

RELATÓRIO PROJETO CT-HIDRO

Taxonomia de macrófitas aquáticas e de diatomáceas perifíticas aderidas e seleção de espécies bioindicadoras da qualidade de água de reservatórios da Bacia do Rio Iguaçu, Paraná.

Através do estudo desenvolvido pretendeu-se realizar um acurado trabalho taxonômico e o inventário das espécies de macrófitas e de diatomáceas perifíticas associadas às mesmas e a substrato artificial, em cinco reservatórios da bacia Hidrográfica da Iguaçu, cuja água é utilizada para diversos fins, principalmente para abastecimento público e lazer, identificando grupos de espécies bioindicadoras da qualidade de água.

Reservatórios estudados:

Classe I - Não Impactado a muito pouco Degradado:

1- Represa das Araucárias (represa do Curicaca - Município de General Carneiro) – Oligotrófico

Classe III - Moderadamente degradado:

2- Reservatório do Passauna (Município de Curitiba) – Oligotrófico a Mesotrófico

3- Reservatório do Piraquara I (Município de Piraquara) – Oligotrófico

Classe IV - Criticamente degradado a poluído:

4- Reservatório do Irai (Município de Pinhais) - Eutrófico

5- Represa do Itaqui (Município de Piraquara) – Eutrófico

Todas as espécies identificadas foram ilustradas. Exemplo de pranchas que acompanham os trabalhos ao final do relatório.

PRIMEIRA PARTE – MACRÓFITAS AQUÁTICAS

SEGUNDA PARTE – DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS

Integrantes do Grupo:

Profa. Dra. Thelma Alvim Veiga Ludwig

Profa. Dra. Cleusa Bona

Profa. Dra. Maria Cecília de Chiara Moço

Prof. Dr. Armando Carlos Cervi

Alunos participantes

Alunos de graduação: Gabriel Otto Meissner

Lucimary Steinke Deconto

Alunas de mestrado:

Makeli Garibotti Lusa

Ângela Maria da Silva

Denise Matias de Faria

Lucielle Merlyn Bertolli

Aluna de doutorado

Priscila Izabel Tremarin

PRODUTOS: Dissertações concluídas, publicações concluídas, submetidas aceitas e em fase de redação.

DISSERTAÇÕES DEFENDIDAS:

SILVA, A.M. 2009. Diatomáceas com potencial indicador do estado trófico de dois reservatórios com diferentes padrões de trofia: Piraquara e Irai. Dissertação. Mestrado em Botânica. Setor de C. Biológicas, Curitiba.

- BERTOLLI, L.M. 2010. Diatomáceas perifíticas em substratos natural e artificial, reservatório do rio Passauna, RMC, Paraná. Dissertação. Mestrado em Botânica. Setor de C. Biológicas, Curitiba.
- FARIA, D.M. 2010. Diatomáceas perifíticas de um reservatório eutrófico do rio Itaquí: aspectos qualitativos e quantitativos. Dissertação. Mestrado em Botânica. Setor de C. Biológicas, Curitiba.

TRABALHOS PUBLICADOS

- CERVI, A.C., BONA, C., MOÇO, M.C. DE C. & LINSINGEN, L. VON. 2009. Macrófitas aquáticas do Município de General Carneiro, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 9(3):1-8.

Trabalhos aceitos

- SILVA, A.M. , TREMARIN, P.I.; VERCELINO, I.S. ; LUDWIG, T.A.V. Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, estado do Paraná). *Acta Botanica Brasílica*.
- FARIA, D.M.; TREMARIN, P.; LUDWIG, T.A.V. Diatomáceas perifíticas de uma represa hipereutrófica, São José dos Pinhais, Paraná: Fragilariales, Eunotiales, Achnanthes e Gomphonema Ehrenberg. *Biota Neotropica*.
- BERTOLLI, L.; TREMARIN, P.; LUDWIG, T.A.V. Diatomáceas perifíticas em *Polygonum hydropiperoides* Michaux, reservatório do Passaúna, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*.

Trabalhos em preparação

- SILVA, A.M.; LUDWIG, T.A.V. Comparação entre a comunidade de Diatomáceas epifíticas de cinco espécies de macrófitas aquáticas da Represa das Araucárias, município de General Carneiro, estado do Paraná.
- BERTOLLI, L.; TREMARIN, P.I.; LUDWIG, T.A.V. First record of *Punctastriata mimetica* Morales in South America.
- SILVA, A.M.; TREMARIN, P.I.; LUDWIG, T.A.V. Diatomáceas perifíticas de um sistema oligotrófico paranaense, reservatório do Piraquara I.
- FARIA, D.M.; TREMARIN, P.; LUDWIG, T.A.V. Espécies de *Pinnularia* Ehrenberg de uma represa hipereutrófica de São José dos Pinhais, Paraná.
- CERVI, A.C., BONA, C., MOÇO, M.C.. Macrófitas aquáticas de reservatórios paranaenses: potenciais bioindicadores de diferentes padrões de trofia.
- SILVA, A.M.; BERTOLLI, L., FARIA, D.M.; TREMARIN, P.I.; LUDWIG, T.A.V. Diatomáceas perifíticas de reservatórios paranaenses: potenciais bioindicadores de diferentes padrões de trofia.

TRABALHOS APRESENTADOS EM CONGRESSO BRASILEIRO DE FICOLOGIA JUL-2010

- Denise Matias de Faria, Priscila Tremarin, Thelma Ludwig. Espécies de *Pinnularia* Ehrenberg de uma represa hipereutrófica de São José dos Pinhais, Paraná.
- Denise Matias de Faria, Priscila Tremarin, Thelma Ludwig. *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing, diatomácea tolerante às condições hipereutróficas de uma represa paranaense

Lucielle M. Bertolli, Priscila Tremarin, Thelma Ludwig. Diatomáceas Perifíticas em diferentes substratos no reservatório do rio Passaúna, PR.

PRIMEIRA PARTE – MACRÓFITAS AQUÁTICAS

1 INTRODUÇÃO

As macrófitas constituem o substrato natural que permite o estabelecimento de um dos maiores índices de abundância e riqueza de espécies que compõem a microbiota perifítica (biofilme composto por algas, protozoários, fungos, bactérias e animais). Algas encontram nessas plantas um local propício para seu desenvolvimento, sendo beneficiadas pelos compostos orgânicos e pelos nutrientes excretados pelas macrófitas, as quais de certa forma são protegidas dos organismos herbívoros pelo biofilme que se instala no substrato (Cattaneo & Kalff, 1979 in Rodrigues et al., 2005).

O biomonitoramento através de macrófitas aquáticas apresenta diversas vantagens quando comparado a outros índices de monitoramento da qualidade de água (Pedralli, 2003). A observação destas plantas é facilmente realizada no campo e podem ser indicativas da qualidade de água pela presença ou ausência, tamanho da população ou comunidade, forma e seus atributos funcionais (Murphy, 2000). Apesar do conhecimento da aplicação de macrófitas aquáticas como bioindicadoras, poucos trabalhos são produzidos com esta abordagem. Podemos destacar, principalmente, os estudos realizados nos reservatórios do Estado de Minas Gerais que constataram que o monitoramento de populações de macrófitas aquáticas é uma excelente ferramenta para a classificação das águas superficiais (Pedralli, 2003).

O aporte de nutrientes em ambientes aquáticos provoca a proliferação das macrófitas aquáticas o que induz o aumento do déficit de oxigênio, formação de gases tóxicos (H₂S, CH₄, etc.) e a diminuição do pH da água, com efeitos deletérios sobre as comunidades do fitoplâncton, zooplâncton, bentos e peixes (Pedralli, 2003).

Thomaz & Bini (2003) demonstram que o Estado do Paraná é o terceiro Estado brasileiro que menos publica nessa área. Em 1983, foi publicado um catálogo preliminar da flora hidrófila paranaense, com 22 famílias de fanerógamas aquáticas (Cervi et al., 1983), recentemente foi publicada uma lista das macrófitas aquáticas do Município de General Carneiro-Pr, com 45 famílias, 70 gêneros e 117 espécies (Cervi et al. 2009). No entanto a flora aquática do Estado do Paraná ainda é pouco conhecida.

O presente trabalho apresenta os resultados do levantamento das espécies de macrófitas aquáticas em cinco reservatórios da bacia Hidrográfica da Iguaçu, cuja água é utilizada para abastecimento humano e recreação e identificação dos grupos de espécies bioindicadoras da qualidade de água.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram analisados cinco reservatórios que foram classificados segundo a classificação do IAP (2004). Foram coletadas as espécies de macrófitas aquáticas presentes em cada reservatório que se encaixavam no conceito de macrófitas aquáticas proposto por (Cook 1974 e Fasset 1966). As plantas coletadas foram classificadas de acordo com a forma biológica (Irgang & Gastal 1996), ou seja: 1- submersas fixas; 2- submersas livres; 3-flutuantes fixas, 4- flutuantes livres; 5- emergentes; 6- anfíbias; 7- epífitos.

As coletas foram feitas ao longo das margens dos reservatórios, concentrando nos pontos onde havia variação de profundidade e concentração de macrófitas aquáticas, até regiões mais afastadas da margem utilizando-se embarcação e gancho para coleta das macrófitas aquáticas mais profundas. Para padronização do esforço amostral entre os diferentes reservatórios, o registro das espécies foi feito sempre por dois biólogos durante um período de tempo que variou entre uma e duas horas (Thomas et. al. 2004). Todas as espécies foram coletadas para posterior identificação, mesmo quando não se encontravam em estágio reprodutivo.

As plantas ou principais pontos de coleta foram fotografados e os espécimes coletados foram prensados em papel jornal, ou papel sulfite coberto com celofane e secos em estufa. Após a secagem, as amostras floridas foram montadas em exsicatas com etiqueta de identificação. As exsicatas foram tombadas no Herbário UPCB, do Departamento de Botânica, da UFPR, e no Herbário MBM, do Museu Botânico Municipal. O material que não foi identificado através de comparações com material depositados nos herbários UPCB e MBM foram enviados, via correio, para especialistas.

A frequência das espécies foi definida através de uma avaliação visual e facilidade de coleta. Foram definidas como muito freqüentes (*****) aquelas que predominavam sobre as demais de forma expressiva; freqüentes (****) aquelas que predominavam, mas menos expressivamente que as primeiras; pouco freqüentes (**) as que eram encontradas com facilidade sem predominar sobre as outras e raras (*) as que eram encontradas no máximo duas vezes durante o período de coleta. A partir da comparação das listas de espécies de cada reservatório foram citadas as principais espécies bioindicadoras que estavam presentes.

3 RESULTADOS

Reservatório da Classe I - Não Impactado a muito pouco Degradado: Represa das Araucárias

Na Represa das Araucárias foram identificadas cerca de 37 espécies (Tabela 1). Esse foi o reservatório com maior diversidade florística. As espécies que se destacaram pela maior freqüência foram *Nymphaea caerulea*, *Utricularia foliosa*, *Potamogeton montevidensis* e *Potamogeton polygonus* (Tabela 1).

P. montevidensis e *P. polygonus* são submersas fixas que ocorrem nos locais mais rasos, até cerca de 1,5 m de profundidade. O crescimento delas é mais evidente durante o verão sendo pouco frequentes no inverno. *N. caerulea* ocorre das margens até aproximadamente 2 m de profundidade e é abundante o

ano todo, enquanto que *Utricularia foliosa* é mais abundante no verão. Nas regiões de bordo com baixa profundidade, onde o solo fica temporariamente alagado é muito comum a presença de espécies de *Eleocharis*. *E. subarticulata* e *E. aff. Niederleinii* são as mais comuns e crescem juntamente com outras anfíbias e emergentes (Fig. 1E). No entanto, em alguns pontos ocorrem formações puras de *Eleocharis obtusetrigona* (Fig. 1F).

Neste reservatório não foram encontradas espécies que normalmente são indicadas como bioindicadoras de águas com qualidade ruim, como por exemplo, *Eichhornia*, *Pistia*, *Salvinia*, entre outras (Pedrali 2003). A ausência de espécies conhecidamente bioindicadoras indica que o reservatório das Araucárias tem boa qualidade da água.

Classe III - Moderadamente degradado: Reservatório do Passauna e Piraquara I

No Reservatório do Passauna foram identificadas 31 espécies de macrófitas aquáticas, sendo as mais frequente *Eichornia crassipes* e *Panicum repens* (tabela 2). No reservatório Piraquara I foram registradas 17 espécies destacando-se *Nymphoides indica*, *Ludwigia peruviana* e *Polygonum acuminatum* (Tabela 3). Todavia os dados das ultimas coletas ainda estão em análise, para uma posterior definição da frequência e confirmação de todas as espécies. No geral esses reservatórios apresentam pouco desenvolvimento de macrófitas em relação aos demais. As macrófitas ocorrentes são na maioria anfíbias e emergentes com algumas poucas flutuantes livres. Essas se concentram em pontos marginais onde o nível da água é mais baixo (fig. 2).

Classe IV - Criticamente degradado a poluído: Reservatório do Irai e Represa do Itaquí

No RESERVATÓRIO DO IRAI foram identificadas 28 espécies de macrófitas (Tabela 4). A espécie dominante, que cobre a maior área do reservatório é *Alternanthera phyloxerooides* (Fig. 3 A, B e F). Essa espécie tem causado problemas sérios a esse reservatório, por ser uma espécie predominantemente fixa que retém o substrato e diminui significativamente a capacidade do reservatório. Outras espécies frequentes são *Azolla sp.*, *Eichornia crassipes* e *Salvinia auriculata* (Fig. 3). Os camalotes são frequentes no desemboque dos rios e são formados principalmente de *A. phyloxerooides* juntamente com *E. crassipes* e *Picreus decumbens* (Fig. 3 E, F).

Na REPRESA DO ITAQUI foram registradas 27 espécies de macrófitas aquáticas (Tabela 5). As espécies mais frequentes foram *Pistia stratiotes*, *Azolla sp.*, *Egeria densa*, *Eichornia crassipes* e *Salvinia auriculata* (Fig. 4). Nota-se que várias espécies indicadoras de água poluído, como registradas no Reservatório do Itaquí, também predominam nesse reservatório.

Segundo Pedrali (2003), a presença de *P. stratiotes*, *E. crassipes*, *S. auriculata*, *P. cordata* var. *cordata*, *E. grandiflorus*, *Cyperus spp.*, *Typha spp.* *Polygonum spp.*, entre outras, indicam, em geral, que a qualidade da água, está relacionada a progressiva eutrofização do reservatório. No presente trabalho a maior incidência de algumas dessas espécies foi registrada principalmente nos reservatórios do Irai e Represa do Itaquí, que se encontram criticamente degradados ou poluídos. Destaca-se ainda a alta

frequência de *A. phyloxeroides* no reservatório do Iraí, *E. densa* na Represa do Itaqui e *Azolla* em ambos os reservatórios.

Tabela 1. Listagem das espécies de macrófitas aquáticas da Represa das Araucárias (Represa do Curicaca), com frequência e hábito de cada espécie. Reservatório não impactado a muito pouco degradado – oligotrófico.

Frequência	Família	Espécie	Hábito
*	Alismataceae	<i>Echinodorus grandiflorus</i>	Emergente, anfíbia
*	Araceae	<i>Lemna minuta</i>	Flutuante livre
****	Araliaceae	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Flutuante fixa
**	Asteraceae	<i>Senecio jurgens</i>	Emergente, anfíbia
*	Characeae	<i>Chara martiana</i>	Submersa fixa
**		<i>Nitella furcata</i>	Submersa fixa
**		<i>Nitella translúcida</i>	Submersa fixa
*	Commelinaceae	<i>Floscopa glabrota</i>	anfíbia
**	Cyperaceae		
		<i>Cyperus consanguineus</i>	emergente
**		<i>Carex bonariensis</i>	emergente
**		<i>Eleocharis viridans</i>	anfíbia
*****		<i>Eleocharis subarticulata</i>	emergente
*****		<i>Eleocharis</i> aff. <i>niederleinii</i>	anfíbia
**		<i>Eleocharis</i> cf. <i>minarum</i>	anfíbia
**		<i>Eleocharis obtusetrigona</i>	emergente
**	Hypericaceae	<i>Hypericum brasiliense</i>	Emergente, anfíbia
*	Iridaceae	<i>Sisyrinchium rombonis</i>	anfíbia
**	Juncaceae		
		<i>Juncus effusus</i>	Anfíbia, emergente
**		<i>Juncus microcephalus</i>	emergente
**	Lamiaceae	<i>Hyptis ulgiuosa</i>	emergente,
**	Lentibulariaceae		
		<i>Utricularia gibba</i>	submersa livre
*****		<i>Utricularia foliosa</i>	Submersa livre
**	Mayacaceae	<i>Mayaca sellowiana</i>	Submersa fixa
*	Melastomataceae		
		<i>Tibouchina cerastifolia</i>	anfíbia
*		<i>Tibouchina clipodifolia</i>	Anfíbia
**	Myrcinaceae	<i>Anagallis filiformis</i>	Anfíbia
*****	Nymphaeaceae	<i>Nymphaea caerulea</i>	Flutuante fixa
****	Onagraceae	<i>Ludwigia leptocarpa</i>	Emergente, flutuante fixa
*	Orchidaceae		
		<i>Cyclopogon apicus</i>	anfíbia
*		<i>Hebenaria parviflora</i>	anfíbia
**	Plantaginaceae	<i>Callitriche stagnalis</i>	Flutuante fixa
**	Polygonaceae	<i>Polygonum Hidropiperoides</i>	Emergente, anfíbia
****	Pontederiaceae	<i>Heteranthera zosterifolia</i>	Submersa fixa
*****	Potamogetonaceae	<i>Potamogeton montevidensis</i>	submersa fixa,
*****		<i>Potamogeton polygonus</i>	Submersa fixa
**	Rubiaceae	<i>Oldenlandia thesiifolia</i>	Emergente,
****	Rubiaceae	<i>Ruppia cirrhosa</i>	Anfíbia, emergente, submersa fixa

Tabela 2. Listagem das espécies de macrófitas aquáticas da REPRESA DO PASSAUNA, com frequência e hábito de cada espécie.

