath 2003).

Com o intenso crescimento da população, o processo de urbanização é acelerado (Tucci 1999; Meyer et al. 2005) bem como as práticas de agricultura, causando efeitos preocupantes sobre as características físicas e químicas de rios e riachos (Allan e Castillo 2007; Ramírez et al. 2008), provocando resultados negativos sobre a biota desses ecossistemas (Jüttner et al. 2003).

Em alguns países, especialmente da Europa, o monitoramento de ambientes aquáticos utilizando as comunidades biológicas é aplicado como rotina (Whitton e Kelly 1995; Grown 1999; Fore e Grafe 2002), onde principalmente as diatomáceas têm sido utilizadas no monitoramento de rios (Kelly et al. 1998; Stoermer e Smoll 1999; Jüttner et al. 2003; Leira e Sabater 2005; Dela-Cruz et al. 2006). Sua utilização como indicadores é vantajosa, pois as diatomáceas possuem atributos peculiares, como por exemplo: são encontradas ao longo de todo o rio; possuem ciclo de vida curto, respondendo rapidamente às alterações ambientais (McCormick e Cairns 1994; Lobo et al. 2002; Duong et al. 2006); são comumente relacionadas a condições ambientais específicas em diferentes regiões geográficas (Grown 1999; Stevenson e Pan 1999; Lobo et al. 2002; Soininen 2002; Ndiritu et al. 2006), apresentando respostas em escalas espaciais e temporais, de acordo com o clima, uso do solo e características químicas da água (Stevenson e Pan 1999).

Apesar de diversos índices terem sido desenvolvidos para avaliar a qualidade de água através das diatomáceas (Descy e Coste 1991; Van Dam et al. 1994; Kelly e Whitton 1995; Stevenson e Pan 1999), poucos estudos têm sido feitos para avaliar as respostas das diatomáceas ao longo de bacias influenciadas pela urbanização e por práticas de agricultura (Lobo et al. 1996; Gómez e Licursi 2001; Jüttner et al. 2003), especialmente em regiões tropicais. No Brasil, os trabalhos de bioindicação de qualidade de água através de diatomáceas foram desenvolvidos a partir da década de 80, realizados principalmente nas regiões Sul e Sudeste do país, sendo direcionados para ambientes lóticos (Lobo e Torgan 1988; Lobo et al.

1995; 1996; 2004abc; Lobo e Callegaro 2000; Souza 2002; Burliga et al. 2004; Hermany et al. 2006; Salomoni et al. 2006; Düpont et al. 2007).

Logo, o objetivo deste estudo foi avaliar as variações espaciais e temporais na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas, de acordo com o gradiente urbano-rural, relacionando-as às variáveis físicas e químicas, sendo esperado que as diferentes características ambientais encontradas ao longo do córrego influenciem a estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas ao longo do tempo.

## **3.2 Material e métodos**

### **3.2.1 Área de estudo**

A bacia hidrográfica do rio Pirapó está situada no Noroeste do Estado do Paraná. A nascente deste rio está localizada no município de Apucarana e percorre aproximadamente 250 km até desaguar no rio Paranapanema (Martinez 2005), enquadrando-se no grande sistema do rio Paraná (Maack 2002). Esta região fisiográfica é denominada Terceiro Planalto Paranaense, especificamente no polígono delimitado pelas latitudes de 22°30' e 23°30' Sul, e longitudes de 51°15' e 52°15' Oeste, com uma área de drenagem de aproximadamente 5.076 km<sup>2</sup>. Esta bacia está inserida na Formação Serra Geral, que é constituída por rochas eruptivas básicas, como o basalto (Mineropar 2006), com predominância de nitossolo vermelho (Embrapa 2007). O clima predominante na região é subtropical, assegurando chuvas abundantes no verão e inverno seco, com temperaturas médias anuais superiores a 20° C (Peruço 2004).

As águas dessa bacia hidrográfica são de grande importância em relação à captação de água para o abastecimento, desenvolvimento de atividades agropecuárias e turismo ecológico da grande maioria das cidades da região (Peron et al. 2009). Dentre essas se destaca Maringá, com 357.117 habitantes (IBGE 2010). O município de Maringá está inserido no divisor de águas da bacia do rio Pirapó e da bacia do rio Ivaí (Sala 2005), apresentando nascentes de diversos córregos em perímetro urbano, incluindo o Córrego Guaiapó, córrego de baixa ordem, situado na bacia hidrográfica do rio Pirapó (Figs. 1 e 2).

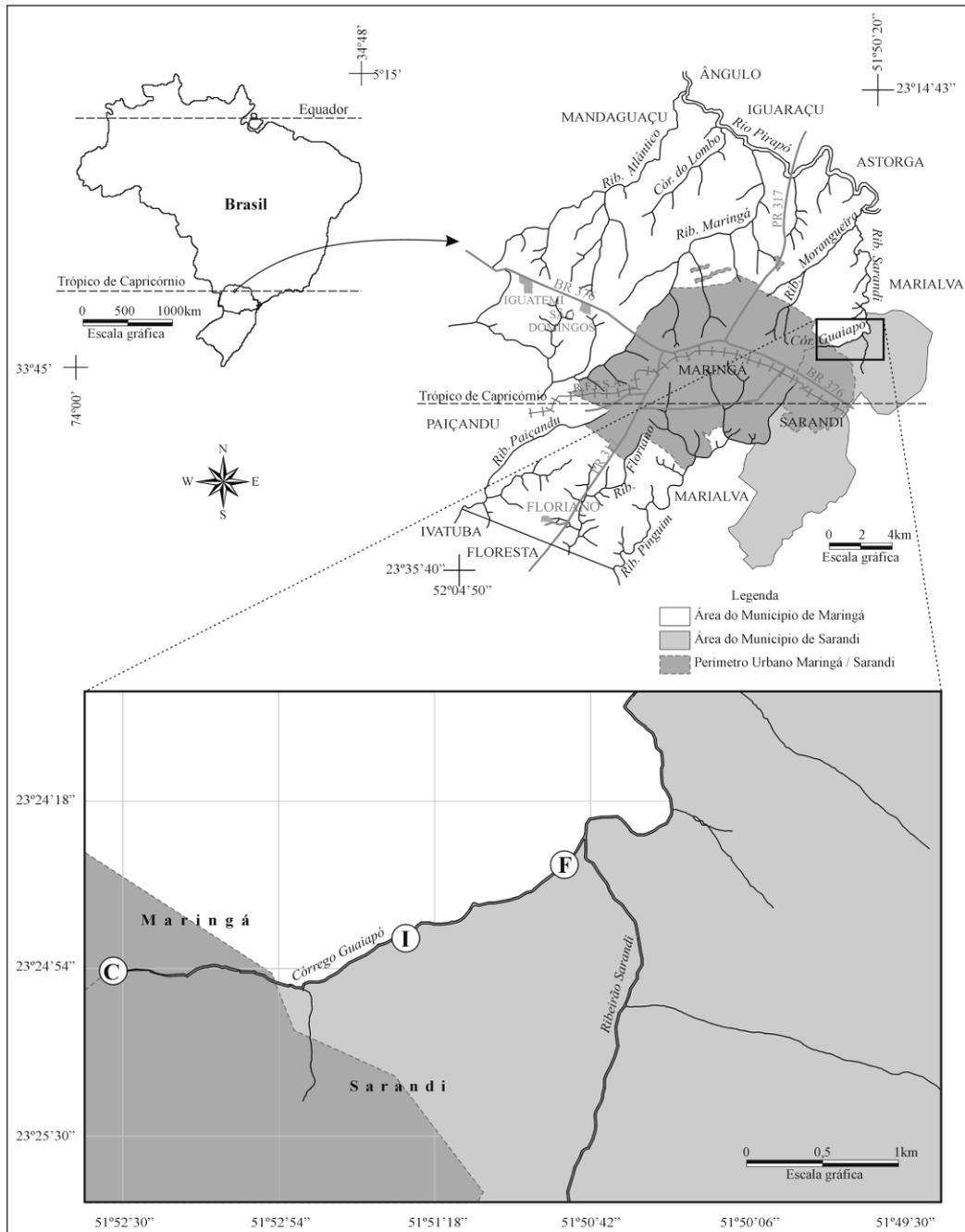


Figura 1: Localização do córrego Guaiapó. C= cabeceira, I= trecho intermediário, F= foz. Cinza: área urbana; Branco: área rural.

A cabeceira deste córrego está inserida na zona urbana, com ocupação residencial e industrial. Este trecho apresenta margens íngremes e mata ciliar presente, com incidência luminosa reduzida (Fig. 3). O trecho intermediário está situada no limite entre as zonas urbana e rural. Apresenta margens íngremes e mata ciliar escassa, com ampla incidência luminosa (Figs. 2 e 3). Por sua vez, a foz está localizada na zona rural com rotação de culturas (milho, soja e trigo), não apresenta vegetação ripária de porte arbóreo, sendo a incidência luminosa intensa (Figs. 2 e 3). Nenhum dos pontos amostrados possui mata ciliar de acordo com a

legislação ambiental, lei 4.771/65, que determina que rios que apresentam leito com menos de 10 metros de largura, devem ter 30 m de mata ciliar em cada margem (Brasil 1965).



Figura 2: Imagem de satélite do córrego Guaiapó (2007-2008), Maringá – PR.



Figura 3: Aspecto geral das estações de amostragem do córrego Guaiapó, Maringá, PR (2007-2008). A: cabeceira, B: trecho intermediário, C: foz.

### 3.2.2 Variáveis abióticas

As coletas para a determinação das variáveis abióticas foram feitas simultaneamente às coletas das variáveis bióticas. Dados referentes a condições físicas e químicas da água, como pH (modelo DIGIMED DM2), condutividade elétrica (modelo DIGIMED DM3,  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido e temperatura da água (modelo YSI 55/12FT,  $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$  e  $^{\circ}\text{C}$  respectivamente), velocidade de fluxo (modelo FLO-MATE 2000 – Marsh McBirdey  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) foram aferidos em campo com equipamentos analíticos portáteis. Para análises da concentração de nitrogênio total, ortofosfato e demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5$ ), amostras de água foram coletadas e analisadas pelos laboratórios de Saneamento e

Agroquímica da Universidade Estadual de Maringá. Para a  $DBO_5$  foi seguida a metodologia utilizada pela CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo), L5.120 – demanda bioquímica de oxigênio, método de diluição e incubação ( $20^{\circ}C$ , 5 dias) (CETESB 1991). O nitrogênio total e ortofosfato foram determinados de acordo com Silva e Oliveira (2001).

### **3.2.3 Amostragem e coleta das diatomáceas**

Foram estabelecidos três pontos de coleta (cabeceira, intermediário e foz), obedecendo a um gradiente longitudinal. As coletas foram realizadas bimestralmente, no período de agosto de 2007 a maio de 2008.

Para as análises qualitativa e quantitativa de diatomáceas perifíticas, em cada ponto de coleta, as amostras foram feitas em réplica. Cada amostra foi constituída de três seixos (amostra composta). Este substrato foi escolhido por ser o mais abundante e estar presente ao longo de todo o córrego. A face oposta à direção da corrente foi raspada com auxílio de escova e lâmina e o material foi fixado com formalina. Foram recolhidas medidas de área da superfície raspada, com auxílio de um paquímetro. O material foi oxidado com permanganato de potássio e ácido clorídrico, de acordo com a técnica de Simonsen (1974), modificada por Moreira-Filho e Valente-Moreira (1981). A resina utilizada para a montagem das lâminas permanentes foi Hyrax. As lâminas foram depositadas no Herbário da Universidade Estadual de Maringá (HUEM).

A identificação e a contagem das espécies de diatomáceas foram efetuadas em microscópio óptico Olympus CX31. Os indivíduos foram identificados e contados até que um mínimo de 600 valvas fosse registrado, conforme recomendações de Kobayasi e Mayama (1982), somada a uma eficiência de contagem de 90%, determinada de acordo com Pappas e Stormer (1996). A concentração de células por  $cm^2$  foi estimada pela multiplicação do número de valvas de cada táxon pelo fator de conversão, conforme Hermany et al. (2006).

A identificação dos táxons de diatomáceas perifíticas foi baseada em obras taxonômicas básicas (Patrick e Reimer 1966; Krammer e Lange-Bertalot 1986; 1988; 1991ab; Rumrich et al. 2000; Lange-Bertalot 2001; Krammer 2002; Metzeltin e Lange-Bertalot 1998; 2007; Metzeltin et al. 2005). O enquadramento taxonômico utilizado foi o proposto por Round et al. (1990).

### **3.2.4 Análise dos dados**

#### **3.2.4.1 Variações na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas**

Para sumarizar a estrutura da assembléia de algas perifíticas foi aplicado NMS (Nonmetric Multidimensional Scaling) (Kruskal 1964ab). Foram calculadas as distâncias de Sorensen e o procedimento geral do NMS foi seguido, de acordo com McCune e Grace (2002). Foram feitas 100 permutações e o critério de estabilidade utilizado foi desvio-padrão ( $\leq 0,005$ , stress acima de 100 interações). Esta análise foi realizada através da matriz de dados de abundância (log transformados para remover o efeito de valores elevados) em diferentes locais de amostragem e períodos.

Para testar diferenças significativas entre cada local e período, sumarizados pela NMS, foi usado a MRPP (*Multiresponse Permutation Procedure*), um método não paramétrico para testar diferenças multivariadas entre os grupos pré definidos (Zimmerman et al. 1985). A significância da hipótese nula de que os locais e períodos não foram diferentes foi testada com a randomização de Monte-Carlo (baseado em 10000 permutações).

#### **3.2.4.2 Determinação das espécies indicadoras**

Para a determinação das espécies indicadoras (IndVal) utilizaram-se os procedimentos recomendados por Dufrêne e Legendre (1997), tendo como dados de entrada a abundância e frequência de ocorrência das espécies em cada grupo, calculando valores indicadores para cada espécie (McCune e Grace 2002). Foram consideradas indicadoras as espécies que apresentaram o resultado do teste de Monte-Carlo com  $p < 0,05$  (baseado em 10000 permutações).

#### **3.2.4.3 Variáveis ambientais e relações com a assembléia de diatomáceas perifíticas**

As variáveis ambientais foram sumarizadas através da PCA (Análise de Componentes Principais). Para determinar quais componentes principais deveriam ser retidos para interpretação, foi usado o critério do modelo de Broken-stick. De acordo com este modelo, somente os eixos com autovalor maior que os autovalores gerados por randomização devem ser interpretados (McCune e Grace 2002).

A associação entre as análises multivariadas (variáveis ambientais e estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas) foi examinada usando a análise de Procrustes (Peres-Neto e Jackson 2001). Nesta análise, as duas matrizes são comparadas usando um algoritmo que minimiza a soma dos quadrados dos resíduos entre as duas matrizes (Rohlf e Slice 1990).

O valor do  $m^2$  resultante é o melhor ajustado, dado que descreve o grau de associação entre as matrizes.

As análises NMS, MRPP, IndVal e PCA foram computadas usando o *software* PC-Ord® 4.0 (McCune e Mefford 1999). A estatística de Procrustes foi calculada com o *software* PROTEST® (Jackson 1995). O nível de significância estatística adotado foi  $p < 0,05$ . Os dados bióticos e abióticos, com exceção do pH, foram logaritmizados para a realização das análises mencionadas.

### **3.3 Resultados**

#### **3.3.1 Variáveis abióticas**

A tabela 1 apresenta a amplitude de variação das variáveis físicas e químicas das unidades amostrais (cabeceira, intermediária e foz) do córrego Guaiapó, durante o período de estudo (2007 – 2008).

A temperatura teve maior variação na foz, com amplitude de 19,3°C em agosto de 2007 a 25,1°C em fevereiro de 2008. O pH variou de 6,7 a 8,24, apresentando os maiores valores em agosto de 2007 e os menores valores de pH foram registrados na cabeceira (Tab.1). Quanto aos valores de oxigênio dissolvido, os maiores registros também ocorreram em agosto de 2007, na foz do córrego. Em relação à velocidade de fluxo, os registros mais elevados foram nos trechos intermediário e foz.

Quanto aos nutrientes, o ortofosfato exibiu os maiores valores na cabeceira, principalmente em dezembro de 2007 e abril de 2008. Na foz, o ortofosfato foi elevado apenas em fevereiro de 2008. O nitrogênio total apresentou os maiores valores em agosto de 2007. Com exceção deste período, os maiores valores foram registrados na cabeceira (Tab.1).

Tabela 1: Variáveis físicas e químicas do córrego Guaiapó, nos trechos C: cabeceira, I: intermediário e F: foz. Temp. = temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $\text{PO}_4$  = ortofosfato ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), pH = potencial hidrogeniônico, Cond. = condutividade ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ), Fluxo = velocidade de fluxo ( $\text{m.s}^{-1}$ ),  $\text{O}_2$  = oxigênio dissolvido ( $\text{ml.L}^{-1}$ ), TN= Nitrogênio total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ),  $\text{DBO}_5$  = demanda bioquímica do oxigênio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). Períodos 1 (agosto/07), 2 (outubro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio/08).

	Temp.	pH	Cond.	$\text{O}_2$	$\text{PO}_4$	NT	$\text{DBO}_5$	Fluxo
C1	21	7,98	126,7	8,2	0,02	8,4	0,23	0,209
C2	23,4	7,09	126,8	7,8	0,04	4,8	2	0,193
C3	21,8	6,7	122,1	7,95	0,2	4,9	0,14	0,175
C4	21,4	6,49	123,1	7,94	0,02	4,4	1,3	0,139
C5	22,7	7,01	134	7,18	0,148	5,2	0,4	0,120
C6	21,1	6,73	133,5	6,63	0,04	6,8	1,6	0,178
I1	21	8,08	157,5	9,21	nd	11,2	0	0,412
I2	21,8	7,52	157,8	7,48	0,02	3,5	1,2	0,329
I3	225	7,41	169,9	7,89	0,04	3,5	0,15	0,363
I4	22,1	6,87	186,3	7,94	0,03	3,4	2,2	0,325
I5	22,6	7,38	200	6,83	0,025	3,8	0,4	0,374
I6	20,4	7,36	175,2	6,93	0,02	4,5	1,2	0,241
F1	19,3	8,24	166,6	8,3	nd	14	0,12	0,409
F2	20,7	7,75	154,3	7,78	0,02	3	2,8	0,338
F3	23,1	7,59	172,5	8,22	0,06	3,1	0,3	0,348
F4	25,1	7,67	189,9	8,18	0,19	2,8	0,8	0,212
F5	21	7,21	201	7,52	0,04	3,4	0,3	0,135
F6	19,4	7,48	183,7	7,05	0,03	3,7	1,1	0,136

Os resultados da análise de componentes principais (PCA), com base nos dados abióticos, encontram-se na tabela 2 e na figura 4. Os dois primeiros eixos explicaram 55,19% da variabilidade dos dados. No eixo 1 (34,57%), houve separação do primeiro período de coleta, principalmente quanto aos valores de pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e velocidade de fluxo. Ainda no primeiro eixo, a cabeceira (demais períodos de coleta) foi separada, principalmente devido aos valores de ortofosfato. O trecho intermediário e a foz foram mais semelhantes entre si, quando comparados à cabeceira.