Frequência	Familia	Espécie	Hábito
	Apiaceae	<i>Hydrocotyle leucocephala</i>	Emergente, anfíbia
	Asteraceae		
		<i>Senecio Jurgensii</i>	Herbácea, emergente
		<i>Austroeuatorium picturatum</i>	Herbácea, emergente
		<i>Pluchea sagittalis</i>	Herbácea, emergente
		<i>Solidago chilensis</i>	Herbácea emergente
		<i>Eclipta Alba</i>	Herbácea emergente
		<i>Urolepsis hecatantha</i>	Herbácea emergente
*		<i>Elephantopus mollis</i>	Herbácea, anfíbia
	Cyperaceae		
		<i>Fuirena incomplete</i>	Herbácea, emergente
		<i>Rhynchospora corimbosa</i>	Herbácea, emergente
		<i>Cyperus esculentus</i>	Herbácea, emergente
		<i>Eleocharis maculosa</i>	Herbácea emergente
	Comelinaceae	<i>Commelina erecta</i>	Anfíbia, solo alagado
	Haloragraceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Flutuante fixa
	Juncaceae	<i>Juncus micranthus</i>	Herbácea emergente
	Lamiaceae	<i>Hyptis fasciculata</i>	Herbácea emergente
*	Lythraceae	<i>Cuphea carthagenensis</i>	anfíbia
*	Malvaceae	<i>Pavonia Guerkeana</i>	Herbácea, anfíbia
	Melastomataceae	<i>Tibouchina cerastifolia</i>	Herbácea, emergente
	Onagraceae		
		<i>Ludwigia leptocarpa</i>	Herbácea, emergente
		<i>Ludwigia elegans</i>	Herbácea, emergente
		<i>Ludwigia sericea</i>	Herbácea, emergente
****	Poaceae	<i>Panicum repens</i>	Herbácea emergente
**	Poligonaceae	<i>Polygonum persicaria</i>	Herbácea emergente
**		<i>Polygonum meisnerianum</i>	Herbácea emergente
****	Pontederiaceae	<i>Eichornia crassipes</i>	Flutuante livre
	Rubiaceae	<i>Oldenlandia thesiiflora</i>	Herbácea emergente
		<i>Diodia saponariifolia</i>	Flutuante fixa
		<i>Diodia alata</i>	Herbácea emergente
**	Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i>	Flutuante livre
*	Solanaceae	<i>Solanum pseudocapsicum</i>	Herbácea anfíbia

Tabela 3. Listagem das espécies de macrófitas aquáticas do reservatório PIRAQUARA I, com frequência e hábito de cada espécie.

Frequência	Familia	Espécie	Hábito
	Asteraceae	<i>Erigeron maximus</i>	Herbácea, emergente
		<i>Pluchea sagittalis</i>	Herbácea, emergente
		<i>Baccharis destrum triplinervium</i>	anfíbia
	Cyperaceae	<i>Fimbristylis</i>	Herbácea, emergente, anfíbia
	Haloragraceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Flutuante fixa
	Hypericaceae	<i>Hypericum rigidum</i>	Herbácea, emergente
	Melastomataceae		
		<i>Tibouchina cerastifolia</i>	Herbácea, emergente
		<i>Leandra australis</i>	Herbácea, solo alagado
		<i>Rhynchanthera dichotoma</i>	Herbácea, anfíbia ou

			emergente
***	Meniantaceae	<i>Nymphoides indica</i>	
**	Nymphaeaceae	<i>Nymphaea caerulea</i>	Flutuante fixa
	Onagraceae		
		<i>Ludwigia sericea</i>	Herbácea, emergente
***		<i>Ludwigia peruviana</i>	Herbácea, emergente
	Scrophulariaceae	<i>Agalinis communis</i>	Herbácea emergente, anfíbia
***	Polygonaceae	<i>Polygonum acuminatum</i>	Herbácea, emergente
		<i>Polygonum punctatum</i>	Herbácea, emergente
		<i>Rumex obtusifolia</i>	Herbácea, solo alagado

Tabela 4. Listagem das espécies de macrófitas aquáticas do RESERVATÓRIO DO IRAI, com frequência e hábito de cada espécie.

Frequência	Família	Espécie	Hábito
*	Alismataceae	<i>Echinodorus grandiflorus</i>	emergente
*****	Amaranthaceae	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	emergente
		<i>Alternanthera sp.</i>	emergente
*	Apiaceae	<i>Hidrocotyle bonariensis</i>	Flutuante ou emersa fixa
**		<i>Anethum graveolens</i>	emergente
****	Araceae	<i>Lemna valdiviana</i>	Flutuante livre
*****	Azolaceae	<i>Azolla sp</i>	Flutuante livre
**	Callitricaceae	<i>Callitriche stagnalis</i>	Herbácea anfíbia
*	Caryophyllaceae	<i>Drymaria cordata</i>	Anfíbia
*	Comelinaceae	<i>Commelina erecta</i>	Anfíbia
*		<i>Commelina sp.</i>	Anfíbia
*	Cyperaceae	<i>Rhynchospora corimbosa var. asperula</i>	anfíbia
****		<i>Picreus decumbens</i>	Emergente
**	Haloragraceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Emergente
*	Lythraceae	<i>Cuphea calophylla</i> Subsp. <i>Mesostemon</i>	Herbácea, anfíbia
*		<i>Cuphea carthagenensis</i>	Herbácea, anfíbia
*	Onagraceae		
		<i>Ludwigia sericea</i>	Herbácea, emergente
*		<i>Ludwigia peruviana</i>	Herbácea, emergente
*		<i>Ludwigia leptocarpa</i>	Herbácea, emergente
*		<i>Ludwigia logifolia</i>	Herbácea, emergente
**	Poaceae	<i>Panicum repens</i>	Herbácea emergente
*****	Pontederiaceae	<i>Eichornia crassipes</i>	Flutuante livre
**		<i>Pontederia lanceolata</i>	Emergente, fixa em camalote
*	Polygonaceae	<i>Polygonum acuminatum</i>	emergente
**		<i>Polygonum meissnerianum</i>	emergente
**		<i>Polygonum punctatum</i>	
*****	Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i>	Flutuante livre
**	Typhaceae	<i>Typha dominguensis</i>	emergente

Tabela 5. Listagem das espécies de macrófitas aquáticas da REPRESA DO RIO ITAQUI, com frequência e hábito de cada espécie.

Frequência	Família	Espécie	Hábito
**	Amaranthaceae	<i>Alternanthera sp.</i>	Emergente, anfíbia
****		<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Emergente, anfíbia
****	Araliaceae	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Emergente, flutuante fixa
*****	Araceae	<i>Pistia stratiotes</i>	Flutuante livre

****		<i>Lemna valdiviana cf</i>	Flutuante livre
**	Apiaceae	<i>Centella asiática</i>	Flutuante fixa
**	Asteraceae	<i>Pluchea oblongifolia</i>	emergente
****		<i>Senecio jurgensii</i>	emergente
*****	Azollaceae	<i>Azolla sp.</i>	Flutuante livre
**	Brassicaceae	<i>Cardamine bonariensis</i>	anfíbia
*	Cyperaceae	<i>Eleocharis acutangula</i>	Herbácea emergente
**		<i>Cyperus luzulae</i>	Anfíbia
**	Haloragraceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	emergente
*****	Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i>	Submersa fixa
*	Juncaceae	<i>Juncus microcephalus</i>	emergente
*	Lythraceae	<i>Cuphea carthagenensis</i>	anfíbia
**	Onagraceae	<i>Ludwigia hookeri</i>	emergente
**		<i>Ludwigia leptocarpa</i>	emergente
****	Poligonaceae	<i>Poligonum punctatum</i>	emergente
*		<i>Rumex obtusifolius</i>	anfíbia
**	Pontederiaceae		
		<i>Pontederia lanceolata</i>	emergente
*****		<i>Eichornia crassipes</i>	Flutuante livre
****	Poaceae	<i>Luziola peruviana</i>	emergente
**		<i>Calamagrostis viridiflavescens</i>	emergente
**		<i>Panicum helobium</i>	emergente
*****	Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i>	Flutuante livre
****	Typhaceae	<i>Typha dominguensis</i>	emergente

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CERVI, A.C.; HATSCHBACH, G. & GUIMARÃES, O. A. 1983. Nota prévia sobre plantas aquáticas (fanerogâmicas) do Estado do Paraná (Brasil). Boletim do Museu Botânico Municipal 58: 1-17. Prefeitura Municipal de Curitiba, Paraná, Brasil.
- Cervi, A.C., Bona, C., Moço, M.C. de C. & Linsingen, L. von. 2009. Macrófitas aquáticas do Município de general Carneiro, Paraná, Brasil. Biota Neotropica, 9(3):1-8.
- COOK, C.D.K.; GUT, B.J.; RIX, E.M.; SCHNELLER, J.; SEITZ, M. 1974. Water plants of the world. The Hague, The Netherlands: Dr. Junk B.V. Publishers.
- IRGANG, B.E. & GASTAL Jr. C.V.S. 1996. Plantas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul. [s.n.] 0(edição dos autores), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 1996.
- MURPHY, K.J. 2000. Predizendo alterações em ecossistemas aquáticos continentais e áreas alagáveis: o potencial de sistemas bioindicadores funcionais utilizando macrófitas aquáticas. Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia, Maringá, n.27, p. 7-9.
- RODRIGUES, L.; FONSECA, I. A.; LEANDRINI, J. A.; FELISBERTO, S. A.; SILVA, E. L. V. 2005. Distribuição espacial da biomassa perifítica em reservatórios e relação com o tipo de substrato. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds). Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais. Maringá: Rima, cap. 7, p. 87-96.
- THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. IN: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.) Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas. Ed. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, 2003.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; PAGIORO, T. A. 2004. Métodos em Limnologia: macrófitas aquáticas. IN: C.E. de M. BICUDO & D. de C. BICUDO (eds.) Amostragem em Limnologia. Ed. Rima, São Carlos, São Paulo, 2004.

PEDRALLI, G. 2003. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativa para usos múltiplos de reservatórios. IN: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.) Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas. Ed. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, 2003.

SEGUNDA PARTE – DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS

1 INTRODUÇÃO

As macrófitas constituem o substrato natural que permite o estabelecimento de um dos maiores índices de abundância e riqueza de espécies que compõem a microbiota perifítica (biofilme composto por algas, protozoários, fungos, bactérias e animais). Algas encontram nessas plantas um local propício para seu desenvolvimento, sendo beneficiadas pelos compostos orgânicos e pelos nutrientes excretados pelas macrófitas, as quais de certa forma são protegidas dos organismos herbívoros pelo biofilme que se instala no substrato (Cattaneo & Kalff, 1979 in Rodrigues et al., 2005).

O curto ciclo de vida, o hábito de vida usualmente sésil e conseqüente relativa falta de mobilidade das algas perifíticas acarretam respostas imediatas diante de alterações ambientais, resultando modificação numérica e associativa das espécies que ali se desenvolvem e funcionando como sensores confiáveis da qualidade da água e de seu estado trófico, além da integridade biológica e das condições físico-químicas em rios e lagos (Round, 1981, Stevenson, 1996; Stoermer & Smol, 1999). O nível trófico ou a progressiva acidificação das águas podem ser rápida e eficientemente avaliados, utilizando a composição da comunidade, medidas de metabolismo e biomassa do perifíton associadas às características físicas e químicas da água (Lancaster et al., 1996; Pompêo & Moschini-Carlos, 2003; Woelfl & Whitton, 2000).

As diatomáceas, algas silíceas bastante comuns no perifíton, adequam-se para o propósito de avaliação da qualidade da água, já que o grupo apresenta um amplo espectro de sensibilidade à poluição, que vai de espécies sensíveis até espécies tolerantes, além de serem facilmente coletadas e armazenadas em lâminas permanentes (Lobo et al., 1995, LOWE; PAN).

Mundialmente as diatomáceas perifíticas têm sido utilizadas para fins de bioindicação. Destacam-se trabalhos que utilizam estas algas como indicadoras de qualidade da água, como o estudo de Battarbee et al. (1997), que avaliaram a relação entre a química da água e o epilítton coletado em lagos e córregos noruegueses, de Gomá et al. (2005), que avaliaram a diatomoflórula epilítica a jusante e a montante de quatro rios da bacia do Segre, na Catalunha, de Ivanov, Chipev e Temniskova (2003), que observaram alterações na estrutura e na dinâmica sazonal da assembleia de diatomáceas epilíticas ao longo de um gradiente de urbanização na Bulgária e nos parâmetros de qualidade da água avaliados por meio desta

assembleia. Kwandrans et al. (1998) correlacionaram parâmetros físicos com a comunidade de diatomáceas e com índices de qualidade da água em rios da Polônia. Taylor et al. (2005) utilizaram índices para estimar a qualidade da água baseando-se em antigas avaliações quali/quantitativas do sistema de rios Jukskei-Crocodile. Duong et al. (2006) avaliaram a qualidade de água em rios vietnamitas, utilizando a aplicação de índices à comunidade de diatomáceas bênticas.

Outro enfoque no estudo de diatomáceas é a indicação de estado trófico. Kitner e Poulíčková (2003) avaliaram a resposta de diatomáceas perifíticas a eutrofização em tanques de piscicultura. Blanco, Ector e Bécars (2004) testaram a efetividade de diatomáceas perifíticas como bioindicadoras de estado trófico em lagos espanhóis, Poulíčková, Duchoslav e Dokulil (2004) examinaram diatomáceas aderidas a diferentes substratos em lagos austríacos para inferir o estado trófico.

Índices ecológicos baseados em diatomáceas têm sido desenvolvidos em todo o mundo. Kelly e Whitton (1995) desenvolveram o Trophic Diatom Index que relaciona a comunidade de diatomáceas amostrada em rios ingleses e escoceses com fatores ambientais (especialmente poluição e eutrofização) através de valores de sensibilidade destas algas às variáveis analisadas. Stenger-Kovács et al. (2007) desenvolveram o Trophic Diatom Index for Lakes, utilizando valores de indicação e sensibilidade a variáveis físicas e químicas (especialmente fósforo total) aplicados a amostras de diatomáceas epifíticas de lagos húngaros relacionados. A relação entre estes valores e a abundância relativa dos táxons permitiu a determinação de classes de qualidade de água. Descy (1979) utilizou valores de sensibilidade e indicação de diatomáceas epilíticas (baseados em dados físicos e químicos) para estimar a qualidade de água da bacia do rio Meuse (Bélgica).

A quantidade de índices para regiões tropicais é menos expressiva do que para regiões temperadas. Wu (1999) utilizou um índice genérico para assembleias de diatomáceas de rios tailandeses. Gómez e Licursi (2001) desenvolveram um índice em que diatomáceas epipélicas foram categorizadas de acordo com sua sensibilidade a eutrofização e ao aumento da concentração de matéria orgânica, a fim de monitorar a qualidade biológica de rios e arroios dos pampas argentinos. No Brasil destaca-se o estudo de Lobo et al. (1996), que classifica diatomáceas epilíticas em de acordo com sua distribuição em rios e arroios com diferentes condições de poluição na bacia do rio Jacuí (RS).

Apesar do crescente interesse no estudo das diatomáceas perifíticas, no Estado do Paraná os estudos taxonômicos sobrepõem-se aos estudos ecológicos.