No eixo 2 (20,62%) houve a separação dos períodos de amostragem, de acordo com os valores de temperatura, oxigênio dissolvido, ortofosfato, positivamente e negativamente houve influência da demanda bioquímica de oxigênio.

Tabela 2: Resultado da análise de componentes principais (PCA), utilizando a matriz de variáveis abióticas, amostradas no período de agosto/2007 a maio/2008, nos trechos (cabeceira, intermediário e foz), do córrego Guaiapó, Maringá, PR.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Autovalores	2,765	1,718	1,594
Broken-Stick	2,718	1,650	1,218
Variância explicada (%)	34,567	20,620	19,929
Variância acumulada (%)	34,567	55,187	75,113
T (°C)	-0,2723	0,5214	0,3006
pH	0,5046	0,0843	0,1802
Cond ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	0,1315	0,1315	0,6667
O <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,3369	0,4500	-0,0600
PO <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	-0,3353	0,5520	-0,0408
NT (mg.L <sup>-1</sup> )	0,3941	0,0087	-0,5287
DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	-0,2880	-0,4499	0,3602
Fluxo (m.s <sup>-1</sup> )	0,4357	0,0307	0,3602

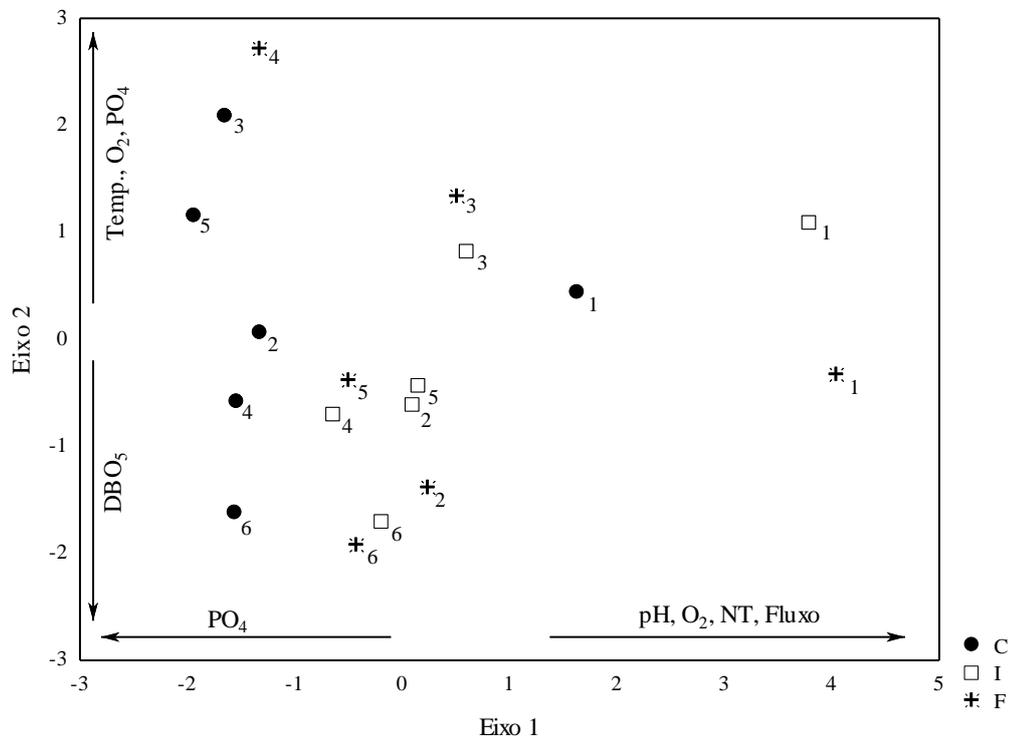


Figura 4: Posição dos trechos (cabeceira, intermediário e foz) do córrego Guaiapó, Maringá, PR, ordenados de acordo com os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais; Temp. = temperatura da água (°C), PO<sub>4</sub> = ortofosfato (mg.L<sup>-1</sup>), pH = potencial hidrogeniônico, Cond. = condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), Fluxo = velocidade de fluxo (m.s<sup>-1</sup>), O<sub>2</sub> = oxigênio dissolvido (mg.L<sup>-1</sup>), NT= Nitrogênio total (mg.L<sup>-1</sup>), DBO<sub>5</sub> = demanda bioquímica do oxigênio (mg.L<sup>-1</sup>). Períodos 1 (agosto/07), 2 (outubro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio/08).

### 3.3.2 Assembléia de diatomáceas perifíticas

Foram encontradas 96 espécies pertencentes a 35 gêneros (Tab. 3). Na cabeceira, ocorreram 71 táxons específicos, no trecho intermediário 72 e na foz 53. Quarenta e três espécies foram comuns às regiões cabeceira, trecho intermediário e foz. Considerando-se as espécies exclusivas de cada local amostral, foram encontradas, 19, 16 e 4, para os trechos cabeceira, intermediário e foz respectivamente (Apêndice 1 deste capítulo). Analisando a distribuição de gêneros, *Navicula* apresentou o maior número de táxons, seguido de *Nitzschia* e *Pinnularia* (Tab. 3).

Tabela 3: Número de espécies de diatomáceas por gênero inventariadas no córrego Guaiapó, Maringá, PR período de agosto/2007 a maio/2008.

Gêneros	Número de espécies	Gêneros	Número de espécies
<i>Achnanthes</i>	3	<i>Fragilaria</i>	1
<i>Achnanthidium</i>	1	<i>Frustulia</i>	2
<i>Adlafia</i>	1	<i>Gomphonema</i>	6
<i>Amphipleura</i>	1	<i>Gyrosigma</i>	2
<i>Amphora</i>	4	<i>Kobayasiella</i>	1
<i>Aulacoseira</i>	4	<i>Luticola</i>	4
<i>Brachysira</i>	2	<i>Mayamaea</i>	1
<i>Caloneis</i>	1	<i>Navicula</i>	10
<i>Cocconeis</i>	1	<i>Neidium</i>	1
<i>Craticula</i>	3	<i>Nitzschia</i>	9
<i>Cyclotella</i>	2	<i>Nupela</i>	2
<i>Cymbella</i>	2	<i>Pinnularia</i>	7
<i>Diadsmis</i>	1	<i>Placoneis</i>	4
<i>Diploneis</i>	1	<i>Sellaphora</i>	4
<i>Encyonema</i>	2	<i>Stenopterobia</i>	1
<i>Eolimna</i>	1	<i>Surirella</i>	3
<i>Eunotia</i>	5	<i>Ulnaria</i>	1
<i>Fallacia</i>	2		

Os gêneros *Diadsmis*, *Diploneis* e *Neidium* apresentaram ocorrência de seus táxons unicamente no trecho de cabeceira do córrego. Os gêneros *Adlafia* e *Caloneis* ocorreram apenas no trecho intermediário e *Kobayasiella* somente na foz. Considerando-se apenas cabeceira e foz, nenhum táxon genérico apresentou ocorrência em ambas as regiões. Quando analisadas a cabeceira e trecho intermediário, registrou-se, a ocorrência comum de gêneros, assim como nos trechos intermediário e na foz. (Fig. 5).