No Brasil, estudos utilizando diatomáceas como bioindicadoras da qualidade da água no Brasil estão restritos ao estado do Rio Grande de Sul.(Lobo et al, 1996; Leon & Lobo, 2000; Lobo; Callegaro & Bender 2002; Lobo et al., 2004). Destacam-se os estudos da comunidade perifítica, especialmente a epilítica, como bioindicadora da qualidade de água, e, principalmente, em relação à presença de matéria orgânica. Lobo, Callegaro e Bender (2002) desenvolveram um estudo pioneiro na bacia do Guaíba em que as diatomáceas epilíticas foram classificadas de acordo com sua tolerância à poluição orgânica. Rodrigues e Lobo (2000) e Oliveira et al. (2001) analisaram a relação entre diatomáceas epilíticas e

fatores ambientais na bacia do arroio Sampaio, a influência da poluição orgânica e da eutrofização destacaram-se na composição da comunidade. Lobo et al. (2004) utilizaram grupos determinados pela tolerância a eutrofização na bioindicação de três arroios. Salomoni et al. (2006) observaram diferenças na distribuição de diatomáceas epilíticas ao longo de um gradiente de poluição no rio Gravataí, e propuseram grupos de tolerância a poluição orgânica e eutrofização. Hermany et al. (2006) determinaram dois grupos indicadores de qualidade de água tomando como base a preferência das diatomáceas epilíticas a diferentes variáveis ambientais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Amostragens trimestrais foram realizadas entre os anos de 2007, 2008 e 2009. As amostras de substrato natural e artificial coletadas foram registradas no Herbário da Universidade Federal do Paraná (UPCB).

O substrato natural selecionado para a análise da comunidade de diatomáceas perifíticas foi o disponível em cada reservatório. Foram macrófitas emersas, enraizadas, pois não ocorre o livre deslocamento da macrófita, afastando a possibilidade de que exemplares transportados de outras partes do reservatório.

Além do substrato natural foram utilizadas lâminas de vidro como substrato artificial. Laminários numerados, amarrados em um suporte de madeira foram fixados na estação de amostragem com corda. As lâminas de vidro ficaram submersas no reservatório, em profundidade aproximada de 30 cm, por período de 30 dias conforme recomendações de Lobo e Buselato-Toniolli (1985).

Os substratos coletados foram acondicionados em frascos individuais e identificados. As amostras para análise qualitativa foram fixadas em solução Transeau (água: álcool: formol na proporção 6:3:1), enquanto que as amostras para análise quantitativa foram fixadas em lugol acético. O material perifítico removido para a análise qualitativa foi oxidado segundo o método de Simonsen (1974) modificado por Moreira-Filho e Valente-Moreira (1981). Lâminas permanentes foram confeccionadas com o material oxidado e não oxidado. A análise das lâminas foi realizada em microscópio fotônico binocular Olympus, modelo CH-2, com ocular graduada acoplada, utilizando-se o aumento de 1000x. Adicionalmente foram preparados suportes metálicos com amostras oxidadas, metalizados com ouro em aparelho Balzers SCD030 para posterior visualização em microscópio eletrônico de varredura (MEV) JEOL-JSM 6360LV. Para a observação da forma de fixação de diatomáceas foram pedaços da macrófita foram desidratados utilizando série alcoólica crescente, permanecendo dez minutos em soluções com concentração de 20%, 40%, 60%, 80% e 100% de álcool etílico. Após a desidratação foi realizada a secagem, atingindo o ponto crítico, em equipamento Balzers CPD 010 para posterior montagem em suporte de alumínio. A metalização com ouro e a observação em MEV foram realizadas nos equipamentos acima mencionados.

A determinação taxonômica das diatomáceas foi realizada em microscópio ótico binocular Olympus, modelo CH-2 em objetiva de 100x equipado com disco graduada em lâminas semipermanentes preparadas com amostras oxidadas raspadas dos substratos. O material de apoio para a identificação dos

táxons se baseou em literatura clássica como Hustedt (1927-1966), Patrick e Reimer (1966), Krammer e Lange-Bertalot (1986, 1988, 1981 a, b), Simonsen (1987), ROUND; CRAWFORD; MANN (1990), Metzeltin e Lange-Bertalot (1998, 2005 e 2007), Levkov et al. (2007), assim como publicações de periódicos, monografias e dissertações de mestrado e teses de doutorado disponíveis. A terminologia utilizada para a descrição dos táxons foi baseada em Barber e Haworth (1981), Hendey (1964) e Round, Crawford e Mann (1990). O enquadramento taxonômico baseou-se principalmente em Round, Crawford e Mann (1990), porém outros estudos como os de Houk e Klee (2004), Compère (2001), Krammer (1997b e 2003), Moser, Lange-Bertalot e Metzeltin (1998), Lange-Bertalot e Metzeltin (1996) e Cavalier-Smith (1998) também foram utilizados. As ilustrações foram obtidas utilizando-se microscópio Olympus BX-40 com câmera Olympus DP-071 acoplada. As citações dos táxons para o Estado foram baseadas em Tremarin et al. (2009b) e trabalhos desenvolvidos posteriormente. Para todos os táxons determinados foram providenciadas limites métricos, número de estruturas em 10 μm , ocorrência nas amostras analisadas, e táxons registrados pela primeira vez para o Estado paranaense.

Para a avaliação da estrutura das comunidades de diatomáceas perifíticas, foram confeccionadas lâminas permanentes com volume conhecido de amostras oxidadas. A quantificação foi realizada em réplicas, visando uma melhor representação das amostras. Um mínimo de 600 valvas foi atingido na quantificação de cada lâmina. Embora a quantificação de um número maior de valvas pudesse representar mais fielmente a estrutura da comunidade analisada, este número foi escolhido com base em Kobaiasy e Mayama (1982), que relatam que a contribuição de cada táxon na densidade relativa foi menor do que 1,5% tanto em contagens até 600 quanto até 8.000 valvas. Adicionalmente foi calculado o valor de eficiência proposto por Pappas e Stoermer (1996). Após a quantificação foi calculada a densidade dos táxons por área de substrato raspado, segundo a seguinte fórmula baseada nas obras de Battarbee (1986) e Lobo (1995):

Para a avaliação da estrutura da assembleia de algas perifíticas, bem como a representatividade da classe Bacillariophyceae, foram realizadas contagens em câmara de sedimentação, seguindo a metodologia descrita por Utermöhl (1958). A sedimentação das amostras foi realizada em cubetas específicas, durante tempo determinado por Lund, Kipling e Lecren (1958), ou seja, três horas para cada centímetro de altura da cubeta. Após este processo, as amostras foram quantificadas em microscópio invertido Olympus IX70 utilizando-se o aumento de 600x. A quantificação foi realizada em campos aleatórios, observando-se a curva de rarefação de espécies, atingindo um mínimo de 100 indivíduos da espécie mais abundante (no caso de duas espécies prevaletentes foram considerados 100 indivíduos da segunda espécie mais abundante) e a estabilização de 20 campos sem o aparecimento de novos táxons. Para a estimação da densidade de indivíduos foi utilizada a equação de Ross (1979) adaptada para a utilização em material perifítico:

As espécies consideradas potenciais bioindicadoras, ou seja, descritoras da comunidade foram as abundantes e/ou dominantes, estabelecidas de acordo com Lobo e Leighton (1986): espécies abundantes são aquelas que apresentam densidade maior do que a densidade média da amostra e espécies dominantes são aquelas que apresentam densidade igual ou superior a 50% da densidade total da amostra.

A série de dados utilizada para calcular o Índice de Estado Trófico (IET) (CARLSON, 1977) do reservatório entre os anos de 1998 e 2008 foi cedida pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP). O IET médio foi calculado com base na média ponderada estabelecida por Toledo et al. (1983) apud Mercante e Tucci - Moura (1999).

Os parâmetros físicos e químicos utilizados foram fornecidos pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) e Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) IAP, 2004 e dados não publicados). Foram eles: pH, Nitrogênio Total (mg/l), DQO (mg/l), DBO5 (mg/l), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), transparência da água medida pelo disco de Secchi (metros), teor de fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$), clorofila a do fitoplâncton ($\mu\text{g}/\text{L}$), turbidez (NTU). Temperatura da água e do ar ($^{\circ}\text{C}$) foi mensurada no dia da coleta, com um termômetro. Dados de pluviosidade obtidos pela estação que se encontra no município de Pinhais, próximo aos reservatórios estudados, foram fornecidos pelo Instituto Tecnológico SIMEPAR de Curitiba.

A análise dos índices de diversidade (riqueza de espécies, diversidade de Shanon-Wiener e equitabilidade de Pielou) foi realizada com base na matriz de dados quantitativos. A similaridade entre as amostras foi avaliada por meio de análises de agrupamento, utilizando-se como medida de similaridade o índice binário de Jaccard para a matriz qualitativa, e o índice de Bray-Curtis para a matriz quantitativa. Em ambos os casos foram utilizados dendrogramas gerados a partir das análises de agrupamento. As relações entre os dados físicos e químicos e as estações de coleta foram interpretadas de acordo a Análise de Componentes Principais (ACP). Para a comparação das amostras dos dois substratos foram utilizadas análises de escalonamento multidimensional não métricas (NMDS), bem como a ordenação gráfica gerada por elas. A NMDS realizada com os dados qualitativos abrangeu todos os táxons observados no estudo e a medida de similaridade utilizada foi o índice binário de Jaccard. Já para a NMDS realizada com os dados quantitativos foram utilizadas as densidades das espécies observadas nas contagens em todas as réplicas utilizadas e a medida de similaridade utilizada foi o índice de Bray-Curtis. Para todas as análises citadas foi utilizado o software livre PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

O Trophic Diatom Index for Lakes foi calculado utilizando-se os dados presentes na obra de Stenger-Kovács et al. (2007), em que foi proposto. Os demais índices ecológicos baseados em diatomáceas foram calculados utilizando-se o software Omnidia desenvolvido pelo Cemagref of Bordeaux e pela Agence de L'Eau Artois-Picardie (LECOINTE; COSTE; PRYGIEL, 1993).

3 RESULTADOS E CONSIDERAÇÕES DE CADA RESERVATÓRIO

3.1 RESERVATÓRIO DO PASSAÚNA

Substrato artificial

Um total de 29 táxons infra-genéricos foi observado durante a quantificação do perifíton aderido ao substrato artificial. A maior densidade total (valvas/cm²) foi observada na amostra do verão, seguida pela amostra do outono e pela do inverno, e a amostra da primavera apresentou a menor densidade total entre as coletas (Tabela). Quanto à riqueza de táxons a amostra da primavera apresentou o menor número

de táxons (16), e foi seguida pela amostra do verão (18 táxons) e do outono (20 táxons) (Tab. 2). A amostra do inverno apresentou a maior riqueza de táxons (21).

Segundo o critério de Lobo e Leighton (1986), *Achnantheidium minutissimum* foi dominante nas amostras de primavera e verão e abundante nas amostras de outono e inverno. *Encyonopsis subminuta* foi abundante em todas as amostras, *Navicula cryptocephala* foi abundante na amostra de inverno e *Punctastriata mimetica* foi abundante nas amostras de primavera, verão e inverno e dominante na amostra de outono (Tab. 2).

O valor de eficiência proposto por Pappas e Stoermer (1996) calculado para as amostras de substrato artificial foi 0,97 na primavera, no verão e no outono e 0,96 no inverno. Este valor corresponde à probabilidade de que o número suficiente de indivíduos tenha sido quantificado durante a análise. Valores de eficiência altos indicam uma pequena probabilidade de que novos táxons fossem encontrados com o prosseguimento da quantificação.

TABELA – Reservatório Passaúna - DENSIDADES INDIVIDUAL, TOTAL E MÉDIA (VALVAS/CM²) EM LÂMINA PERMANENTE DAS AMOSTRAS DE SUBSTRATO ARTIFICIAL. DENSIDADES NEGRITADAS: TÁXONS DOMINANTES. DENSIDADES SUBLINHADAS: TÁXONS ABUNDANTES.

Táxon	Primavera	Verão	Outono	Inverno
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	890.862	2.907.553	<u>393.411</u>	<u>1.101.139</u>
<i>Achnanthes inflata</i>	0	2.135	0	0
<i>Amphora copulata</i>	0	0	6.530	0
<i>Asterionella formosa</i>	1.470	0	0	17.062
<i>Aulacoseira ambigua</i>	0	0	0	2.625
<i>Aulacoseira granulata var. granulata</i>	0	0	8.162	0
<i>Aulacoseira granulata var. angustissima</i>	0	0	3.265	0
<i>Brachysira neoexilis</i>	1.470	25.617	86.518	66.935
<i>Cymbella excisa</i>	1.470	17.078	34.281	45.935
<i>Ctenophora pulchella</i>	0	8.539	0	0
<i>Discostella stelligera</i>	11.026	119.547	22.854	13.124
<i>Discostella stelligeroides</i>	5.145	14.943	11.427	3.937
<i>Encyonopsis subminuta</i>	174.203	397.067	537.063	510.540
<i>Encyonopsis ruttnerii</i>	0	14.943	9.794	43.311
<i>Fragilaria crotonensis</i>	23.521	68.313	109.372	89.246
<i>Fragilaria rumpens</i>	13.966	0	0	0
<i>Fragilaria sp.</i>	0	0	0	23.624
<i>Gomphonema gracile</i>	0	0	0	6.562
<i>Gomphonema sp.1</i>	0	4.270	4.897	0
<i>Navicula cryptocephala</i>	1.470	12.809	45.708	20.999
<i>Navicula cryptotenella</i>	1.470	6.404	3.265	3.937
<i>Navicula kuseliana</i>	0	0	0	2.625
<i>Navicula microdigitoradiata</i>	0	4.270	11.427	9.187
<i>Navicula radiosa</i>	1.470	0	4.897	9.187

<i>Nitzschia palea</i>	1.470	0	0	0
<i>Planothidium rostratum</i>	6.615	4.270	17.957	10.500
<i>Punctastriata mimetica</i>	178.613	424.819	1.681.384	370.109
<i>Thalassiosira rudis</i>	19.111	4.270	16.324	5.250
<i>Ulnaria ulna</i>	0	6.404	3.265	22.312
Total	1.333.352	4.043.249	3.011.799	2.378.145
Densidade média	83.335	224.625	150.590	113.245
Valor de eficiência	0,97	0,97	0,97	0,96

Substrato natural

Na quantificação do perifíton aderido ao substrato natural foram observados 39 táxons. Entre as amostras analisadas a maior densidade total (valvas/cm²) foi observada na amostra do verão, seguida pelas amostras de inverno e outono (Tab. 3). Assim como no substrato artificial, a amostra da primavera apresentou a menor densidade total (Tab. 3). Quanto à riqueza de táxons a amostra do verão apresentou o menor número de táxons (20), e foi seguida pelas amostras do outono (24 táxons) e da primavera (26 táxons) (Tab. 3). Assim como no substrato artificial, a amostra com maior riqueza de táxons foi a do inverno, com 31 táxons (Tab. 3).

Segundo o critério de Lobo e Leighton (1986), *Achnantheidium minutissimum* foi dominante nas amostras do verão, do outono e do inverno e abundante na amostra da primavera. *Brachysira neoexilis* foi abundante na amostra de inverno, *Punctastriata mimetica* foi abundante nas amostras de primavera, verão e inverno e *Encyonopsis subminuta* foi abundante em todas as amostras.

TABELA - Reservatório Passaúna - DENSIDADES INDIVIDUAL, TOTAL E MÉDIA (VALVAS/CM²) EM LÂMINA PERMANENTE DAS AMOSTRAS DE SUBSTRATO NATURAL. DENSIDADES NEGRITADAS: TÁXONS DOMINANTES. DENSIDADES SUBLINHADAS TÁXONS ABUNDANTES.

Táxon	Primavera	Verão	Outono	Inverno
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	215.014	8.325.089	2.854.527	5.009.891
<i>Achnantheidium exiguum</i>	0	0	0	4.600
<i>Amphora copulata</i>	943	0	0	0
<i>Asterionella formosa</i>	0	0	0	59.806
<i>Aulacoseira ambigua</i>	1.415	0	11.783	0
<i>Aulacoseira granulata</i>	472	0	0	23.002
<i>Brachysira neoexilis</i>	8.016	164.013	79.538	335.833
<i>Cymbella excisa</i>	24.048	79.179	61.863	64.406
<i>Cymbopleura naviculiformis</i>	472	0	0	0
<i>Ctenophora pulchella</i>	1.886	0	29.458	179.418
<i>Discostella stelligera</i>	14.146	39.589	17.675	13.801
<i>Discostella stelligeroides</i>	2.358	45.245	11.783	0
<i>Encyonopsis ruttnerii</i>	0	5.656	23.567	69.007

<i>Encyonopsis subminuta</i>	56.111	1.198.994	860.188	1.490.546
<i>Eunotia sp.(pleural)</i>	1.886	0	0	4.600
<i>Encyonema silesiacum</i>	1.886	0	5.892	13.801
<i>Fragilaria crotonensis</i>	30.177	56.556	38.296	165.616
<i>Fragilaria rumpens</i>	5.658	11.311	23.567	0
<i>Fragilaria sp.</i>	0	0	0	32.203
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	0	28.278	32.404	18.402
<i>Gomphonema gracile</i>	472	11.311	23.567	32.203
<i>Gomphonema laticollum</i>	0	11.311	11.783	124.212
<i>Gomphonema parvulum</i>	0	0	0	9.201
<i>Gomphonema sp.1</i>	2.829	11.311	0	13.801
<i>Navicula cryptocephala</i>	32.064	90.490	64.809	82.808
<i>Navicula cryptotenella</i>	5.658	50.901	153.184	9.201
<i>Navicula notha</i>	0	5.656	0	0
<i>Navicula microdigitoradiata</i>	0	0	0	9.201
<i>Navicula radiosa</i>	2.829	45.245	106.051	27.603
<i>Navicula rostellata</i>	0	0	0	9.201
<i>Navicula tridentula</i>	0	0	17.675	9.201
<i>Nitzschia pseudofonticola</i>	943	0	0	0
<i>Planothidium rostratum</i>	1.415	197.947	5.892	27.603
<i>Pinnularia sp. (pleural)</i>	472	0	0	0
<i>Punctastriata mimetica</i>	413.054	209.258	922.051	492.248
<i>Tabularia fasciculata</i>	0	0	0	9.201
<i>Sellaphora subbacillum</i>	0	0	5.892	27.603
<i>Thalassiosira rudis</i>	14.146	11.311	5.892	9.201
<i>Ulnaria ulna</i>	19.804	0	11.783	41.404
Total	858.171	10.598.653	5.379.120	8.418.825
Densidade média	33.006	529.932	224.130	271.575
Valor de eficiência	0,96	0,97	0,96	0,95

Os valores de eficiência calculados para as amostras de substrato natural foram de 0,97 na amostra do verão, 0,96 nas amostras de primavera e outono e 0,95 na amostra de inverno (Tab. 3), e assim como para o substrato artificial indicaram que um número suficiente de valvas foi quantificado.

Comparação entre os substratos

Comparando os substratos percebeu-se que o natural apresentou maior riqueza de táxons (39 contra 29 no substrato artificial). Entretanto, os táxons com maior contribuição em número de indivíduos repetem-se nos diferentes substratos. *A. minutissimum*, *E. subminuta* e *P. mimetica* foram abundantes ou dominantes em praticamente todas as amostras analisadas.

Considerando-se a densidade total de valvas contadas, as amostras de substrato artificial apresentaram uma maior representatividade numérica. O cálculo da densidade média baseia-se na divisão do total de valvas contadas pelo total de táxons observados nas coletas, portanto, as amostras de substrato artificial apresentam as maiores densidades médias, pois se dividiram as maiores densidades totais pelos menores números de táxons observados por amostragem.

A análise de agrupamento (Figura 1) evidenciou a existência de dois grandes grupos amostrais, com cerca de 31% de similaridade entre si. O primeiro grande grupo foi formado pelas amostras de verão, outono e inverno do substrato natural e de verão do substrato artificial, com cerca de 51% de similaridade. Dentro deste grupo a amostra de verão do substrato natural formou um ramo independente e as demais amostras agruparam-se com aproximadamente 62% de similaridade. Neste novo grupo a amostra de verão do substrato artificial isolou-se das demais amostras, que se agruparam com cerca de 85% de similaridade. O segundo grande grupo foi formado pelas amostras de primavera, outono e inverno do substrato artificial e pela amostra de primavera do substrato natural, com aproximadamente 46% de similaridade. Dentro deste grupo a amostra de outono do substrato artificial isolou-se das demais, formando um ramo independente, já as demais se agruparam com cerca de 50% de similaridade. Neste novo grupo a amostra de primavera do substrato natural formou um ramo isolado e as amostras de primavera e inverno do substrato artificial agruparam-se com aproximadamente 66% de similaridade. O coeficiente de correlação cofenética obtido foi de 0,77, indicando um bom ajuste entre a matriz de dados e o dendrograma gerado.

Com base nestes resultados foi possível inferir que as assembleias de diatomáceas perifíticas apresentaram certa semelhança entre si, uma vez que a similaridade entre todas as amostras foi de aproximadamente 31%. Diferentemente do observado na análise qualitativa, o tipo de substrato exerceu maior influência na formação dos grupos, e não a sazonalidade.

A ordenação resultante da análise de escalonamento multidimensional não métrica (NMDS) realizada com os dados quantitativos de todas as amostras analisadas (incluindo as réplicas) evidenciou a sobreposição das elipses de 95% probabilidade (que delimitam os grupos formados pelas espécies que ocorreram nos dois tipos de substrato), de forma que todas as amostras de substrato artificial estiveram contidas dentro da elipse do substrato natural, sugerindo que o grupo composto por estas amostras representa um subgrupo do conjunto das amostras de substrato natural (Fig. 2). O valor de distorção (estresse) entre a matriz quantitativa e a ordenação apresentada foi 0,057, indicando uma excelente representação da matriz em duas dimensões.

Lane, Taffs e Corfield (2003), estudando as comunidades de diatomáceas aderidas a substratos naturais e artificiais em dois lagos australianos, salientaram que, embora as comunidades aderidas a substratos artificiais sejam mais similares entre si, há grande similaridade entre a comunidade aderida a substratos naturais e artificiais e que as assembleias de substratos artificiais são representativas das assembleias de substratos naturais. Para os autores esta similaridade entre as comunidades pode ser

reflexo do tempo de colonização, suficiente para que uma comunidade estável de diatomáceas tenha se estabelecido. Já Siver (1977) comenta que a comunidade de diatomáceas aderida a lâminas de vidro não representa a comunidade aderida a macrófitas aquáticas no tanque Wheelwright, nos Estados Unidos. *Eunotia incisa* e *Cocconeis placentula* var. *euglypta* foram abundantes nos substratos naturais analisados pelo autor, e raramente foram observados nas lâminas de vidro. No substrato artificial *Achnantheidium minutissimum* representou mais de 40% da comunidade em todo o período estudado, já no substrato natural a espécie foi dominante em apenas um mês. O autor baseia-se na diferença do tempo de colonização (conhecido para o substrato artificial e indeterminado para o substrato natural) e na alta densidade de espécies planctônicas, como *Asterionella formosa*, em meio ao perifíton (observada apenas nas lâminas de vidro) para justificar esta diferença. Indivíduos de espécies consideradas planctônicas também foram observados constituindo o perifíton no presente estudo, no entanto, diferentemente do relatado por Siver (1977), este evento não foi exclusivo de um tipo de substrato, espécies com este hábito foram registradas em ambos os substratos.

Em um estudo com diatomáceas epilíticas e aderidas a lâminas de vidro em diferentes lagos irlandeses durante três estações do ano, Barbiero (2000) relata que em todas as estações as comunidades de substrato artificial diferiram notavelmente das de substrato natural. Segundo o autor o substrato artificial inibiu o crescimento de *Encyonopsis microcephala* (Grunow) Krammer (espécie taxonomicamente próxima a *E. subminuta*), que foi frequentemente dominante no substrato natural. No entanto o autor relata um favorecimento de *Achnantheidium minutissimum* no substrato artificial, principalmente nos períodos em que *E. microcephala* foi dominante no substrato natural. Diferentemente do relatado por Siver (1977) e por Barbiero (2000), no presente estudo as espécies dominantes e as principais abundantes se repetiram nos dois substratos, não evidenciando a seleção de espécies devido ao tipo de substrato colonizado.

Achnantheidium minutissimum é considerado um colonizador primário, o tamanho diminuto e a alta taxa de crescimento favorecem a colonização de novos substratos e algumas vezes podem excluir outras espécies (STEVENSON; BAHLS, 1999; BARBIERO, 2000; MCCORMICK, 1996).

As elevadas densidades de *Punctastriata mimetica*, *Achnantheidium minutissimum* e *Encyonopsis subminuta* podem estar relacionadas ao tamanho diminuto dos indivíduos destas espécies, que permite que altas densidades de indivíduos ocorram em áreas pequenas. A formação de pedúnculos por *A. minutissimum* (Figs. 328-330) permite a colonização de diferentes nichos dentro do perifíton, conferindo vantagem adaptativa a esta espécie.

Entre as cinquenta espécies que foram observadas em apenas uma amostra na análise qualitativa, nenhuma foi observada durante as contagens em lâmina permanente, evidenciando que, além de qualitativamente, estas espécies também podem ser consideradas raras quantitativamente.

ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

A precipitação acumulada oscilou entre 46,00 e 124,00 mm nos meses de amostragem. Os maiores valores foram atingidos na primavera e no verão, no outono houve uma queda acentuada e no inverno a precipitação voltou a atingir índices acima de 100 mm (Tab. 6). Este comportamento corrobora a classificação do clima como Cfb, no qual não há uma estação seca característica. A temperatura da água no momento das amostragens variou entre 16° C (inverno) e 21°C (verão).

O teor de fósforo total oscilou entre 0,02 e 0,03 mg/L (Tab. 6). Straškraba e Tundisi (2000) apresentaram a concentração de 10 mg/L de fósforo total como crítica para ambientes oligotróficos tropicais. Mesmo o valor mais alto registrado no período estudado não alcançou 10% do valor considerado crítico. Entretanto, a resolução n° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), define 0,03 mg/L como o valor máximo de fósforo total para águas doces de classe dois, na qual o reservatório de enquadra (CONAMA, 2005). A concentração de nitrogênio total teve um comportamento oposto a do fósforo total, pois a menor concentração foi registrada na primavera e a maior no verão (0,5 e 2,2 mg/L respectivamente).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio variou entre 5,00 e 9,00 mg/L (Tab. 6). Esta variável permaneceu constante na primavera, no verão e no outono, atingindo o valor limite estabelecido pela resolução n° 357 do CONAMA. Já no inverno foi registrado o valor máximo observado em todo o período, ultrapassando o limite estabelecido para a classe dois. Os valores de Oxigênio Dissolvido (OD) variaram entre 7,13 e 9,36 mg/L no período. Estes valores atendem a recomendação do CONAMA, pois são superiores a 5 mg/L. Straškraba e Tundisi (2000) comentam que concentrações altas de oxigênio dissolvido em períodos de temperaturas baixas e valores um pouco mais baixos em períodos mais quentes apontam para um estado oligotrófico, enquanto que concentrações maiores em períodos quentes indicam meso ou hipertrofia. No presente estudo o maior valor de OD observado (9,36 mg/L) foi referente à amostragem do inverno, na qual foi observada a menor temperatura da água (16 °C), e nos períodos em que a temperatura da água foi maior, as concentrações de oxigênio dissolvido foram menores, coincidindo com a indicação de Straškraba e Tundisi (2000).

A condutividade da água variou entre 82,4 e 142,20 μ S/cm no período analisado. Na primavera foi observado o menor valor da variável, as demais estações apresentaram valores mais altos e próximos entre si. O pH oscilou entre 7,90 e 8,39. Houve um aumento do potencial entre a primavera e o verão, uma queda no outono e no inverno foi registrado o maior valor da variável.

A avaliação dos dados físicos e químicos em conjunto, realizada através análise de componentes principais (ACP) permitiu uma melhor visualização do comportamento das variáveis físicas e químicas nas estações de amostragem. As duas primeiras componentes extraídas foram responsáveis por 82,90% da variabilidade dos dados originais (Fig. 16, Tab. 7).

A ordenação das estações de amostragem ao longo do primeiro eixo deu-se especialmente pelos valores de pH, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido e temperatura da água. No segundo eixo a ordenação sofreu maior influência das concentrações de nitrogênio total e fósforo total.

As variáveis pH, demanda bioquímica de oxigênio e de oxigênio dissolvido correlacionaram-se positivamente com a amostragem do inverno. Esta ordenação concorda com os valores apresentados na tabela 6, uma vez que as variáveis apresentaram seus maiores valores nesta estação. Já os valores mais altos de temperatura correlacionaram-se com as amostragens de primavera, verão e outono. Os valores mais altos de fósforo total correlacionaram-se com as amostragens de primavera e outono, enquanto que os valores mais altos de nitrogênio total correlacionaram-se com as amostragens de verão e inverno. A ordenação no segundo eixo refletiu o comportamento contrário das duas variáveis (Tab. 6).

Ferragut e Bicudo (2009), estudando alterações na comunidade perifítica por meio da instalação de substratos difusores de nutrientes enriquecidos, ou não, com fósforo em um reservatório oligotrófico, comentam que a densidade de Bacillariophyceae foi maior nos tratamentos com adição do nutriente, enquanto que Cyanophyceae apresentou decréscimo nas densidades nos experimentos em que foi adicionado fósforo. Entretanto, no presente estudo, Cyanophyceae foi a classe com maior contribuição em número de células nas amostras de substrato natural da primavera e de substrato artificial do outono, as duas estações às quais as maiores concentrações de fósforo total se correlacionaram.

ANÁLISE DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO DE CARLSON

O cálculo do Índice de Estado Trófico médio permitiu inferir que nos últimos 10 anos o reservatório do rio Passaúna tem se mostrado oligotrófico na maior parte do tempo, porém com tendência a eutrofização, havendo neste intervalo de tempo alguns picos em que o reservatório se mostrou mesotrófico e até mesmo eutrófico. Este resultado corroborou a classificação do reservatório na Classe III de qualidade da água determinada pelo IAP, que indica um ambiente moderadamente degradado, caracterizado por um déficit considerável de oxigênio dissolvido na coluna d'água, médio aporte de nutrientes e matéria orgânica, grande variedade e densidade de algumas espécies de algas, sendo que algumas espécies podem ser predominantes e tendência moderada a eutrofização (PARANÁ, 2004a). Eventos que provocaram o aumento do estado trófico puderam ser observados de 1999 para 2000, de 2005 para 2006 e de 2007 para 2008.

ANÁLISE ECOLÓGICA

Riqueza, Equitabilidade e Diversidade

No substrato artificial a amostra do inverno caracterizou-se por apresentar as maiores médias de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou, a maior riqueza de táxons foi observada na primavera. Já a amostra do verão foi caracterizada pelas menores médias dos três índices. Estes valores indicaram que a comunidade de diatomáceas perifíticas observada no inverno, além de ter apresentado um maior número de táxons (riqueza), apresentou uma maior uniformidade na distribuição quantitativa dos

mesmos (equitabilidade) resultando em um índice de diversidade de espécies mais elevado. Já no verão ocorreu o oposto, a comunidade apresentou um menor número de táxons distribuídos com menor uniformidade quantitativa.

Entre as amostras do substrato natural as maiores médias de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou foram registradas na amostra da primavera, entretanto a maior riqueza de espécies foi observada no inverno. No verão os três índices calculados apresentaram as menores médias obtidas para o substrato. Novamente o verão caracterizou-se por um menor número de espécies, que se distribuíram de forma menos uniforme quantitativamente. Entretanto, embora o inverno tenha apresentado um maior número de táxons, a distribuição mais homogênea entre os táxons foi observada na primavera, resultando no maior valor de diversidade de Shannon.

Os baixos valores de equitabilidade justificaram-se pela existência de espécies abundantes ou dominantes em todas as amostras, ocasionando uma distribuição quantitativa não uniforme entre os táxons.

Lane, Taffs e Corfield (2003), analisando a comunidade de diatomáceas aderidas a diferentes substratos naturais e artificiais em diferentes lagos australianos, relataram que os substratos naturais apresentaram maior riqueza de táxons (49) quando comparados com os substratos artificiais (37).

Tippet (1970) relatou que a comunidade de diatomáceas perifíticas aderidas a lâminas de acrílico tendeu a apresentar riqueza de espécies abaixo da metade da observada em macrófitas aquáticas em todas as estações do ano estudadas, seja porque a superfície foi imprópria para a colonização ou porque algumas espécies, por exemplo, as raras, falharam ao iniciar sua colonização. Embora o substrato natural tenha tendido a apresentar maior riqueza de espécies do que o substrato artificial quando comparadas as estações do ano, no presente estudo não foi observada a disparidade relatada por Tippet (1970).

Índices ecológicos baseados em diatomáceas

O resultado do Trophic Diatom Index - TDI (KELLY; WHITTON, 1995) permitiu relacionar o reservatório do Passaúna a concentrações baixas a médias de nutrientes. O menor valor calculado foi 24,8 e o maior 29,1 (Tab. 9), dentro de uma escala crescente de concentração de nutrientes em que 100 representa o valor máximo. Este resultado foi compreensível, pois embora nos últimos 10 anos o reservatório tenha permanecido oligotrófico durante a maior parte do tempo (Fig. 17), houve momentos em que o mesmo se apresentou mesotrófico e até mesmo eutrófico, indicando possível aumento na concentração de nutrientes.

O resultado do Trophic diatom index for lakes - TDIL (STENGER-KOVÁCS et al., 2007) permitiu classificar o reservatório do Passaúna na categoria de estado ecológico bom.

Com base no “Diatomic Index” (DI) desenvolvido por Descy (1979) pode-se classificar o reservatório como moderado com relação à poluição e eutrofização, com uma diminuição de espécies sensíveis.