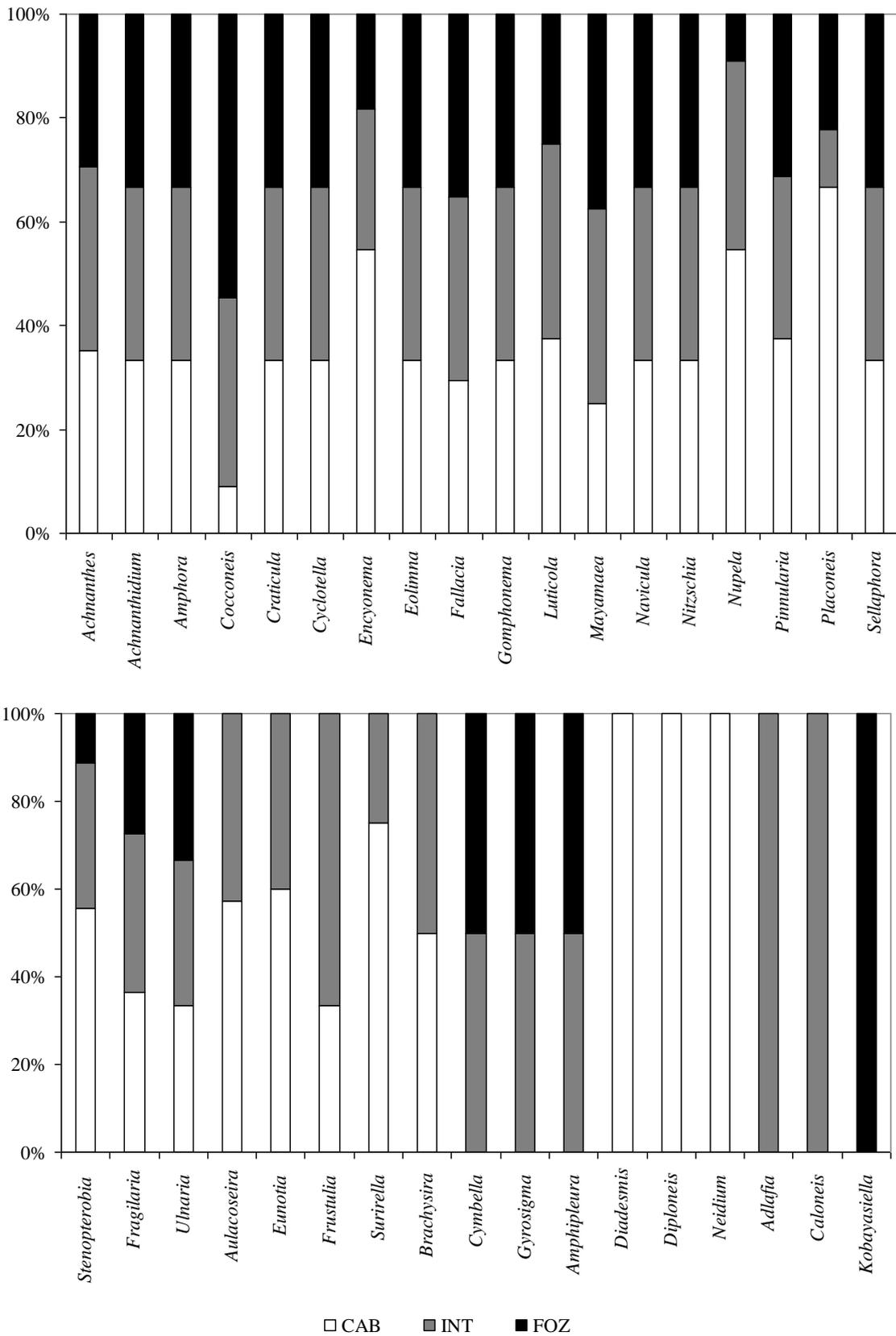


Figura 5: Porcentagem de ocorrência de táxons por gênero (%) nos trechos CAB (cabeceira), INT (intermediário) e FOZ, do córrego Guaiapó (2007/2008) no município de Maringá, PR.

Considerando-se a densidade relativa, a cabeceira foi distinta dos trechos intermediário e foz, locais onde este atributo apresentou variação semelhante entre os períodos (Fig. 6). Em agosto de 2007, a densidade relativa da comunidade de diatomáceas perifíticas foi maior nas trechos intermediário e foz (Fig. 6), apresentando os maiores valores registrados ao longo do período estudado. Em outubro de 2007, fevereiro, abril e maio de 2008, a densidade relativa foi superior na cabeceira, quando comparada com aos trechos intermediári e foz. Em dezembro de 2007, este atributo foi semelhante nos três trechos.

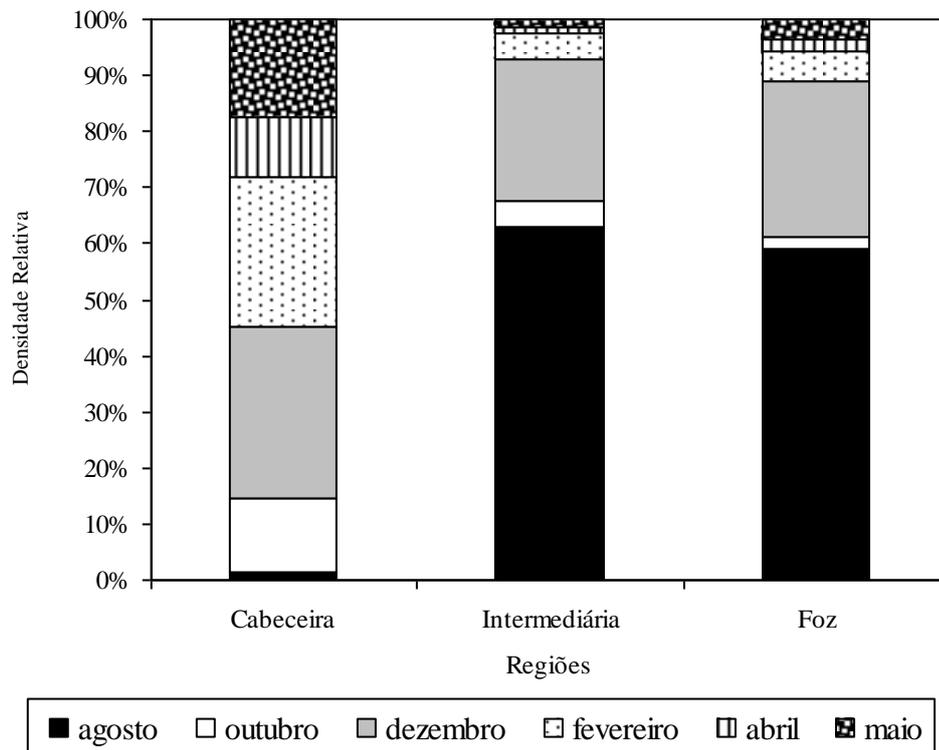


Figura 6: Densidade relativa de diatomáceas encontradas nos trechos (cabeceira, intermediário e foz) do córrego Guaiapó no município de Maringá, PR, ao longo do tempo (agosto/07, outubro/07, dezembro/07, fevereiro/08, abril/08, maio/08).

A estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas foi sumarizada através da NMS (*nonmetric multidimensional scaling*). Ocorreu separação entre locais e períodos considerados neste estudo (Fig. 7). Após 36 interações, o critério de estabilidade foi cumprido com um stress final de 10,82 (teste de Monte Carlo,  $p = 0,009$ ) e três eixos foram retidos para interpretação. A proporção de variância representada por cada eixo, com base na distância entre  $r^2$  no espaço de ordenação e distâncias no espaço original foi de 0,415 para o eixo 1, 0,224 para o eixo 2 e 0,256 para o eixo 3, com um total de 0,895.

Plotando-se os eixos 1 e 2 e também os eixos 1 e 3 a escala espacial foi identificada como o padrão principal da estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas (Fig. 7). A

cabeceira é separada do trecho intermediário e da foz. A escala temporal é aparente nos trechos intermediário e foz. A variabilidade temporal também é observada quando são plotados os eixos 2 e 3. Assim, os grupos foram separados por escalas espaciais e temporais considerados. A cabeceira foi separada dos trechos intermediário e foz, ao longo da NMS, em seus eixos 1, 2 e 3 (Fig. 7). Ocorreu também a separação entre os períodos amostrados, principalmente nos trechos intermediário e foz. Houve diferença significativa na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas entre os trechos (MRPP;  $p= 0,00000$ ) e períodos amostrados (MRPP;  $p= 0,00001$ ).

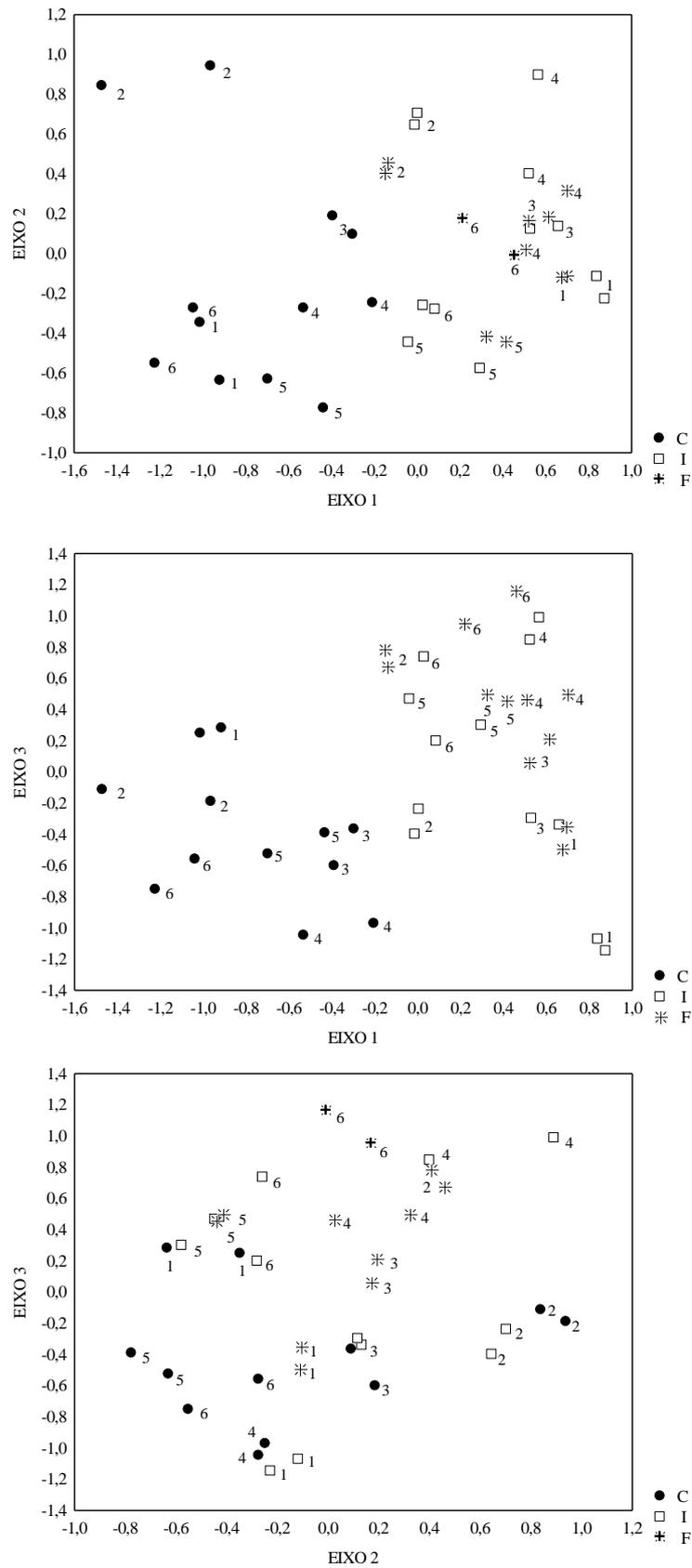


Figura 7: Diagramas de ordenação “Nonmetric Multidimensional Scaling” (NMS) aplicado sobre a assembléa de diatomáceas perifíticas do córrego Guaiapó, Maringá, PR. Trechos: cabeceira (C), intermediário (I) e foz (F). Períodos 1 (agosto/07), 2 (outubro/07), 3 (dezembro/07), 4 (fevereiro/08), 5 (abril/08), 6 (maio/08).