Baseando-se nos resultados obtidos para o Pampean Diatom Index (IDP) as águas do reservatório estiveram incluídas na classe II de qualidade de água em sete das amostras analisadas. Esta classe é representada por águas de qualidade aceitável, moderadamente poluídas e eutrofizadas, com alta concentração de nutrientes e matéria orgânica e grau de perturbação moderado, devido à atividade agrícola moderada e/ou a pecuária intensiva. Apenas o resultado obtido para a amostra de outono do substrato natural permitiu classificar o reservatório na classe I, representada por águas de qualidade boa, levemente poluídas e eutrofizadas, com níveis de nutrientes e matéria orgânica baixos e baixo grau de perturbação, gerado por agropecuária.

Índices como o TDI, TDIL, DI e o IDP utilizam como base a equação estabelecida por Zelinka e Marvan (1961), representada por uma média ponderada, na qual a abundância é multiplicada pelos valores de sensibilidade e indicação, específicos para cada táxon. Esta média ponderada é utilizada baseando-se na premissa de que os táxons ocorrem em maior abundância perto das condições ecológicas ótimas para seu desenvolvimento (BIRKS et al., 1990 apud STENGER-KOVÁCS, 2007). Portanto, a disparidade entre os resultados de cada índice é devido à utilização de valores de sensibilidade e indicação diferentes, pois cada índice utiliza valores próprios. Stenger-Kovács et al. (2007) utilizaram valores de fósforo total para definir os valores de indicação, já Descy (1979) prioriza os dados de pH, Kelly e Whitton (1995) utilizam variáveis relacionadas ao estado trófico, especialmente relacionadas ao fósforo, e Gómez e Licursi (2001) baseiam-se nas variáveis DBO5, amônio e fosfato para definir estes valores.

Os valores obtidos para o índice utilizado por Lobo, Callegaro e Bender (2002) variaram entre 3,94 e 4.. Segundo os limites estabelecidos por Pantle e Buck (1955) estes valores indicam condições polissapróbicas, refletindo poluição excessiva. Este índice também é baseado em uma média ponderada, entretanto a abundância das espécies é multiplicada pelo seu valor sapróbico, a variável escolhida pra estimar este valor foi a concentração de DBO5. Watanabe, Asai e Houki (1986) alertam que os valores de DBO5 tendem a representar uma medida de caráter instantâneo, por mais que sejam utilizadas repetições para obter valores médios. Desta forma, os valores obtidos por Lobo, Callegaro e Bender (2002) podem ser representativos apenas do momento de amostragem e, portanto, as classes de tolerância a poluição não necessariamente respeitam os limites estabelecidos pelos autores, justificando tamanha discrepância entre os valores calculados para o índice e a real situação do reservatório do Passaúna.

Portanto, alerta-se que estes índices devem ser interpretados com prudência, uma vez que os valores de sensibilidade e de indicação, em sua grande maioria, não foram estabelecidos para ambientes lênticos e tropicais. Para que um índice possa representar fielmente o ambiente estudado devem ser escolhidas variáveis ambientais relacionadas a este ambiente e valores de sensibilidade estabelecidos com base em ambientes semelhantes ao local estudado. Além disso, a ausência de dados ecológicos de diversas espécies impede que as mesmas sejam utilizadas para o cálculo deste tipo de índice, que, calculado com apenas uma parcela das espécies observadas, pode não representar as características do ambiente. A extensão do problema aumenta quando se trata de espécies abundantes e dominantes, que,

embora sejam notavelmente importantes representantes da comunidade, nem sempre são utilizadas para a determinação dos índices devido à ausência de dados ecológicos. No presente estudo *Punctastriata mimetica* (táxon abundante ou dominante em sete das oito amostras analisadas), e *Encyonopsis subminuta* (táxon abundante em todas as amostras) não puderam ser incluídos no cálculo dos índices pela ausência de valores de sensibilidade e indicação na literatura. A utilização deste tipo de índice torna necessário o conhecimento do maior número possível de valores de sensibilidade das espécies, para que o número de táxons e de indivíduos incluídos nos cálculos represente as comunidades analisadas.

Aspectos ecológicos das espécies descritoras

As espécies consideradas descritoras das comunidades analisadas foram: *Achnanthydium minutissimum*, *Punctastriata mimetica*, *Encyonopsis subminuta*, *Brachysira neoexilis* e *Navicula cryptocephala*.

Fairchild, Lowe e Richardson (1985) relataram um maior biovolume de *A. minutissimum* nos experimentos com adição de nitrogênio. No entanto, além da ampla distribuição geográfica, espécies deste gênero têm apresentado ampla tolerância a variações ambientais, e podem ser encontradas tanto em ambientes pobres quanto ricos em nutrientes (ROUND; CRAWFORD; MANN, 1990).

Lange-Bertalot (1979) enquadrou *A. minutissimum* entre espécies que geralmente se destacam pela alta densidade na comunidade e apresentam tolerância variável à poluição, entretanto não toleram condições piores do que o nível crítico de poluição. Esta espécie é comumente relatada em ambientes com concentrações baixas de nutrientes e sem interferência antrópica aparente (JÜTTNER, ROTHFRITZ; ORMEROD 1996, LAM; LEI, 1999, DELA-CRUZ et al. 2006, POTAPOVA; CHARLES, 2007, PHIRI et al. 2007). Lobo, Callegaro e Bender (2002) e Lobo et al. (2004) relataram *A. minutissimum* como altamente tolerante à poluição (ambientes α -mesossapróbicos) e à eutrofização, respectivamente, entretanto Dokulil, Schmidt e Kofler (1997) enquadraram a espécie em um grupo com alta sensibilidade, que não suportam condições mais severas do que β -mesossapróbicas. Já Silva (2009), estudando dois reservatórios com diferentes graus de trofia associou *A. minutissimum* com o ambiente eutrófico, uma vez que a espécie foi registrada em altas densidades em todo período amostrado, enquanto que no ambiente oligotrófico a ocorrência e a densidade foram menores.

Stevenson e Bahls (1999) citaram *Achnanthydium minutissimum* como frequentemente responsável pela colonização primária de substratos recentemente perturbados. Os autores relataram que a abundância relativa do táxon é diretamente proporcional ao tempo passado desde o último evento de perturbação (causando lavagem do substrato) ou de poluição tóxica, e que, na bioindicação, altas abundâncias relativas estão relacionadas a eventos de perturbação de maior magnitude.

Com base nesse preceito e nas Tabelas 4 e 5, as amostras de outono e inverno de ambos os substratos representaram, respectivamente, períodos de nenhum e pouco distúrbio. Já as amostras de verão representaram períodos de distúrbio moderado a alto e na primavera foi observada disparidade entre os substratos, pois enquanto o substrato artificial indicou alto distúrbio o substrato natural indicou pouco

distúrbio. Estas indicações devem ser observadas com prudência, uma vez que outras espécies de tamanho diminuto e de crescimento rápido (e neste grupo possivelmente possam ser incluídos *Encyonopsis subminuta* e *Punctastriata mimetica*) também podem ter contribuído para a colonização inicial dos substratos, não cabendo apenas a uma espécie o papel de indicar o grau de perturbação ao qual o substrato esteve exposto. Além disso, a formação de pedúnculos mucilaginosos (Figs. 328-330) permitiu que *A. minutissimum* ocupasse outros extratos dentro da matriz perifítica, não se apresentando necessariamente prostrado no substrato, podendo ter participado de outras etapas da colonização. Desta forma altas densidades de *A. minutissimum* não estão necessariamente ligadas a estágios iniciais de colonização ou colonização pós-distúrbio, pois indivíduos desta espécie podem ter sido amostrados em estágios sucessionais mais avançados, apresentando-se aderidos a pedúnculos de *Gomphonema gracile*, por exemplo (Fig. 329).

Segundo Odum (2004) espécies “esteno”, que vivem em ambientes mais restritos, são consideradas melhores indicadoras que espécies “euri”, que toleram maior variação ambiental, portanto, a ocorrência de *A. minutissimum* em elevadas densidades em condições ambientais tão variadas impede que a espécie seja utilizada como bioindicadora ambiental.

Morales (2005) relatou que *Punctastriata mimetica* foi encontrada em águas fortemente alcalinas (pH 8,2) com condutividade baixa e concentrações de ortofosfato e nitrogênio total baixas a médias, características que podem representar condições ótimas para o crescimento da espécie, uma vez que a mesma representou entre 5 e 22% comunidade de diatomáceas das três amostras analisadas pelo autor. No presente estudo, os valores de pH observados foram semelhantes ao indicado por Morales (2005), entretanto os valores obtidos para nitrogênio total foram superiores e para a condutividade foram inferiores ao indicado como ótimo para a espécie. A carência de dados ecológicos e de distribuição da espécie (devido a sua recente proposição e difícil distinção em microscopia fotônica) dificulta o estabelecimento de relações de preferência e indicação de ambientes e características físicas e químicas da água. Devido à semelhança do táxon com *Staurosirella pinnata* (Ehrenberg) Williams e Round em microscopia óptica, não se pode descartar a hipótese de que *Punctastriata mimetica* tenha sido identificada como *S. pinnata* em trabalhos anteriores, no Estado do Paraná, por exemplo, há diversos registros da espécie em ambientes lênticos (TREMARIN et al., 2009b). No entanto, embora as espécies sejam muito próximas taxonomicamente, as preferências ecológicas de ambas não necessariamente são iguais. Mundialmente *S. pinnata* é frequentemente citada como alcaliófila, e pode ocorrer desde em ambientes oligotróficos a hipereutróficos (MORO; FÜSR TENBERGER, 1997). Recomenda-se o exame das amostras que contenham *S. pinnata* em microscópio eletrônico de varredura, para a confirmação da identificação e, possivelmente, aumentar o registro geográfico de *Punctastriata mimetica* no país, bem como suas preferências ecológicas.

Poucos são os registros das características ecológicas de *Encyonopsis subminuta*. Krammer (2007) comentou que a espécie é cosmopolita em regiões de climas temperado e boreal. Silva (2009) relatou a presença da espécie nos reservatórios do Piraquara e do Iraí, respectivamente oligotrófico e eutrófico, entretanto a espécie não se destacou em termos quantitativos em nenhum dos dois ambientes.

Lange-Bertalot e Moser (1994) comentaram que *Brachysira neoexilis* ocorre em ambientes oligossapróbios e desde oligotróficos a mesotróficos, sendo uma boa indicadora destes tipos de ambiente, e que sua rara ocorrência na Europa central dever-se-ia à eutrofização ocasionada pelo intenso povoamento da área. Os autores ainda relatam a tolerância da espécie à concentração de eletrólitos e ao pH. Kovács, Kahlert e Padisák (2006), estudando diatomáceas epilíticas ao longo de gradientes de fósforo e nitrogênio em diferentes córregos, enquadraram *B. neoexilis* em um grupo caracterizado por baixos valores de alcalinidade, pH e concentração de nutrientes e acidófilas. Kilroy et al. (2006), estudando as diatomáceas epipélicas de lagoas subalpinas na Nova Zelândia, comentaram que algumas espécies apresentaram maiores densidades com o aumento do pH, como por exemplo *B. neoexilis*, entretanto o pH máximo observado no estudo está abaixo do pH neutro, novamente indicando a preferência da espécie por ambientes com tendência a acidez. Gaiser et al. (2006), estudando a resposta da comunidade de diatomáceas perifíticas a diferentes disponibilidades de fósforo, nos Estados Unidos, incluem a espécie como indicadora de baixa concentração do nutriente. Blanco, Ector e Bécares (2004) relataram a presença da espécie no lago Baña, considerado oligotrófico. Silva (2009) associou a espécie a concentrações baixas a médias de fósforo total e baixas de nitrito e relatou altas densidades deste táxon no reservatório oligotrófico estudado (reservatório do Piraquara).

Segundo Patrick e Reimer (1966), *Navicula cryptocephala* Kützing é amplamente distribuída entre rios, lagos, pântanos e ocorre em águas doces a levemente salobras. Finlay, Monaghan e Maberly (2002) classificaram a espécie como uma das diatomáceas cosmopolitas, que ou são extremamente polimórficas no que compete a suas características celulares e reprodutivas, ou representam um complexo de espécies que foram agrupadas ao longo do tempo com um mesmo nome, devido à similaridade nos formatos valvares e padrões de estriação (POULÍČKOVÁ; MANN, 2006). Van Dam, Mertens e Sinkeldam (1994) relacionaram o táxon a águas doces a salobras, com pH circum-neutro, com saturação de oxigênio moderada, α -mesossapróbicas e oligo a eutróficas.

Whitmore (1989), estudando a comunidade de diatomáceas nos sedimentos de 30 lagos na Flórida, classificou a espécie como ultraoligotrófica. Lobo, Callegaro e Bender (2002) consideram a espécie como característica de ambientes com condições α -mesossapróbicas de poluição, ou seja, consideraram-na tolerante à poluição. Carlisle et al. (2008), examinando a resposta de diferentes comunidades aquáticas ao estresse gerado por diferentes tipos de utilização do solo, incluíram *N. cryptocephala* entre as espécies de diatomáceas tolerantes aos impactos de agricultura e de urbanização. Gómez e Licusri (2001) por sua vez consideraram ambientes águas moderada a fortemente poluídas e eutrofizadas, com altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes.

Embora diversos autores afirmem a tolerância de *Navicula cryptocephala* à poluição baseando-se em Lange-Bertalot (1979), o trabalho citado não trata desta espécie e sim de *N. veneta* Kützing e *N. exilis* Kützing, que já foram consideradas variedades de *N. cryptocephala*. A ocorrência do táxon em ambientes impactados e poluídos justifica seu enquadramento como tolerante, entretanto sua ocorrência em ambientes desde ultraoligotróficos a eutróficos não permite a utilização da mesma como referencial de

apenas um tipo de ambiente, não permitindo inferências sobre a qualidade da água dos ambientes em que é encontrada.

CONSIDERAÇÕES FINAIS O RESERVATÓRIO DO PASSAÚNA

Um total de 136 táxons de diatomáceas foi observado neste estudo, sendo 109 ocorrentes em substrato natural e 103 em substrato artificial. Vinte e cinco táxons foram registrados pela primeira vez no Estado do Paraná. Bacillariophyceae foi a classe mais representativa em riqueza de táxons (115), e Fragilariaceae a família mais representativa em riqueza de gêneros (7). A secreção de mucilagem por estruturas como rafe, campos de poros apicais e rimopórtulas constituiu uma vantagem adaptativa aos indivíduos destes táxons, pois facilitou sua adesão ao substrato.

Houve uma sobreposição entre os táxons que compuseram as assembleias de diatomáceas observadas nos dois substratos, o que evidenciou a similaridade entre os dois grupos. Desta forma, pôde-se inferir que o tipo de substrato utilizado não foi decisivo na composição taxonômica das comunidades. Já a influência da sazonalidade pôde ser observada nas amostras de inverno.

Quantitativamente, a biocenose de diatomáceas aderidas ao substrato artificial representou um subgrupo da biocenose aderida ao substrato natural. Uma vez que as amostras de substrato artificial foram representativas das amostras de substrato natural, recomenda-se a utilização de substrato artificial em experimentos futuros no reservatório do Passaúna, devido à dificuldade de acesso aos bancos de macrófita, a escassez dos mesmos e ao maior controle que este tipo de substrato proporciona em experimentos com perifíton.

As espécies selecionadas como descritoras das comunidades foram: *Achnantheidium minutissimum*, *Encyonopsis subminuta*, *Punctastriata mimetica*, *Navicula cryptocephala* e *Brachysira neoexilis*. Segundo a literatura estas espécies são consideradas cosmopolitas e podem ser encontradas em ambientes com diferentes características, e, portanto, não puderam ser utilizadas como indicadoras das condições ambientais do reservatório.

As altas densidades de *P. mimetica*, *A. minutissimum* e *E. subminuta* em ambos os substratos podem ser reflexo de seu tamanho diminuto. *A. minutissimum* apresentou estratégias de colonização em diferentes nichos, devido à formação de pedúnculos mucilaginosos. Além da participação do táxon na colonização primária (células adnatas ao substrato), estas estruturas permitiram a participação do táxon na colonização secundária.

Bacillariophyceae foi a classe mais representativa, em termos de densidade, entre classes algais observadas em ambos os substratos. *Achnantheidium minutissimum*, *Encyonopsis subminuta* e *Punctastriata mimetica*, novamente destacaram-se entre os táxons dominantes ou abundantes. As amostras de substrato natural foram representadas por um maior número de classes. Classes com pequena contribuição em número de indivíduos, como Chrysophyceae, Oedogoniophyceae, Dinophyceae, foram registradas em maiores densidades nas amostras de inverno.

As maiores concentrações de clorofila a nas amostras de inverno podem estar relacionadas com a presença de táxons com volume celular elevado, como *Oedogonium sp.*, *Dinophyceae sp.* *Ulnaria ulna*, *Gomphonema laticollum* e *Cymbella excisa*.

As características físicas e químicas observadas no período estudado e o histórico do Índice de Estado Trófico (IET) médio do reservatório são condizentes com um ambiente oligotrófico. A observação de eventos de aumento no IET médio corroborou a inclusão do reservatório na classe III de qualidade da água pelo IAP.