Para a escala espacial, o resultado da Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) destacou 14 espécies de diatomáceas perifíticas cujas abundâncias e frequências estiveram significativamente associadas a alguma das regiões estudadas ( $p \leq 0,05$ ; Tab. 4). Dez espécies foram indicadoras da cabeceira, situada em zona urbana, duas do trecho intermediário e duas da foz, localizada em zona rural (Tab. 4). Quando o IndVal foi executado para a escala temporal, foram encontradas apenas espécies indicadoras do primeiro período de coleta ( $p \leq 0,05$ ), quais sejam: *Gomphonema gracile*, *Navicula tenelloides*, *Nitzschia clausii*, *Pinnularia obscura* e *Stenopterobia* sp..

Tabela 4: Análise de Espécies Indicadoras (IndVal), mostrando as abundâncias relativas (AR), frequências relativas (FR) e valores indicadores (VI). Trechos: cabeceira (Cab.), intermediário (Int.) e foz (Foz). ( $p < 0,05$  para o teste de Monte Carlo). \* Ilustração no apêndice 2 deste capítulo.

	AR			FR			VI		
	Cab.	Int.	Foz	Cab.	Int.	Foz	Cab.	Int.	Foz
<i>Achnanthes exigua</i> Grunow *	67	25	8	100	67	83	67	17	7
<i>Achnanthes rupestoides</i> Hohn *	99	1	0	100	17	0	99	0	0
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & Archibald *	75	19	6	83	17	17	62	3	1
<i>Aulacoseira</i> sp. *	84	16	0	67	50	0	56	8	0
<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt *	87	13	0	83	33	0	72	4	0
<i>Nupela praecipua</i> (Reichardt) Reichardt	98	1	1	100	17	17	98	0	0
<i>Nupela</i> sp.	92	7	0	83	67	17	77	5	0
<i>Perinotia</i> sp. *	96	4	0	50	17	0	48	1	0
<i>Placoneis constans</i> var. <i>symmetrica</i> (Hustedt) Kobayasi *	86	6	8	100	17	33	86	1	3
<i>Placoneis porifera</i> var. <i>opportuna</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	100	0	0	50	0	0	50	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing *	1	94	5	67	100	100	1	94	5
<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) Mann *	0	97	3	0	50	17	0	49	0
<i>Cymbella kolbei</i> Hustedt *	0	26	74	0	83	83	0	21	62
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Cleve *	0	1	99	17	67	100	0	1	99

### 3.3.3 Relação entre variáveis bióticas e abióticas

Para verificar a relação entre as variáveis abióticas com a assembléia de diatomáceas perifíticas foi feito um teste de correlação de matrizes (*Procrustes*). Neste teste, os três primeiros eixos de ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA) foram comparados com os três primeiros eixos de ordenação da “Nonmetric Multidimensional Scaling” (NMS), a qual sumarizou a estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas. O valor ajustado para a distribuição espacial e temporal foi  $m^2 = 0,6921$  e  $p = 0,0001$ , confirmando estatisticamente a influência das variáveis ambientais (Tab. 2) sobre a distribuição espacial e temporal da assembléia de diatomáceas perifíticas do córrego Guaiapó.

### 3.4 Discussão

A análise de ordenação “Nommetric Multidimensional Scaling” realizada com os dados bióticos indicou que a assembléia de diatomáceas perifíticas do córrego Guaiapó apresentou diferenças em escala espacial e temporal. Ainda, a análise de correlação de matrizes entre as variáveis abióticas e bióticas sugere que a assembléia de diatomáceas perifíticas seja controlada por um conjunto de fatores físicos e químicos da água (Biggs 1996; Stevenson 1997; Leira e Sabater 2005).

Como a geologia da microbacia estudada é a mesma para os três pontos de coleta, acredita-se que o uso do solo tenha influenciado as variáveis abióticas do córrego Guaiapó, as quais geraram respostas na assembléia de diatomáceas perifíticas. Na ausência de influência humana, a concentração de nutrientes da água de um córrego, é determinada pela geologia, deposição atmosférica e vegetação (Biggs 1996). Ainda, variações naturais nas características bióticas e abióticas ocorrem ao longo do eixo longitudinal de um rio (Vannote et al. 1980). No entanto, em terras alteradas por urbanização e agricultura, o uso do solo pode ser mais importante que o efeito da geologia (Leland e Porter 2000). As diatomáceas perifíticas são afetadas por fatores antrópicos ou naturais (Pan et al. 1996). No córrego Guaiapó, a estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas presente na cabeceira (urbana) foi distinta daquela encontrada nos trechos intermediário e foz (rurais), as quais apresentaram maior semelhança entre si. Mesmo a riqueza da cabeceira sendo semelhante a do trecho intermediário, a composição dos táxons de diatomáceas nestes trechos foi distinta (apêndice 1 deste capítulo).

A cabeceira é localizada na zona urbana e apresentou os maiores valores de  $PO_4$ ,  $DBO_5$  e NT. Ambientes aquáticos em centros urbanos apresentam aumento da concentração de nutrientes, principalmente de nitrogênio, provocado por deficiências no tratamento de esgoto e também por descargas ilícitas de efluentes nestes ambientes (Paul e Meyer 2008; Cunico 2010). Segundo Borchardt (1996), o nitrogênio e o fósforo são considerados os principais nutrientes limitantes para o desenvolvimento das algas. Em condições de aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo, McCormick et al. (1996) encontraram a substituição de diatomáceas características de ambientes oligotróficos, por espécies indicadoras de eutrofização. Ainda, a demanda bioquímica do oxigênio é reflexo da poluição em ambientes aquáticos, afetando a assembléia de diatomáceas perifíticas (Lobo et al. 2002).

Embora a maioria dos táxons indicadores da cabeceira tenha distribuição ampla, estudos prévios relacionam sua ocorrência a tipos específicos de ambientes. *Achnanthes exigua*, por exemplo, tolera elevadas concentrações de nitrogênio, sendo encontrada em

ambientes oligotróficos à eutróficos (Van Dam et al. 1994), ou até característica de níveis muito altos de eutrofização (Lobo et al. 2002; Lobo et al. 2004a). *Achnanthes rupestoides* já foi referida por Van Dam et al. (1994), como uma espécie característica de águas mesoeutróficas. Contudo, segundo Hermany et al. (2006) esta espécie possui preferência por ambientes eutróficos com maior impacto antropogênico. *Cyclotella pseudoestelligera* e *Amphora copulata* também são táxons característicos de ambientes com elevadas concentrações de nitrogênio e de ambientes eutróficos (Van Dam et al. 1994).

Mesmo que a ecologia das espécies pertencentes ao gênero *Nupela* não seja ampla na literatura, espécies pertencentes a este gênero têm sido registradas em ambientes com concentrações de nitrogênio total moderadas a altas (Potapova et al. 2003), ou ainda, em rios severamente poluídos por matéria orgânica (Rumrich et al. 2000). No córrego Guaiapó, *Nupela praecipua* e *Nupela* sp., foram indicadoras da cabeceira, local que apresentou maiores concentrações de nitrogênio (exceto na primeira coleta) e fósforo. Similarmente, informações ecológicas a respeito das espécies pertencentes ao gênero *Placoneis* são escassas em literatura. Cox et al. (2003) afirmam que as espécies pertencentes a este gênero são encontradas principalmente em águas mesotróficas. Porém Taylor et al. (2007) encontraram espécies de *Placoneis* em ambientes mesotróficos a eutróficos.

Os gêneros *Diademsis*, *Diploneis* e *Neidium* ocorreram exclusivamente na cabeceira do córrego Guaiapó. Espécies pertencentes ao gênero *Diademsis* têm sido consideradas como típicas de ambientes poluídos (Lobo et al. 2002; Salomoni et al. 2006; Düpont et al. 2007). Espécies do gênero *Diploneis* podem tolerar desde condições oligotróficas (Lototskaya et al. 2011) até eutróficas (Gómez e Licursi 2001). De forma semelhante, o gênero *Neidium* possui táxons característicos de ambientes oligotróficos (Lototskaya et al. 2011) até com altos níveis de contaminação orgânica (Salomoni e Torgan 2008).