Os índices ecológicos baseados em diatomáceas não se mostraram adequados para definir as características ambientais do reservatório do Passaúna. A utilização de valores de sensibilidade e tolerância estabelecidos para ambientes lóticos ou de clima temperado pode ter sido responsável pela disparidade entre as classificações obtidas e as características do reservatório. Torna-se necessário o desenvolvimento de um índice específico para ambientes lênticos brasileiros (ou talvez regionais), em que os valores de sensibilidade e tolerância sejam adequados às características destes ambientes.

A correta identificação das espécies de diatomáceas é de extrema importância na determinação dos valores de sensibilidade e para a seleção de espécies indicadoras. Espécies taxonomicamente relacionadas não necessariamente apresentam preferências ambientais semelhantes. Uma análise taxonômica profunda ajuda a evitar equívocos na identificação e, por consequência, na descrição da autoecologia das espécies. A aliança entre a taxonomia e a descrição dos ambientes em que as espécies são relatadas pode ser útil para a elaboração de índices regionais e para determinar as preferências ecológicas das espécies de diatomáceas já conhecidas.

3.2 RESERVATÓRIO DO IRAÍ

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dados físico-químicos, clorofila a do substrato artificial e natural, mensurados durante o período amostrado estão reunidos na tabela 1.

TABELA 1 – DADOS ABIÓTICOS DURANTE O PERÍODO DE COLETA NO RESERVATÓRIO DO IRAÍ.

	Novembro/2007	Fevereiro/2008	Mai/2008	Agosto/2008
Temperatura (°C)	27,0	26,5	18,0	17,0
Turbidez (NTU)	17,3	6,0	6,15	8,95
Secchi (m)	0,7	1,1	1,0	1,0
Condutividade	48,0	57,0	52,0	67,3

($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)				
pH	7,8	7,7	7,65	8,17
Precipitação (mm)	5,41	3,31	4,8	1,02
Fósforo Total (mg/l)	0,04	0,03	0,03	0,03
Nitrogênio Total (mg/l)	2,5	2,5	0,8	0,5
Clorofila <i>a</i> da lâmina ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	3,61	1,65	0,010	0,075
Clorofila <i>a</i> de <i>Polygonum</i> ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	0,49	0,86	0,033	0,014

A comunidade de diatomáceas perifíticas do reservatório do Piraquara estudada nos substratos lâminas de vidro (artificial) e *Polygonum* sp. (natural), está representada por 38 gêneros e 115 táxons infragenéricos, sendo 92 registradas em substrato natural e 85 em substrato artificial. Foram 62 espécies em comum, 23 exclusivas do substrato artificial e 30 do natural (Tabela 2). Os gêneros mais representativos foram em ordem decrescente: *Eunotia* (13), *Fragilaria* (10), *Gomphonema*, *Aulacoseira* e *Navicula* (8), *Pinnularia* (6), *Nitzschia* (5), *Encyonema*, *Stauroneis* e *Surirella* (4), *Encyonopsis* e *Frustulia* (3), *Brachysira*, *Craticula*, *Cymbella*, *Diploneis*, *Discostella*, *Neidium*, *Sellaphora* (2), *Achnanthidium*, *Asterionella*, *Caloneis*, *Chamaepinnularia*, *Cocconeis*, *Craticula*, *Cyclotella*, *Cymbopleura*, *Diademsis*, *Hantzschia*, *Hippodonta*, *Luticola*, *Naviculadicta*, *Placoneis*, *Planothidium*, *Rhopalodia*, *Stenopeterobia*, *Synedra*, *Thalassiosira* e *Ulnaria* (1).

Espécies pioneiras para o estado do Paraná foram 5: *Cymbella charrua*, *Discostella stelligeroides*, *Navicula kuseliana* e *Navicula wildii*.

TABELA 2 – COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA DO SUBSTRATO LÂMINA DE VIDRO E DE *POLYGONUM* SP. DO RESERVATÓRIO DO IRAÍ.

Espécies	Comprimento (μm)	Largura (μm)	Número de estrias em 10 μm .	Diâmetro (μm)	Aréolas em 10 μm	outros
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	10,4 – 18,26	2,40 – 3,32	inconspícuas			
<i>Asterionella formosa</i> Hassal	39,7 – 65,6	2,40 – 2,43	inconspícuas			
<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grunow) Krammer*				6,4		altura da frústula: 2,40 – 4,80 μm
<i>A. ambigua</i> var. <i>ambigua</i>		4,0 – 4,8	7 - 14	4,0	10 - 14	altura da frústula: 9,6

Grunow in van Heurck						– 12,0µm
<i>A. ambigua</i> var. <i>ambigua</i>		4,4 – 4,8	12 - 16		12 - 16	altura da frústula: 9,6
f. <i>spiralis</i> (Skuja) Ludwig						– 20,0µm
<i>A. distans</i> (Ehrenberg)				4,85 – 5,60	10	
Simonsen						
<i>A. granulata</i> (Ehrenberg)		4,80 – 13,6	9 - 11		8 – 17	altura da frústula: 8,10 – 28,0µm
Simonsen						
<i>A. granulata</i> (Ehrenberg)						
Simonsen var.		3,12 – 3,2	11 – 16		11 – 16	altura da frústula: 14,4 – 16,0µm
<i>angustissima</i> (O. Muller)						
Simonsen						
<i>A. granulata</i> var. <i>valida</i>		11,2			12	altura da frústula: 18,0µm
(Grunow) Krammer						altura da frústula: 8,90µm
<i>A. sp1</i>		7,30				
<i>Brachysira neoexilis</i>	23,2 – 26,4	4,8 – 5,6				
Lange-Bertalot						
<i>B. rostrata</i> (Krasske)	53,60 – 60,0	12,80	19 - 22			
<i>Caloneis bacillum</i>	22,4 – 35,2	6,4	20 - 22			
(Grunow) Cleve**						
<i>Chamaepinnularia mediocris</i> (Krasske)	11,3	3,13	20			
Lange-Bertalot**						
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg)	21,65	11,7	23			
Van Heurck**						
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) Mann*	37,55	7,8	21			
<i>C. halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann*	21,6	5,6	18			
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing			9 – 10	12,0 – 12,8		
<i>Cymbella charrua</i> Metzeltin, Lage-Bertalot e García-Rodríguez*	76,0 – 129,0	17,6 – 24,0	Dorsal: 9 – 12 Ventral: 8 – 12			
<i>C. tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	64,0 – 80,0	16,0 – 21,6	Dorsal: 7 – 12 Ventral: 5 – 12			
<i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Acurswald) Krammer	32,0 – 33,6	8,0 – 9,6	Dorsal: 12 – 14 Ventral: 13 – 15			
<i>Diademsis contenta</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann	9,6 – 10,4	2,4 – 3,2	Difícil de visualizar			
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve**	20,0 – 27,2	11,0 – 16,0	10 – 13		16	
<i>D. subovalis</i> Cleve**	21,1 - 32,0	12,8 - 15,2	11		13 - 14	
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve e Grunow) Houk e Klee			12-21	7,2 – 18,3		
<i>D. stelligeroides</i> (Hustedt) Houk et Klee			15 – 24	7,20 – 11,3		
<i>Encyonema minutum</i>	19,2 - 21,6	6,4	Dorsal: 9 -			

(Hilse in Rabenhorst) D. G. Mann			13 Ventral: 12 - 15 Dorsal: 9 - 10 Ventral: 8 - 10 Dorsal: 13 - 15 Ventral: 14 - 15 Dorsal: 8 - 11 Ventral: 8 - 12	
<i>E. neomesianum</i> Krammer	29,6 – 40,8	8,0 – 11,2		
<i>E. riotecense</i> Krammer	25,6 – 31,2	6,4 – 7,2		
<i>E. silesiacum</i> (Bleisch in Rabenhorst) Mann	42,4 – 54,4	11,2 – 12,0		
<i>Encyonopsis</i> <i>microcephala</i> (Grunow) Krammer**	19,5 – 20,0	3,9 – 4,3	23 - 24	
<i>E. schubartii</i> (Hustedt) Krammer	26,4 – 33,6	6,40	Dorsal: 10 Ventral: 12	
<i>E. subminuta</i> Krammer e Reichardt**	17,6 – 18,4	4,0	Dorsal: e ventral: 15	
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills	34,4 – 128,8	2,4 - 4	12 - 17	
<i>E. camelus</i> Ehrenberg	22,4 - 64,0	4,8 - 7,2	10 - 14	Ondulações: 2 - 4
<i>E. didyma</i> Grunow*	61,6	11,2	12	Ondulações: 3
<i>E. faba</i> (Ehrenberg) Grunow in Van Heurck**	24,8 – 28,0	4,8	15 – 17	
<i>E. flexuosa</i> Bréisson ex. Kützing**	88,0 – 149,6	4,8 – 5,6	14 – 19	
<i>E. maior</i> Rabenhorst*	89,1	6,95	15	
<i>E. minor</i> (Kützing) Grunow**	11,7	3,47	20	
<i>E. muscicola</i> var. <i>tridentula</i> Nörpel e Lange-Bertalot*	14,4 – 17,6	2,8 - 4,0	16 – 14	Ondulações: 3 - 4
<i>E. naegelli</i> Migula	60,0 – 106,5	2,4 – 4,3	13 – 16	
<i>E. rabenhorstii</i> Grunow	20,0 – 27,2	7,2 – 8,0	12 – 15	
<i>E. sudetica</i> O. Müller	16,8 - 17,6	4,0 – 4,8	15	
<i>E. veneris</i> (Kützing) De Toni*	37,6	6,4	18	
<i>E. sp. 1</i>	61,6	11,2	12	
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	48,8 – 72,0	2,4 – 2,8	12 – 17	
<i>F. goulardii</i> (Brébisson) Lange-Bertalot**	73,9	9,1	11	
<i>F. gracilis</i> Østrup	32,0 – 51,2	2,0 – 2,5	15 – 18	
<i>F. javanica</i> Hustedt	30,4 – 38,4	5,6 - 6,4	18 - 22	
<i>F. rumpens</i> (Kützing) Carlson	20,0 – 31,2	2,4 – 2,8	12 – 17	
<i>F. vaucheriae</i> (Kützing) Petersen	13,0 - 24,0	2,8-3,2	12-15	
<i>F. vaucheriae</i> var. <i>capitellata</i> (Grunow) Patrick fig. 9	9,6 – 25,6	2,4 - 4,0	12 - 14	
<i>F. sp.1</i>	25, 2 - 39,84	2,07-2,9	12-16	
<i>F. sp. 2</i>	45,6 – 65,2	2,4 – 3,2	14 - 16	

<i>F. sp. 3**</i>	30,4 – 39,2	2,0 – 2,4	12 – 14	
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson) Costa	32,0 – 43,2	8,0 – 9,6	Difícil contagem	
<i>F. neomundana</i> Lange- Bertalot e Rumich	33,6 – 37,0	8,0 – 8,8	20	
<i>F. saxonica</i> Rabenhorst**	36,8 – 42,4	8,8	Difícil contagem	
<i>Gomphonema affine*</i>				
<i>G. gracile</i> Ehrenberg	21,0 -54,4	4,0 – 8,8	11 – 17	
<i>G. lagenula</i> Kützing fig. 80	17,6 – 24,8	4,8 – 7,2	11 - 16	
<i>G. laticollum</i> Reichardt	34,4 – 46,4	10,4 – 12,8	10 – 13	
<i>G. parvulum</i> (Kützing) Kützing var. <i>parulum</i>	15,0 – 20,8	4,0 – 5,6	11 – 17	
<i>G. cf. pseudoaugur</i> Lange-Bertalot*	24,8 – 28,0	4,8 – 5,6	12 – 16	
<i>G. pumilum</i> (Grunow) Reichardt e Lange- Bertalot*	13,47	3,9	13	
<i>G. sp. 1</i>	32,8 – 37,6	4,8 – 7,2	11 – 15	
<i>G. sp. 2*</i>	40,8	5,6	13	
<i>G. sp. 3*</i>				
<i>Hantzchia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	49,6 – 65,72	6,4 – 6,5	22 - 23	Fíbulas em 10µm: 10
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski **	20	4,8 – 5,6	12	
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) Mann	16,0 – 27,2	6,4 – 7,2	16 – 20	10
<i>Navicula clementis</i> Grunow var. <i>linearis</i> Brander ex Hustedt**	30,0	11,7	23	
<i>N. cryptocephala</i> Kützing	23,2 – 39,2	4,8 – 8,8	12 -16	
<i>N. cryptotenella</i> Lange- Bertalot	20,0 – 30,4	4,8 – 5,6	12 – 14	
<i>N. kuseliana</i> Lange- Bertalot e Rumrich	44,0 – 54,4	8,8 – 10,4	13 - 15	
<i>N. leptostriata</i> Jorgensen*	33,0	5,0	17	
<i>N. viridula</i> (Kützing) Ehrenberg**	54,3	8,2	17	
<i>N. wildii</i> Lange-Bertalot	44,0 – 57,6	6,4 – 9,6	13 - 15	
<i>N. sp.1*</i>	60,9	11,3	9	
<i>N. sp. 2</i>				
<i>Naviculadicta sp.</i>	10,0 - 15,2	4,0 – 4,78	Difícil contagem	
<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer**	37,6 – 40,0	8,0 – 8,8	22	
<i>N. ampliatum</i> (Ehrenberg) Krammer**	34,4 – 51,2	12 - 22	22 - 24	
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch*	39,2	3,2		Fíbulas: 12 em 10 µm
<i>N. gracilis</i> Hantzsch	36,0 – 60,0	2,4 – 4,0	Inconspícuas	Fíbulas: 10 – 15 em 10µm
<i>N. palea</i> (Kützing) Wm. Smith	14,6 – 39,6	2,0 – 4,0	inconspícuas	Fíbulas: 9 – 13 em 10 µm

<i>N. perminuta</i> (Grunow) Peragallo**	25,6 – 27,2	2,4 – 3,2	Inconspícuas		Fíbulas: 9 - 11 em 10 µm
<i>N. sp. 1</i>	28,0 – 32,0	3,2	18 - 22		Fíbulas: 11 - 12 em 10 µm
<i>Pinnularia borealis</i> var. <i>rectangularis</i> Carlson	27,6 – 32,0	6,4 – 7,2	4 - 5		
<i>P. borealis</i> var. <i>scalaris</i> (Ehrenberg) Rabenhorst*	24,77	6,0	5		
<i>P. brauniana</i> (Grunow) Mills*	34,4 – 39,2	5,6 – 6,4	12		
<i>P. divergens</i> var. <i>media</i> **					
<i>P. gibba</i> Ehrenberg var. <i>gibba</i>	60,0 – 78,4	8,8 – 11,2	10 – 12		
<i>P. microstauron</i> var. <i>rostrata</i> Krammer	24,0 – 30,4	1,8 – 5,6	14 – 16		
<i>P. subgibba</i> var. <i>lanceolata</i> *					
<i>P. viridiformis</i> Krammer**	70,4 – 107,2	13,6 – 16,0	11		
<i>Placoneis</i> cf. <i>pseudoanglica</i> (Lange- Bertalot) Cox* fig. 66	20,0	7,65	16		
<i>Planothidium</i> <i>lanceolatum</i> var. <i>rostrata</i> Hustedt*	12,8	5,6	14		
<i>Rhopalodia gibberula</i> var. <i>vanheurckii</i> O. Müller	22,0 – 40,8	4,8 – 8,0	15 - 20		Costelas: 3 - 4
<i>Sellaphora capitata</i> Mann e McDonald	18,4 – 28,0	5,6 – 7,2	16 - 22		
<i>S. rectangularis</i> (W. Gregory) Lange-Bertalot **	24,34 – 26,5	6,95	24 - 25		
<i>Stauroneis gracilior</i> Reichardt**	55,2 – 83,2	9,6 – 16,0	18 - 22		
<i>S. microbtusa</i> Reichardt**	17,8 – 20,0	4,86 – 5,65			
<i>S. phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg**	87,2	15,2	16		
<i>S. sp.**</i>	47,7	12,17	22		
<i>Stenopterobia</i> <i>delicatissima</i> (Lewis) Van Heurck*	50,8	4,35	Difícil visualização		Processos aliformis: 6 em 10 µm
<i>Surirella angusta</i> Kützing	26,4 – 33,6	6,4 – 8,0			Processos aliformis: 6 – 8 em 10 µm
<i>S. linearis</i> Smith var. <i>linearis**</i>	40,8 – 52,8	12 - 18	16 - 18		Processos aliformis: 4 em 10 µm
<i>S. linearis</i> Smith var. <i>constricta</i> Grunow**	60,0 – 105,6	12,0 – 23,2			Processos aliformis: 3 - 2 em 10 µm
<i>S. splendens</i> <i>S. sp.**</i>	42,1	11,3	16		Processos aliformis: 3 em 10 µm
<i>Synedra delicatissima</i> Wm. Smith	62,4 – 80,4	2,4 – 3,2	14 - 16		
<i>Thalassiosira rudis</i> Tremarin, Ludwig, Beker e Torgan				11,2 – 15,2	13 – 15 Fíbulas: 4 – 5 em 10 µm Rimopórtulas: 1 – 3
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch)	90,0 - 189,0	4,0 – 4,8	9-14		

Compère*

* Espécies exclusivas da lâmina de vidro

** Espécies exclusivas de *Polygonum* sp.

Os gêneros mais representativos nos substratos do reservatório do Iraí foram *Eunotia* e *Fragilaria*. Segundo Cetto *et al.* (2004), por apresentarem estruturas especializadas de fixação aos substratos, as diatomáceas são consideradas rápidas colonizadoras de substratos. Como podemos observar, os gêneros mais representativos são constituídos de espécies colonizadoras primárias, formadoras de almofadas de mucilagem secretadas pelas fissuras da rafe e rimopórtulas. O gênero *Gomphonema* foi o terceiro mais representativo do ambiente. Por liberar mucilagem por campo de poros apicais e formar longos pedúnculos mucilaginosos, apresentam grande vantagem sobre representantes de outros gêneros em ambientes em que a competição por luz é alta (TUJI, 2000), como é o caso de reservatórios eutróficos.