Como já comentado anteriormente, ocorreu maior semelhança na estrutura assembléia de diatomáceas perifíticas dos trechos intermediário e foz do córrego Guaiapó, quando comparadas à cabeceira. Este fato foi relacionado às atividades de agricultura praticadas nas áreas adjacentes aos pontos de coleta, apesar da proximidade do trecho intermediário com a zona urbana. Mesmo os maiores valores de nitrogênio sendo encontrados na cabeceira (com exceção da primeira coleta), os valores desta variável também foram elevados nos trechos intermediário e foz nos demais períodos amostrados (Tab. 1). As elevadas concentrações de nitrogênio total nestas regiões podem ser atribuídas ao uso de fertilizantes nas plantações realizadas nas imediações. Segundo Skinner et al. (1997) e Lavoie et al. (2004) a agricultura

intensiva é responsável por aumento nas concentrações de nutrientes em riachos e também por alterações químicas e físicas nestes ambientes.

As espécies *Cyclotella meneghiniana* e *Sellaphora bacillum* foram indicadoras do trecho intermediário. *Sellaphora bacillum* é indicadora de ambientes mesotróficos a eutróficos, tolerando altas concentrações de nitrogênio total e *Cyclotella meneghiniana* é considerada característica de ambientes eutróficos, necessitando de altas concentrações de nitrogênio periodicamente (Van Dam et al. 1994). Em sistemas lóticos no sul do Brasil, *Cyclotella meneghiniana* já foi registrada como indicadora de níveis médios de eutrofização (Lobo et al. 2004c) até tolerante a ambientes fortemente impactados (Lobo et al. 2004a).

Os gêneros *Adlafia* e *Caloneis* apresentaram ocorrência exclusiva no trecho intermediário do córrego Guaiapó. Espécies pertencentes ao gênero *Caloneis* podem ser características de ambientes oligotróficos (Gómez e Licursi 2001) até eutróficos (Lototskaya et al. 2011). Para *Adlafia drouetiana*, espécie que representou o gênero no presente estudo, não foram encontradas informações. No trecho intermediário do Córrego esteve presente apenas no mês de agosto, quando o ambiente foi caracterizado pelo NT (11,2 mg.L<sup>-1</sup>), O<sub>2</sub> (9,21 ml.L<sup>-1</sup>) e pH (8,08).

*Cocconeis placentula* var. *euglypta* e *Cymbella kolbei* Hustedt foram indicadoras da foz do córrego Guaiapó. *Cocconeis placentula* var. *euglypta* é referida como característica de ambientes eutrofizados, com altas concentrações de nitrogênio (Van Dam et al. 1994; Lobo et al. 2004b), condição também encontrada na foz do córrego Guaiapó. Além da preferência por ambientes eutrofizados *Cocconeis placentula* e *Cymbella kolbei* Hustedt, devem ter sido beneficiadas pela forma de crescimento, fortemente aderidas ao substrato (Biggs 1996; Wehr e Sheath 2003), sendo resistentes à maior velocidade de fluxo encontrada na foz. Soininen (2004) registrou *Cocconeis placentula* como abundante em ambientes com velocidades de corrente elevadas. Ainda, esta espécie tem sido associada a regiões onde a agricultura é praticada (Jüttner et al. 2003; Lavoie et al. 2004). *Kobayasiella subtilissima* (Sin. *Navicula subtilissima* Cleve), segundo Van Dam et al. (1994), é indicadora de ambientes oligotróficos. Porém, no presente estudo, foi encontrada como gênero de ocorrência exclusiva na foz do córrego Guaiapó, ambiente que apresentou elevadas concentrações de nitrogênio.

Outro fator que deve ser considerado é o aumento da velocidade de fluxo observado nas regiões a jusante, favorecendo espécies com mecanismos eficientes de adesão ao substrato, como as de hábito prostrado ou aderidas ao substrato através de tubos mucilaginosos (Stevenson 1996; Wehr e Sheat 2003; Hermany et al. 2006). A presença de mata ciliar também foi importante na diferenciação da cabeceira em relação aos trechos

intermediário e foz. Embora reduzida, a vegetação ciliar presente na cabeceira do córrego Guaiapó proporcionou sombreamento maior neste trecho (Fig. 3). Já nos trechos intermediário e foz, a mata ciliar foi escassa ou inexistente, com maior incidência luminosa. Hill (1996) enfatiza o efeito da luminosidade sobre a arquitetura da assembléia de algas perifíticas, que influencia a sua composição e crescimento, mas os requerimentos de luz individuais das espécies de algas perifíticas são pouco conhecidos. Ainda, segundo Lowe et al. (1986) e Robinson e Rushforth (1987), a limitação por luz tem efeitos negativos sobre o desenvolvimento das diatomáceas.

Os valores de nitrogênio total foram superiores na primeira coleta, independente do trecho (cabeceira, intermediário e foz). A análise de espécies indicadoras (IndVal – análise temporal), revelou que apenas o primeiro período de coleta apresentou espécies indicadoras. Este período de coleta foi separado dos demais na análise de componentes principais (PCA), de acordo com os maiores valores de pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e velocidade de fluxo (Fig. 4 e Tab. 1 e 2). As espécies que foram indicadoras da primeira coleta foram: *Gomphonema gracile*, *Navicula tenelloides*, *Nitzschia clausii*, *Pinnularia obscura* e *Stenopterobia* sp.. *Gomphonema gracile* tolera um amplo espectro de situações, podendo ser abundante em ambientes mesotróficos (Van Dam et al. 1994) ou em condições de poluição moderada a forte (Lobo et al. 2002; Lobo et al. 2004b; Salomoni et al. 2006). As espécies *Navicula tenelloides* e *Nitzschia clausii* são características de ambientes eutróficos (Van Dam et al. 1994). No córrego Guaiapó, porém, foram indicadoras de condição hipereutrífica, com concentrações de nitrogênio variando entre 8,4 a 14 mg.l<sup>-1</sup>.

### 3.5 Conclusão

O córrego Guaiapó apresenta um gradiente das variáveis abióticas ao longo de seu curso, provocando alterações na assembléia de diatomáceas perifíticas. A estrutura desta assembléia diferiu entre a cabeceira, o trecho intermediário e a foz, e ficou clara a maior semelhança entre os trechos intermediário e foz quando comparados à cabeceira. A variação espacial foi mais evidente do que a temporal para a estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas. Provavelmente, a diferenciação biótica e abiótica entre os trechos é em resposta às atividades desenvolvidas ao longo da microbacia do córrego, sendo a cabeceira situada em zona urbana e os trechos intermediário e foz em zona rural. As variáveis abióticas que apresentaram maior influência na diferenciação da assembléia de diatomáceas perifíticas entre os trechos do córrego Guaiapó foram o ortofosfato, pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e

velocidade de fluxo. Além do uso do solo, a luminosidade e a velocidade de fluxo também influenciaram na estrutura da assembléia de diatomáceas perifíticas.

## Referências

- Allan JD, Castillo MM (2007) *Stream Ecology, Structure and Function of Running Waters*. Chapman and Hall, London
- Biggs BJF (1996) Patterns in benthic algae of streams. In: Stevenson RJ, Bothwell ML, Lowe RL (eds) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp 31-56
- Biggs BJF, Smith RA (2002) Taxonomic Richness of Stream Benthic Algae: Effects of Flood Disturbance and Nutrients. *Limnol Oceanogr* 47:1175-1186
- Bona F, Falasco E, Fenoglio S, Iorio L, Badino G (2008) Response of macroinvertebrate and diatom communities to human-induced physical alteration in mountain streams. *River Res Appl* 24:1068-1081. doi: 10.1002/rra.1110
- Borchardt MA (1996). Nutrients. In: Stevenson RJ, Bothwell ML, Lowe RL (eds) *Algal ecology; freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp 184-227
- Brasil. Lei no. 4771, de 15 de setembro de 1965. Código Florestal Brasileiro. IBAMA. Disponível em <http://www.ibama.gov.br>. Acesso em 24 de janeiro de 2011
- Burliga ALM, Schwarzbald A, Lobo EA, Pillar VD (2004) Functional types in epilithon algae communities of the Maquiné River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Acta Limnol Bras* 16:369-380
- CETESB. 1991. Norma Técnica L5.120. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Método da Diluição e Incubação 20 graus centígrados 5 dias. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental – CETESB, São Paulo
- Chindah AC, Braide SA, Obianeto F, Obunwo CC (2006) Water quality and periphyton community of a stream system receiving municipal waste discharges in Rivers State, Níger Delta, Nigéria. *Estud Biol* 20:73-89
- Cunico AM (2010) Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembléias de peixes em córregos urbanos Neotropicais. Tese, Universidade Estadual de Maringá
- Cox EJ (2003) Placoneis Mereschowsky (Bacillariophyta) revisited: resolution of several typification and nomenclatural problems, including the generitype. *Bot J Linn Soc* 141: 53–83
- Dela-Cruz J, Pritchard T, Gordon G, Ajani P (2006) The use of periphytic diatoms as a means of assessing impacts of point source inorganic nutrient pollution in south-eastern Austrália. *Freshw Biol* 51:951–972. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01537.x