A análise de similaridade das espécies do substrato artificial e natural revelou que a comunidade de ambos os substratos não se assemelham. Como podemos observar na figura 2, o substrato artificial não se agrupou com o natural durante o mesmo mês de coleta.

Maiores similaridades foram vistas entre os meses de coleta. A comunidade encontrada em substrato natural nos meses de novembro de 2007 e fevereiro de 2008 são 63,2% semelhantes. O mês de maio e agosto de 2008 teve 48,0% de similitude.

Em relação ao substrato artificial, o mês de novembro se agrupa com os meses de fevereiro e maio de 2008, apresentando 60,8% de semelhança. Os meses de fevereiro e maio de 2008 tiveram 68,0% de similaridade. Já o mês de agosto de 2008, ficou separado de todos os grupos e sua similaridade foi de 32,0% com a comunidade encontrada em ambos os substratos.

O número de espécies de diatomáceas exclusivas do substrato natural, foi sempre maior em relação ao artificial. A diversidade encontrada nesse substrato pode estar relacionada com a interação metabólica entre *Polygonum* sp. e a matriz perifítica, de maneira que a troca de nutrientes tenha papel importante no desenvolvimento de outras espécies que não se desenvolveram na lâmina de vidro, metabolicamente inerte. Segundo Eminson e Moss (1980) as espécies apresentam especificidade em relação ao substrato em ambientes oligotróficos, já que a coluna d'água pode não suprir as necessidades nutricionais do perifíton, este se associa com as macrófitas que são metabolicamente ativas.

Durante o período estudado, o número de espécies ficou entre 69 e 28 no substrato natural e 59 e 29 no artificial. Analisando os dados abióticos (Tabela 1), podemos observar que a queda na riqueza de espécies esteve relacionada com a baixa temperatura apresentada no local, baixa concentração de nutrientes nesse mês e baixos valores de clorofila a. Esses fatores influenciam diretamente no desenvolvimento da comunidade de algas (CERRAO, 1991; BORCHARDT, 1996; DENICOLA, 1996; CETTO *et al.*, 2004; BICUDO *et al.* 2005)

As espécies encontradas no reservatório do Irai são características de ambiente em processo de eutrofização. *Achnantheidium minutissimum*, *Fragilaria rumpens*, *Nitzschia palea* e *Gomphonema parvulum* são exemplos de espécies muito comuns em ambientes com altas com altas concentrações de nutrientes, e segundo a literatura são caracterizadas como espécies tolerantes a eutrofização (VAN DAM, MERTENS, SINKELDAM, 1994; HOFMANN, 1999).

CONSIDERAÇÕES FINAIS sobre RESERVATÓRIO DO IRAÍ

- Foram identificadas 115 espécies perifíticas de diatomáceas provenientes dos substratos artificial e natural do reservatório do Irai, sendo espécies pioneiras para o estado do Paraná foram *Cymbella charrua*, *Discostella stelligeroides*, *Navicula kuseliana* e *Navicula wildii*;
- A maior riqueza de espécies ocorreu na macrófita *Polygonum* sp;
- *Eunotia*, *Fragilaria*, *Gomphonema*, *Aulacoseira*, *Navicula*, *Pinnularia*, *Encyonema* e *Nitzschia* representam 46,84% do total de espécies;
- A similaridade entre os substratos artificial e natural foi baixa 32,0% à 48,8%;
- Altas similaridades ocorreram entre o mesmo substrato nos diferentes meses de coleta, variando de 63,2 a 48,8% para o substrato natural e 68,0% a 60,8% para o substrato artificial;
- Algumas espécies encontradas são características de ambiente em processo de eutrofização como *Achnantheidium minutissimum*, *Fragilaria rumpens*, *Nitzschia palea* e *Gomphonema parvulum*, esses resultados auxiliará em trabalhos de biomonitoramento do local, já que se trata de um reservatório de abastecimento público, merecendo maior atenção em relação a qualidade de suas águas.

3.3 RESERVATÓRIO DO PIRAQUARA

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dados físico-químicos, clorofila *a* do substrato artificial e natural, mensurados durante o período amostrado estão reunidos na tabela 1.

TABELA 1 – DADOS ABIÓTICOS DURANTE O PERÍODO DE COLETA NO RESERVATÓRIO DO PIRAQUARA

	Outubro/2007	Fevereiro/2008	Mai/2008	Agosto/2008
Temperatura da	20,8	27,0	18,6	16,0

água(°C)				
Turbidez (NTU)	1,9	1,9	1,5	1,5
Secchi (m)	3,2	2,6	2,9	2,9
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	24,0	24,5	22,5	22,0
pH	6,85	6,75	6,7	6,7
Precipitação (mm)	3,64	3,31	3,94	2,20
Fósforo Total (mg/l)	0,012	0,015	0,017	0,017
Nitrogênio Total (mg/l)	1,5	2,4	0,8	0,6
Clorofila <u>a</u> da lâmina ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	0,015	0,026	0	0
Clorofila <u>a</u> de <i>Polygonum</i> ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	0,13	0,008	0,004	0,021

A comunidade de diatomáceas perifíticas do reservatório do Piraquara estudada nos substratos lâminas de vidro (artificial) e *Polygonum* sp. (natural), está representada por 30 gêneros e 73 táxons infragenéricos, sendo 52 registrados no substrato artificial e 58 no natural. Foram 34 as espécies em comum, 24 exclusivas de *Polygonum* sp. e 18 da lâmina de vidro (Tabela 2). Os gêneros mais representativos foram em ordem decrescente: *Eunotia* (11), *Pinnularia* (8), *Fragilaria* (7); *Navicula* (6), *Aulacoseira* (4), *Gomphonema* e *Encyonopsis* (3), *Achnantheidium*, *Cyclotella*, *Encyonema*, *Frustulia*, *Luticola*, *Nitzschia* e *Stauroneis* (2), *Brachysira*, *Capartograma*, *Chamaepinnularia*, *Cocconeis*, *Denticula*, *Diadesmis*, *Discostella*, *Hantzschia*, *Nupela*, *Planothidium*, *Placoneis*, *Rhopalodia*, *Sellaphora*, *Staurisirella*, *Surirella*, *Thalassiosira* e *Ulnaria* (1).

Espécies pioneiras para o estado do Paraná foram 7: *Achnantheidium microcephalum*, *Brachysira neoexilis*, *Denticula kuetzingii*, *Frustulia undosa*, *Pinnularia gibba* var. *subundulata*, *Pinnularia microstauron* var. *rostrata* e *Placoneis elginensis*. As ilustrações das espécies estão ao fim do capítulo.

TABELA 2 – COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA DO SUBSTRATO LÂMINA DE VIDRO E DE *POLYGONUM* SP. DO RESERVATÓRIO DO PIRAQUARA.

Espécies	Comprimento	Largura	Número de estrias	Diâmet	Aréolas em	outros
----------	-------------	---------	-------------------	--------	------------	--------

	(μm)	(μm)	em 10 μm .	ro (μm)	10 μm	
<i>Achnanthidium microcephalum</i> Kützing	5,60 – 12,80	2,40	inconspícuas			
<i>A. minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	17,64 – 27,52	3,5– 4,5	inconspícuas			
<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grunow) Krammer**				6,40 – 8,0		
<i>A. ambigua</i> var. <i>ambigua</i> Grunow in van Heurck		4,0 – 7,2	12 - 16	4,0	10 - 16	altura da frústula: 8,8 - 12 μm
<i>A. distans</i> (Ehrenberg) Simonsen*				9,41		
<i>A. granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen		4,8– 13,6			8 - 17	altura da frústula: 8,10 – 28,0 μm
<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot	16,0 – 32,0	4,0 – 5,6	inconspícuas			
<i>Capartograma crucicola</i> (Grunow ec Cleve) Ross*	29,6	8,8	21			
<i>Chamaepinnularia mediocris</i> (Krasske) Lange-Bertalot et Krammer	14,70 – 15,64	3,7-4,11	21 - 22			
<i>Cocconeis</i> sp. 1*	8,8	5,6	10 em 8,8 μm			
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing			16	10 - 12		Rimopórtula: 1 - 2 Câmaras: 3 Fultopórtulas: 12 - 14 Costelas: 7 – 9 em 10 μm
<i>C. striata</i> (Kützing) Grunow*			Estrias marginais: 12	24,70 – 25,88		
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	20,0 – 22,82	4,8– 6,47	16 - 19			
<i>Diadesmis</i> sp.*	17,64	3,64	Difícil visualização			
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve e Grunow) Houk e Klee 5			12-21	9,60 – 18,3		
<i>Encyonema neogracile</i> Krammer	36,0 – 45,6	6,4–7,2	Dorsal: 12 - 15 Ventral: 12 - 15			
<i>E. silesiacum</i> (Bleisch in Rabenhorst) Mann**	17,39 – 17,82	5,0	Dorsal: 16 - 17 Ventral: 16			
<i>Encyonopsis schubartii</i> (Hustedt) Krammer	30,4 – 33,6	6,40	Dorsal: 10 - 11 Ventral: 9 - 12			
<i>E. spicula</i> (Hustedt) Krammer	37,86 - 40,0	6,26 – 6,52	Dorsal: 18 - 20 Ventral: 17 - 18			
<i>E. subminuta</i> Krammer e Reichardt* fig. 40	16,52	4,78	Difícil visualização			
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills*	40,0	3,0	24			
<i>E. faba</i> Ehrenberg**	18,4	2,4	16			
<i>Eunotia flexuosa</i> Brébisson ex Kützing	116,8 – 156,5	4,8 – 5,2	18 - 19			
<i>E. intermedia</i> (Krasske) Nörpel & Lange-Bertalot**	20,0	3,73	16			
<i>E. muscicola</i> var. <i>tridentula</i> Nörpel e Lange-Bertalot	16,0 – 17,6	2,80 – 3,60	14			Ondulações: 3 - 4

<i>E. cf. parasiolli</i> Metzeltin & Lange-Bertalot**	19,56 – 26,52	3,21 4,60	–	10 - 14	
<i>E. sudetica</i> O. Müller**	43,0 - 52,17	4,78 5,21	-	13 - 15	
<i>E. zygodon</i> Ehrenberg*	54,0	10,0		13	
<i>Eunotia</i> sp. 1*	27,0	3,90		18	
<i>Eunotia</i> sp. 2**	17,21	4,34		17	
<i>Eunotia</i> sp. 3**	28,7	4,34		17	Margem dorsal levemente ondulada
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>fragilarioides</i> (Grunow) Ludwig e Flores**	31,2 – 32,8	2,40		15 – 17	
<i>F. gracilis</i> Østrup	50,4 – 77,6	1,6 2,4	-	16 - 20	
<i>F. rumpens</i> (Kützing) Carlson**	34,78	2,86		16	
<i>F. vaucheriae</i> var. <i>capitellata</i> (Grunow) Patrick**	30,4	2,4		12 - 15	
<i>Fragilaria</i> sp. 2	24,5 – 31,73	2,34 3,13	-	16 - 17	
<i>Fragilaria</i> sp. 3	33,0 – 67,0	2,17 2,60	-	15 - 17	
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson) Costa	32,0 – 43,2	8,0 9,6	-	Difícil contagem	
<i>F. undosa</i> Metzeltin e Lange-Bertalot	30,0 – 39,13	8,7 10,0	-	inconspícuas	
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	21,0 -46,4	4,0 8,0	-	11 – 17	
<i>G. lagenula</i> Kützing**	17,8 – 21,7	4,78		18	
<i>G. parvulum</i> (Kützing) Kützing	12,0 – 20,0	3,2 5,6	-	11 – 17	
<i>Hantzchia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow**	24,0	6,4		30	Fíbulas: 10 em 10µm
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) Mann**	12,78	4,78		Difícil visualização	
<i>L. saxophila</i> (W. Bock ex Hustedt) Mann	13,9 – 19,13	6,34 7,82	-	19	
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	23,2 – 39,2	4,8 6,0	-	12 -17	
<i>N. cryptotenella</i> Lange-Bertalot fig.	20,0 – 35,0	2,4 5,6	-	12 – 18	
<i>N. leptostriata</i> Jorgensen	24,8 – 31,2	4,8 5,6	-	15 - 17	
<i>N. tridentula</i> Krasske**	20,8	4,0			
<i>Navicula</i> sp. 1*	28,26	4,78		18	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Wm. Smith	20,9 – 38,7	2,86 3,91	-	inconspícuas	Fíbulas: 15 em 10µm
<i>Nitzschia</i> sp. 2*	19,55	4,78		22	Fíbulas: 10 em 10µm
<i>Nupela praecipua</i> (Reichardt) Reichardt**	25,6	5,6		Difícil contagem	
<i>Pinnularia borealis</i> **	31,29	7,21		7	
<i>P. brauniana</i> (Grunow) Mills	48,0 - 52,8	7,39 8,0	-	12	

<i>P. gibba</i> var. <i>subundulata</i> (Mayer) Frenguelli**	65,88	7,0	11	Razão C/L: 9,4
<i>P. grunowii</i> Krammer**	41,76	7,64	13	Razão C/L: 5,46
<i>P. microstauron</i> var. <i>rostrata</i> Krammer	30,4 – 32,0	3,2 5,6	– 12 - 14	Razão C/L: 5,71 - 9,5
<i>P. neomajor</i> Krammer**	213,0	30,4	6	
<i>P. subgibba</i> Krammer**	55,88	7,0	12	
<i>Pinnularia</i> sp. **	47,4	6,26	11	
<i>Planothidium lanceolatum</i> var. <i>rostrata</i> Hustedt**	19,56	6,34	16	
<i>Placoneis</i> cf. <i>elginensis</i> (Gregory) Cox*	34,78	9,56	15	
<i>Rhopalodia gibberula</i> var. <i>vanheurckii</i> O. Müller*	36,95	8,7	16	Costelas: 40 em 10µm
<i>Sellaphora rectangularis</i> (W. Gregory) Lange-Bertalot*	31,5	7,8	24	
<i>Stauroneis gracilior</i> Reichardt	48,7 – 52,0	8,7 ,56	– Difícil visualização	
<i>S. phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg**	96,5	18,2	19	
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) Williams e Round	8,7 – 14,34	3,7 - ,85	7 - 12	
<i>Surirella linearis</i> Smith var. <i>constricta</i> Grunow* fig. 95	78,2	11,30	Difícil visualização	Processos aliformis: 3 em 10µm
<i>Synedra delicatissima</i> Wm. Smith	76,0 – 79,2	1,6 2,0	– 16	
<i>Thalassiosira rudis</i> Tremarin, Ludwig, Becker e Torgan*				Fultopórculas: 3 em 10 µm Rimopórculas: 2
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère* fig. 26	116	5,55	13	

* Espécies exclusivas do substrato lâmina de vidro ** Espécies exclusivas de *Polygonum* sp.

Os gêneros mais representativos nos substratos do reservatório do Piraquara foram *Eunotia*, *Pinnularia*, *Fragilaria* e *Navicula*. Segundo Cetto *et al.* (2004), por apresentarem estruturas especializadas de fixação aos substratos, as diatomáceas são consideradas rápidas colonizadoras de substratos. Como podemos observar, os gêneros mais representativos são constituídos de espécies colonizadoras primárias, formadoras de almofadas de mucilagem secretadas pelas rimopórculas e fissuras da rafe que conferem mobilidade sobre o substrato.

A análise de similaridade entre as espécies encontradas nas lâminas de vidro e em *Polygonum* sp. nos quatro meses de coleta está representada na figura 2. A similaridade entre a comunidade perifítica de ambos os substratos foi semelhante ficando entre 45,6% a 49,6% nos meses de outubro/07, fevereiro e maio de 2008. Em agosto/2008 o grau de similaridade entre os substratos foi maior, ficando em 60,0%.