- Descy JP, Coste M (1991) A set of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh Int Verein Limnol* 24:2112–2116
- Dufrêne M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67:345–366
- Duong TT, Coste M, Feurtet-Mazel A, Dang DK, Gold C, Park YS, Boudou A. (2006) Impact of urban pollution from the Hanoi area on benthic diatom communities collected from the Red, Nhue and Tolich rivers (Vietnam). *Hydrobiologia* 563:201–216. doi:10.1016/j.ecolind.2006.10.003
- Düpont A, Lobo E A, Costa AB, Schuch M (2007) Avaliação da qualidade da água do Arroio do Couto, Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. *Cad Pesqu, Ser biol* 19:20-31
- Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Mapa de Solos do Estado do Paraná. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Embrapa: Solos e Florestas, ISSN 1517-2627, 2007. 95p. Disponível em <<http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/conhecimentos.html>>. Acesso em 27 de maio de 2010
- Fore LS, Grafe C (2002) Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (U.S.A.). *Freshw Biol* 47:2015–2037
- Gómez N, Licursi M (2001) The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquat Ecol* 35:173–181
- Growns I (1999) Is genus or species identification of periphytic diatoms required to determine the impacts of river regulation? *J Appl Phycol* 11:273–283
- Hermany G, Schwarzbald A, Lobo EA, Oliveira MA (2006) Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of southern Brazilian aquatic systems. *Acta Limnol Bras* 18:9-27
- Hill AR (2000) Stream Chemistry and Riparian Zones. In: Jones JB, Mulholland PJ (eds) *Streams and ground waters*. Academic Press, San Diego, pp 83-110
- Hill WR (1996) Effects of light. In: Stevenson J, Bothwell M L, Lowe R L (ed) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press. San Diego, pp 121-148
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2010. Cidades 2010. ElectronicDatabase accessible at <http://http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>. Brasília, Brasil. Acesso em 31/01/2011
- Jackson DA (1995) Protest: a procrustean randomization test of community environment concordance. *Ecoscience* 2: 297–303

- Jüttner I, Sharma S, Dahal BM, Ormerod SJ, Chimonides PJ, Cox EJ (2003) Diatoms as indicators of stream quality in the Kathmandu Valley and Middle Hills of Nepal and India. *Freshw Biol* 48:2065-2084
- Kelly MG, Cazaubon A, Coring E, Dell'Uomo A, Ector L, Goldsmith B, Guash H, Hürlimann J, Jarlman A, Kawecka B, Kwandrans J, Laugaste R, Lindstrom EA, Leitão M, Marvan P, Padišák J, Pipp E, Prygiel J, Rott E, Sabater S, Van Dam H, Vizinet J (1998) Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *J Appl Phycol* 10:215-224
- Kelly MG, Whitton BA (1995) The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J Appl Phycol* 7:433-444
- Kobayasi H, Mayama S (1982) Most pollution tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. *Jpn J Phycol* 30:188-196
- Krammer K, Lange-Bertalot H (1991b) Bacillariophyceae. Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Linolatae) und *Gomphonema*. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2:1- 437. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Krammer K, Lange-Bertalot H (1988) Bacillariophyceae: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2:1-596. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Krammer K, Lange-Bertalot H (1991a) Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2:1-576. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Krammer K, Lange-Bertalot H (1986) Bacillariophyceae: Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2:1-876. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Krammer K (2002) The genus *Cymbella*. Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats: 1-584. Gantner Verlag, Ruggell.
- Kruskal JB (1964a) Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypotheses. *Psychometrika* 29:1-27
- Kruskal JB (1964b) Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29: 115-129
- Leira M, Sabater S (2005) Diatom assemblages distribution in catalan rivers, NE Spain, in relation to chemical and physiographical factors. *Water Res* 39:73-82. doi:10.1016/j.watres.2004.08.034
- Lange-Bertalot H (2001) *Navicula* sensu stricto. 10 Genera separated from *Navicula* sensu lato. *Frustulia*. Diatoms of Europe: diatoms of the European inland waters and comparable habitats 2:1-526

- Lavoie I, Vincent WF, Pienitz R, Painchaud J (2004) Benthic algae as bioindicators of agricultural pollution in the streams and rivers of southern Québec (Canada). *Aquat Ecosyst Health Manage* 7:43–58. doi: 10.1080/14634980490281236
- Leland HV, Porter SD (2000) Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshw Biol* 44:279-301. doi: 10.1046/j.1365-2427.2000.00536.x
- Lobo EA, Bes D, Tusdeque L, Ector L (2004a) Water quality assessment of the Pardino river, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms as biological indicators. *Vie Milieu* 54:115-125
- Lobo EA, Callegaro VLM, Bender EP (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 EA, Callegaro VLM, Hermany G, Bes D, Wetzel CE, Oliveira MA (2004b) Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnol Bras* 16:25-40
- Lobo EA, Callegaro VLM, Wetzel CE, Hermany G, Bes D (2004c) Water quality evaluation of Condor and Capivara Streams, Municipal District of Porto Alegre, RS, Brazil, using epilithic diatom communities as bioindicators. *Oceanol Hydrobiol Stud* 33:77-93
- Lobo EA, Torgan LC (1988) Análise da estrutura da comunidade de diatomáceas (Bacillariophyceae) em duas estações do sistema Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Bot Bras* 1:103-109
- Lobo EA, Katoh K, Arruga Y (1995) Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area. *Freshw Biol* 34:191-204
- Lobo EA, Callegaro VL (2000) Avaliação da qualidade de águas doces continentais com base em algas diatomáceas epilíticas: Enfoque metodológico. In: Tucci CEM, Motta-Marques DM (org) *Avaliação e Controle da Drenagem Urbana*. Ed. Universidade, Porto Alegre, pp 277-300
- Lobo EA, Calegare VLM, Oliveira MA, Salomoni SF, Schule NS, Asai K (1996) Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacui Basin, Rio Grande do Sul, Brazil, *Iheringia Ser Bot* 47:45-72
- Lototskaya AB, Verdonschot PFM, Coste M, Van de Vijver B (2011) Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecol Indic* 11: 456–467. doi:10.1016/j.ecolind.2010.06.017
- Lowe RL, Golladay SW, Webster JR (1986) Periphyton response to nutrient manipulation in streams draining clearcut and forested watersheds. *J North Am Benthol Soc* 5: 221-229

- Maack R (2002) Geografia Física do Estado do Paraná. Imprensa Oficial, Curitiba
- Magurran AE (1988) Ecological diversity and its measurement. Croom Helm, Londres
- Martinez M (2005) Aplicação de parâmetros morfométricos de drenagem na bacia do rio Pirapó: o perfil longitudinal. Tese, Universidade Estadual de Maringá
- McCormick PV, Rawlik PS, Lurding K, Smith EP, Sklar FH (1996) Periphyton - water quality relationship along a nutrient gradient in the northern Florida Everglades. *J North Am Benthol Soc* 15:433-449
- McCormick PV, Cairns J (1994) Algal as indicators of environmental change. *J Appl Phycol* 6:509-526
- McCune B, Grace JB (2002) Analysis of ecological communities. Gleneden Beach, Oregon
- McCune B, Mefford MJ (1999) PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data (Version 4). MJM Software Design. Gleneden Beach, Oregon
- Metzeltin D, Lange-Bertalot H, García-Rodríguez F (2005) Diatoms of Uruguay compared with other taxa from South America and elsewhere. *Iconogr Diatomol* 15:1-736
- Metzeltin D, Lange-Bertalot H (1998) Tropical diatoms of South America I. About 700 predominantly rarely know or new taxa representative of the neotropical flora. *Inonogr Diatomol* 5:1-695
- Metzeltin D, Lange-Bertalot H (2007) Tropical diatoms of South America II, Special remarks on biogeographic disjunction. *Iconogr Diatomol* 1-875
- Meyer JL, Paul MJ, Taulbee WK (2005) Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *J North Am Benthol Soc* 24:602-612
- Mineropar. Mapa geológico do Estado do Paraná. 2006. Disponível em <[http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/MapasPDF/Geologocos/geologico\\_650.pdf](http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/MapasPDF/Geologocos/geologico_650.pdf)> acesso em março de 2009
- Moreira-Filho H, Valente-Moreira IM (1981) Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Bacillariophyceae) epífitas em algas pluricelulares obtidas nos litorais dos Estados do Paraná, Santa Catarina e São Paulo. *Bol Mus Bot Munic* 47:1-17
- Mulholland PJ (1996) Role in Nutrient Cycling in Streams. In: Stevenson RJ, Bothwell ML, Lowe RL (ed) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp 609-639
- Ndiritu GG, Gichuki NN, Triest N (2006) Distribution of epilithic diatoms in response to environmental conditions in an urban tropical stream, Central Kenya. *Biodivers Conserv* 15:3267-3293. doi: 10.1007/s10531-005-0600-3

- Pan Y, Stevenson RJ, Hill BH, Herlihy AT, Collins GB (1996) Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: a regional assessment. *J North Am Benthol Soc* 15:481–495
- Pappas JL, Stormer EF (1996) Quantitative method for determining a representative algal sample count. *J Phycol* 32: 693-696
- Patrick R, Reimer CW (1966) *The diatoms of the United States*. Academy of Natural Sciences, Philadelphia
- Peres-Neto PR, Jackson DA (2001) How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia* 129:169–178. doi: 10.1007/s004420100720
- Peron AP, Canesin EA, Cardoso CMV (2009) Potencial mutagênico das águas do Rio Pirapó (Apucarana, Paraná, Brasil) em células meristemáticas de raiz de *Allium cepa* L. *R Bras Bioci* 7:155-159
- Paul MJ, Meyer JL (2008) Streams in the urban landscape, In: Marzluff JM, Shulenberger E, Endlicher W, Alberti M, Bradley G, Ryan C, Simon U, Zumbunnen C (eds) *Urban Ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature*. Springer, New York, pp 207-231
- Peruço JD (2004) Identificação das principais fontes poluidoras de afluentes da bacia do alto rio Pirapó, Maringá. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá
- Potapova MG, Ponader KC, Lowe RL, Clason TA, Bahls LL (2003) Small-celled *Nupela* species from North América. *Diatom Res* 18:293-306
- Ramírez A, Pringle CM, Wantzen KM (2008) Tropical Stream Conservation. In: Dudgeon D (ed) *Tropical stream ecology*. Elsevier Inc, London, pp 285-304
- Robinson CT, Rushforth SR (1987) Effects of physical disturbance and canopy cover on attached diatom community structure in an Idaho stream. *Hydrobiologia* 154: 49-59
- Rohlf FJ, Slice D (1990) Extensions of the Procrustes method for the optimal superimposition of landmarks. *Syst Biol* 39: 40–59. doi: 10.2307/2992207
- Round FE, Crawford RM, Mann DG (1990) *The diatoms biology e morphology of the genera*. Cambridge University Press, Great Britain
- Rumrich U, Lange-Bertalot H, Rumrich M (2000). Diatoms of the Andes from Venezuela to Patagonia/Tierra del Fuego and two additional contributions. *Iconogr Diatomol* 9, 1-673
- Sala MG (2005) Indicadores de fragilidade ambiental na bacia do ribeirão Maringá – PR. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá

- Salomoni SE, Rocha O, Callegaro VL, Lobo EA (2006) Epilithic diatoms as indicators of water quality in Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brasil. *Hydrobiologia* 559:233–246. doi: 10.1007/s10750-005-9012-3
- Salomoni SE, Torgan L (2008) Epilithic diatoms as organic contamination degree indicators in Guaíba Lake, Southern Brazil. *Acta Limnol Bras* 20:313-324
- Silva SA, Oliveira R (2001) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias. DEC/CCT/UFGP, Campina Grande
- Simonsen R (1974) The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R/V “Meteor”, 1964-65 “Meteor” Forschungsergebnisse. Reihe D-Biol 19:1-66
- Skinner J, Lewis K, Bardon K, Tucker P, Catt J, Chambers B (1997) An overview of the environmental impact of agriculture in the U K. *J Environ Manage* 50:111–128
- Soininen J (2004) Assessing the current related heterogeneity and diversity patterns of benthic diatom communities in a turbid and a clear water river. *Aquat Ecol* 38: 495–501
- Soininen J (2002) Responses of Epilithic Diatom Communities to Environmental Gradients in Some Finnish Rivers. *Int Rev Hydrobiol* 87: 11–24
- Souza MGM (2002) Variação da comunidade de diatomáceas epilíticas ao longo de um rio impactado no município de São Carlos-SP e sua relação com variáveis físicas e químicas. Tese, Universidade Federal de São Carlos
- Stevenson RJ, Pan Y (1999) Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Stormer EF, Smol JP (eds) *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 11-40
- Stevenson RJ (1996) An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. In: Stevenson J, Bothwell ML, Lowe RL (ed) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp 121-148
- Stevenson RJ (1997) Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *J North Am Benthol Soc* 16:248–262
- Stoermer EF, Smoll JP (1999) *The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge
- Taylor JC, Harding WR, Archibald CGM (2007) An illustrated guide to some common diatom species from South Africa. WRC report, Pretoria
- Tucci CE (1999) Água no meio urbano. In: Rebouças AC, Braga B, Tundisi JG (eds) *Águas doces no Brasil*. Escrituras, São Paulo, pp 475-508
- Van Dam H, Mertens A, Skindelam J (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwaters diatoms from Netherlands. *Neth J Aquat Ecol* 28:117–133

- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell KR, Cushing CE (1980) The River Continuum Concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37:130-137. doi: 10.1139/f85-130
- Walker CE, Pan Y (2006) Using diatom assemblages to assess urban stream conditions. *Hydrobiologia* 561:179–189. doi: 10.1007/s10750-005-1613-3
- Wehr JD, Sheath RG (2003) Freshwater habitats of algae. In: Wehr JD, Sheath RG (ed) *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Academic Press, San Diego pp 11-57
- Whitton BA, Kelly MG (1995) Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Aust J Ecol* 20: 45–56
- Zimmerman GM, Goetz H, Mielke PW (1985) Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. *Ecology* 66: 606–611. doi: 10.2307/1940409

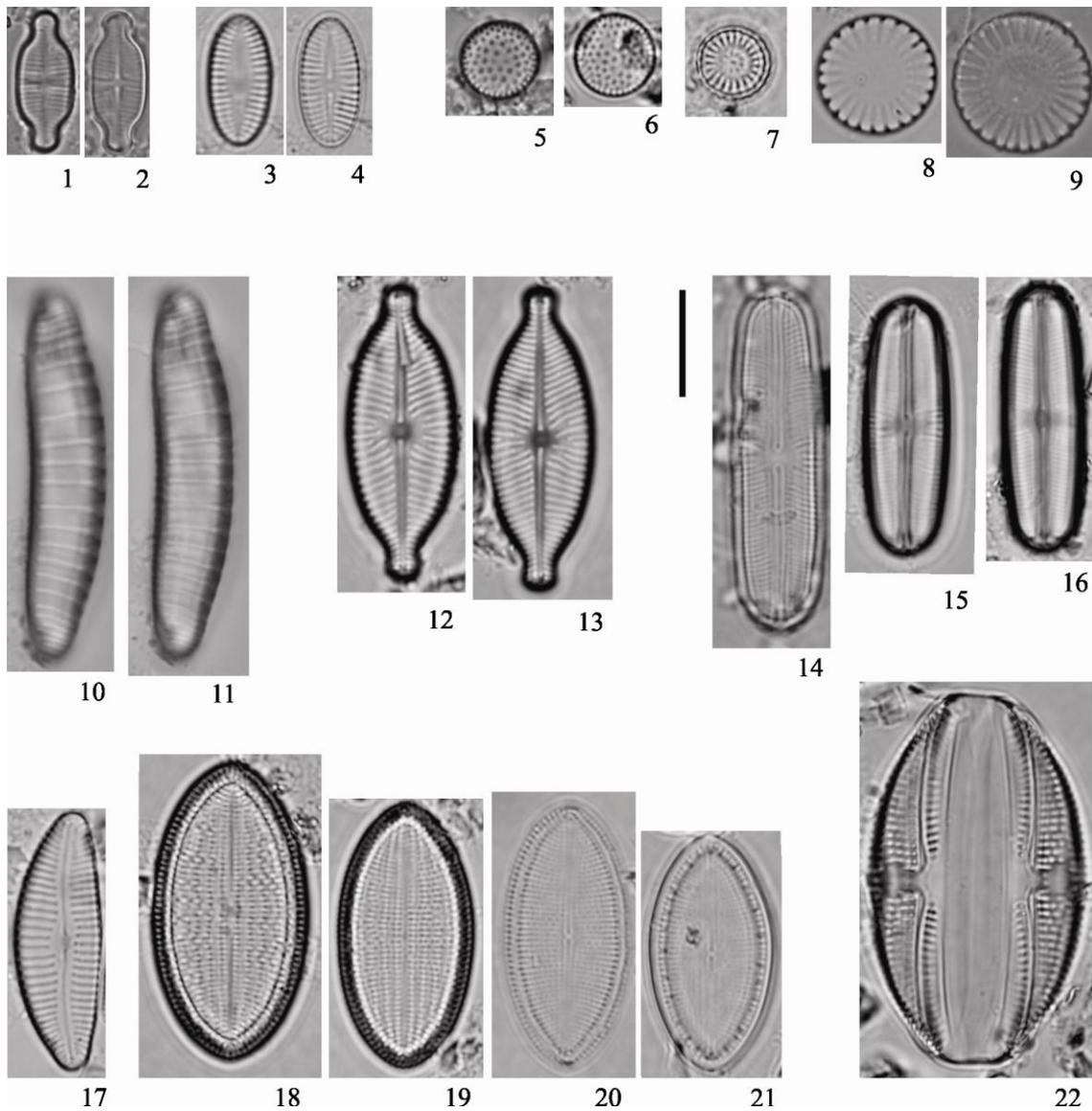
# APÊNDICES







## Apêndice 2



Exemplos de táxons indicadores do córrego Guaiapó. 1-2. *Achnanthes exigua*. 3-4. *Achnanthes rupestoides*. 5-6. *Aulacoseira* sp.. 7. *Cyclotella pseudostelligera*. 8-9. *Cyclotella meneghiniana*. 10-11. *Perinotia* sp.. 12-13. *Placoneis constans* var. *symmetrica*. 14-16. *Sellaphora bacillum*. 17. *Cymbella kolbei*. 18-21. *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. 22. *Amphora copulata*. Escala 10µm.

#### 4 Considerações Finais

Atributos da assembleia de diatomáceas perifíticas registrados no córrego urbano, tais como altas densidades, com predomínio de espécies tolerantes, menores riqueza e diversidade quando comparados ao córrego rural, mostram os reflexos da urbanização sobre esta assembleia. Quando focado o eixo longitudinal de um córrego que drena áreas urbanas e rurais também ficou clara a distinção da estrutura da assembleia de diatomáceas perifíticas. O impacto humano sobre as variáveis físicas e químicas dos córregos é o principal fator de diferenciação sobre a assembleia de diatomáceas perifíticas, sendo mais importante do que a influência da variação sazonal dos fatores abióticos. É importante destacar, que tanto a urbanização, quanto a agricultura influenciaram as características abióticas dos córregos estudados, refletindo na assembleia de diatomáceas perifíticas, porém os efeitos da urbanização foram mais severos.

A determinação das espécies indicadoras é uma importante ferramenta em diagnósticos ambientais. Porém, estudos experimentais precisam ser realizados para a determinação das tolerâncias das espécies às alterações das variáveis abióticas.