No substrato *Polygonum* sp. registrou-se maior número de espécies exclusivas no período de coleta. A diversidade encontrada nesse substrato pode estar relacionada com a interação metabólica entre *Polygonum* sp. e a matriz perifítica, de maneira que a troca de nutrientes tenha papel importante no desenvolvimento de outras espécies que não se desenvolveram na lâmina de vidro, metabolicamente inerte. Segundo Eminson e Moss (1980) as espécies apresentam especificidade em relação ao substrato em ambientes oligotróficos, já que a coluna d'água pode não suprir as necessidades nutricionais do perifíton, este se associa com as macrófitas que são metabolicamente ativas. Neste estudo, essa hipótese pode ser fortalecida quando observamos o acúmulo de clorofila *a* da comunidade aderida em *Polygonum* sp. em relação à encontrada na lâmina de vidro (Tabela 2).

Fontaine e Nigh (1983) comparando a comunidade perifítica de plantas submersas naturais e artificiais, não observaram diferenças significativas na comunidade aderida, sugerindo que o substrato planta natural funciona como substrato neutro.

Embora *Polygonum* sp. tenha apresentado maior número de espécies em relação à lâmina de vidro a diferença é muito pouca, de maneira que os substratos agruparam-se nos diferentes meses de coleta com alta similaridade. Segundo Odum (2004), essa baixa variação da comunidade entre os substratos e meses de coleta pode ser explicada por se tratar de um ambiente não impactado, esses ambientes geralmente são mais estáveis, apresentando uniformidade nas comunidades algais.

Durante os meses de coleta, o número de espécies encontradas no substrato artificial e natural foram muito próximo, exceto no mês de agosto de 2008 que em *Polygonum* sp. o número de espécies foi de 37 enquanto que na lâmina o número foi de 31. Se analisarmos os dados abióticos, no mês de agosto o teor de clorofila *a* no substrato artificial não foi possível de ser mensurado, ao passo que a macrófita acumulou 0,021 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$. Em geral, o mês de agosto apresentou os menores valores para as variáveis medidas.

Fatores como temperatura, associadas à transparência da coluna d'águas podem estar relacionadas com a influência direta da produção, composição e estruturação da comunidade de algas.

Brachysira neoexilis, *Discostella stelligera*, *Aulacoseira ambígua* e *Fragilaria gracilis*, são exemplos de espécies de diatomáceas características de ambientes pobres em nutrientes (VAN DAM, MERTENS, SINKELDAM, 1994; HOFMANN, 1999) assim, essas espécies poderão ser utilizadas como base de trabalhos de biomonitoramento no local.

CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE O PIRAQUARA

- Foram encontradas 72 espécies perifíticas em amostras provenientes das lâminas de vidro e de fragmentos de caule de *Polygonum* sp., sendo espécies pioneiras para o estado do Paraná *Achnanthydium microcephalum*, *Brachysira neoexilis*, *Denticula kuetzingii*, *Frustulia undosa*, *Pinnularia gibba* var. *subundulata*, *Pinnularia microstauron* var. *rostrata* e *Placoneis elginensis*;
- A macrófita *Polygonum* sp. apresentou maior número de espécies exclusivas, em relação ao substrato artificial;

- *Eunotia*, *Pinnularia*, *Fragilaria*, *Navicula*, *Aulacoseira* e *Gomphonema* perfazem 40,27% do total de espécies;
- O substrato lâmina de vidro e *Polygonum* sp. apresentaram similaridade acima de 45,0% durante os meses de coleta, representando alta semelhança entre as comunidades;
- As espécies encontradas são características de ambiente oligotrófico como *Brachysira neoexilis*, *Discostella stelligera*, *Aulacoseira ambígua*, *Denticula kuetzingii* e *Fragilaria gracilis*. Este resultado dará base para trabalhos de biomonitoramento do reservatório, que por ter papel social importante, a qualidade de suas águas tem que ser preservada.

Considerações finais para o IRAI e PIRAQUARA

- A aplicação do Índice de Estado Trófico (IET) permitiu classificar o reservatório do Piraquara como oligotrófico e o reservatório do Iraí como eutrófico;
- O perfil trófico dos ambientes está diretamente relacionado com a condição nutricional;
- Diatomáceas foi o grupo de algas melhor representado durante todo o período amostral em ambos reservatórios e substratos, sua representatividade variou de 72,0% a 99,0%;
- Os diferentes métodos de contagem identificaram as mesmas espécies como dominantes e abundantes, porém, em alguns casos o número de espécies abundantes foi diferente;
- *Brachysira neoexilis* no reservatório do Piraquara e *Achnantheidium minutissimum* no reservatório do Iraí, foram as espécies melhor representadas;
- Alguns cuidados devem ser tomados para escolher o método de contagem, principalmente quando há dominância de uma espécie tolerante, pois pode haver ela pode sua alta densidade pode impedir o conhecimento de espécies com valores de sensibilidade melhor definidos que podem responder mais prontamente as mudanças no ambiente;
- Casos que resultam em valores superestimados na contagem em lâminas com material oxidado pode ocorrer, pois espécies que estão mortas entram na contagem, enquanto que na contagem em cubeta elas não são consideradas, portanto, sugere-se a observação em amostras com células cujos conteúdos foram conservados por fixadores;
- Comparando-se o teor de clorofila *a*, composição e densidade da comunidade perifítica em substratos artificial e natural, entre os reservatórios do Piraquara e do Iraí, respectivamente oligo e eutrófico, pode-se afirmar que houve diferença representativa. As características tróficas dos reservatórios parecem ter contribuído para estes diferentes perfis.
- Houve a nítida distinção entre os reservatórios de Piraquara, sistema oligotrófico e do Iraí, eutrófico, com base na composição e densidade da comunidade diatomológica;
- Para o reservatório do Piraquara, as espécies com potencial bioindicador são *Brachysira neoexilis*, *Fragilaria gracilis*, *Synedra delicatissima*, *Frustulia crassinervia*, *Encyonema neogratile*, *Discostella stelligera*, *Navicula cryptotenella* e *Aulacoseira ambígua*;
- Para o reservatório do Iraí, as espécies melhor representadas foram *Achnantheidium minutissimum*, *Fragilaria rumpens* e *Gomphonema gracile*;

- Espécies raras são consideradas memórias ambientais, pois elas podem nos remeter a condições prístinas do ambiente, além de nos informar sobre condições ambientais presentes e futuras;
- As espécies raras do ambiente oligotrófico foram características de ambientes com sutil processo de eutrofização, sugerindo uma maior atenção quanto aos cuidados com a qualidade da água do reservatório, refletindo possíveis impactos antropicos que estão atingindo a Área de Proteção Ambiental de Piraquara;
- No sistema eutrófico, a presença das espécies raras pode estar refletindo o processo avançado de eutrofização, já que foram classificadas como próprias de ambiente mesotrófico à eutrófico, e como tolerantes;
- A aplicação de índices diatomológicos desenvolvidos em países estrangeiros para avaliação da qualidade de água deve ser cuidadosa;
- Embora as comunidades dos substratos artificial e natural tenham sido estudadas separadamente para verificar as espécies abundantes com potencial bioindicador, não diferiram, assim como o resultado dos índices aplicados;
- Espécies raras também são importantes como potenciais indicadores das variações no sistema, pois apresentam alta sensibilidade;
- No reservatório do Piraquara as espécies raras são constituídas de espécies classificadas como de ambientes meso-eutróficos, sugerindo indicio de um processo de degradação da qualidade de suas águas. As espécies foram para o substrato artificial *Chamaepinnularia mediocris*, *Cocconeis placentula*, *Cyclotella meneghiniana*, *Denticula kuetzingii*, *Encyonema riotecense*, *E. silesiacum*, *Eunotia camelus*, *E. flexuosa*, *E. naegeli*, *E. sudetica*, *Fragilaria crotonensis*, *F. rumpens*, *Gomphonema laticollum*, *Navicula kuseliana*, *Nitzschia palea*, *Pinnularia brauniana*, *P. divergens*, *Staurosirella pinnata* e *Thalassiosira rudis*. Para o substrato natural: *Asterionella formosa*, *Cyclotella meneghiniana*, *Eunotia camelus*, *E. minor*, *E. sudetica*, *F. vaucheriae*, *Gomphonema lagenula*, *G. laticollum*, *Hantzschia amphyoaxis*, *Nupela praecipua*, *Pinnularia brauniana*, e *Stauroneis phoenicenteron*;
- As espécies raras no reservatório do Irai variam de espécies classificadas como de ambiente oligo-mesotróficos a eutróficos, além da presença de espécies tolerantes a poluição. Essas espécies sugerem que esse ambiente está em um processo avançado, já que não apresentam muitas espécies de ambientes oligotróficos. Foram espécies raras para o substrato artificial: *Aulacoseira alpigena*, *A. ambigua*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cymbella tumida*, *Cymbopleura naviculiformis*, *Diadsmis contenta*, *Discostella stelligera*, *Encyonema minutum*, *E. silesiacum*, *Eunotia bilunaris*, *E. camelus*, *E. faba*, *E. sudetica*, *Fragilaria gracilis*, *F. tenera*, *F. vaucheriae*, *F. sp. 1*, *Frustulia crassinervia*, *Gomphonema augur*, *G. sp.1*, *G. sp.2*, *Navicula cryptocephala*, *Synedra delicatissima* e *Thalassiosira rudis*. Para o substrato natural: *Brachysira vitrea*, *Chamaepinnularia mediocris*, *Cocconeis placentula*, *Diadsmis contenta*, *Diploneis ovalis*, *Encyonopsis difficilis*, *Eunotia camelus*, *E. faba*, *Fragilaria goulardii*, *Hantzschia amphyoaxis*,

Navicula kuseliana, *N. wildii*, *Pinnularia gibba*, *P. microstauron*, *Rhopallodia brebissoni*, *Stauroneis phoenicenteron* e *Surirella linearis* var. *constricta*;

- Propõe-se a padronização da classificação da qualidade de água para o Brasil e a partir disso a geração de valências ótimas e de sensibilidade para as espécies de diatomáceas que habitam sistemas pobres e ricos em nutrientes e então criar um índice diatomológico para o Brasil, já que o uso de índices gerados em outros países não forneceram respostas correspondentes à qualidade ambiental dos ecossistemas estudados;
- O levantamento florístico das diatomáceas perifíticas no reservatório do Piraquara identificou 72 espécies, sendo espécies pioneiras para o estado do Paraná *Achnantheidium microcephalum*, *Brachysira neoexilis*, *Denticula kuetzingii*, *Frustulia undosa*, *Pinnularia gibba* var. *subundulata*, *Pinnularia microstauron* var. *rostrata* e *Placoneis elginensis*;
- Para o reservatório do Irai, o levantamento florístico permitiu identificar 115 espécies perifíticas de diatomáceas provenientes dos substratos artificial e natural, sendo espécies pioneiras para o estado do Paraná foram *Cymbella charrua*, *Discostella stelligeroides*, *Navicula kuseliana* e *Navicula wildii*;
- A maior riqueza foi encontrada em substrato natural em ambos os sistemas;
- Alta similaridade entre a comunidade perifítica de substrato artificial e natural foi encontrada no reservatório do Piraquara, enquanto que no reservatório do Irai não houve significativa semelhança entre os substratos, mas sim entre os meses de coleta. Esses resultados podem estar relacionados com a qualidade ambiental de cada reservatório;
- O Brasil possui grandes quantidades de rios e reservatórios com importante papel social. Estudos com a comunidade perifítica com potencial indicador de eutrofização constituem em importante método de rotina que deve ser empregado pelos órgãos responsáveis pelo monitoramento de ecossistemas aquáticos continentais. Para otimizar o monitoramento desses ambientes, o fundamental seria primeiramente estabelecer critérios de classificação da qualidade de água no país, para que dessa forma possa haver geração de valores ótimos e de sensibilidade para cada espécie de diatomáceas, para a geração de um índice diatomológico de qualidade de água nacional.

3.4 RESERVATÓRIO ITAQUI

A análise qualitativa permitiu a identificação de 124 táxons de diatomáceas (Tabela 1), todos descritos e com registro fotográfico. Formaram as assembléias abundantes e descritoras do ambiente as espécies: *Gomphonema parvulum* (Kütz) Kützing foi abundante durante todo o estudo, tolerando os altos níveis de fósforo registrados; *Nitzschia palea* (Kütz) W. Smith, *Sellaphora seminulum* (Grunow) Mann, *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot, *Lemnicola hungarica* (Grunow) Round & Basson, *Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot, *Fragilaria familiaris* (Kützing) Hustedt e *G. parvulum* var. *saprophilum* Lange-Bertalot & Reichardt, são frequentemente citadas como tolerantes a ambientes eutrofizados e à

poluição orgânica; *Cocconeis placentula* var. *lineata* (Ehr.) Van-Heurck e *Aulacoseira italica* (Ehr.) Simonsen são citadas na literatura para ambientes mesoeutróficos e *Achnanthydium minutissimum* (Kütz.) Czarnecki, *Encyonema silesiacum* (Bleich) Mann, *Eunotia bilunaris* (Ehr.) Mills referenciadas à ambientes com baixa concentração de nutrientes, mas através do presente estudo registrou-se tolerância destes táxons a ambientes hipereutróficos.

Tabela 1 - Dados morfométricos e ecológicos das diatomáceas perifíticas da represa Itaqui.

Espécies	Dimensões e estrias (em 10 µm) e outros	Dados ecológicos (tolerância à eutrofização)	Ocorrência nas amostras - UPCB
FRAGILARIACEAE			
<i>Fragilaria parva</i> (Grunow) Tuji & Williams	c: 46-67; l: 3-4; e: 16-18		63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) G.W.F. Carlson	c: 19-27; l: 3-4; e: 20-22	tolerante ⁵ ; pouco tolerante ^{1,3}	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Fragilaria socia</i> (Wallace) Lange-Bertalot	c: 19; l: 3,2; e: 18		63477, 63478.
<i>Staurosirella leptostauron</i> (Ehrenberg) Williams & Round	c: 16-18; l: 7; e: 6	meso-eutrófico ^{1,2}	63476.
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	c: 110-185; l: 5,0-5,5; e: 13-15	mesotrófico ⁶	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère in Jahn et al.	c: 121-244; l: 5-5,6; e: 7-10	tolerante ¹ ; pouco tolerante ^{3,5}	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Ulnaria</i> sp.	c: 140; l: 10; e: 10		63478.
EUNOTIACEAE			
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Souza	c: (8)26-106; l: 3-4,8; e: 16-20	oligo à eutrófico ¹ ; médio-tolerante ³	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>linearis</i> (Okuno) Lange-Bertalot & M. Nörpel	c: 45-75; l: 4,8-5; e: 11-12		63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Eunotia camelus</i> Ehrenberg	c: 23-45; l: 7-9; e: 9-13		63475, 63477, 63478.
<i>Eunotia faba</i> (Ehrenberg) Grunow	c: 37,6-70,4; l: 5,5-6; e: 16		63478.
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow	c: 26-45; l: 4,5-7; e: 14		63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg	c: 40-52; l: 6-8; e: 14-16	oligo-mesotrófico ² pouco tolerante ⁴	63477.
<i>Eunotia naegelii</i> Migula	c: 81-118,2; l: 3-3,8; e: 12-18	oligotrófico ^{1,7}	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Eunotia muscicola</i> Krasske	c: 15-18; l: 4; e: 24		63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Eunotia rhomboidea</i> Hustedt,	c: 12; l: 3; e: 15	oligotrófico ¹	63478.
<i>Eunotia rabenhorstii</i> var. <i>monodon</i> Grunow	c: 16-17,6; l: 5,6-8; e: 8-9		63475, 63477, 63478.
<i>Eunotia soleirolii</i> (Kützing) Rabenhorst Fig. 30	c: 17; l: 5; e: 15	oligotrófico ¹	63478.
<i>Eunotia pseudosudetica</i>	c: 26-40; l: 5-6,5; e:		63475, 63476, 63477, 63478.

Metzeltin, Lange-Bertalot e Gracia-Rodriguez	11-13		
<i>Eunotia tridentula</i> Ehrenberg	c: 26,6-44,2; l: 6-7,2; e:10-11		63477, 63478.
<i>Eunotia vanheurckii</i> Patrick	c: 20; l: 6,5; e: 16 (centro) 19 (extremidades)	mesoeutrófico ⁶	63478.
<i>Eunotia ventriosa</i> var. <i>brevis</i> (Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot	c: 25-26; l: 7,5; e: 16-17; a: 26		63478.
<i>Eunotia</i> sp.1	c: 20-24; l:5-6,4; e: 12-15 (centro) 18 (extremidades)		63478.
<i>Eunotia</i> sp.2	c: 38-57; l:3,5-5; e: 13 (centro) 16 (extremidades)		63475, 63477, 63478.
<i>Eunotia rabenhorstiana</i> var. <i>elongata</i> (Patrick) Metzeltin & Lange-Bertalot	c: 116-145; l: 6-8; e: 16		63475, 63477, 63478
<i>Desmogonium transfugum</i> (Metzeltin & Lange-Bertalot) Metzeltin & Lange-Bertalot	c: 125; l:10; e: 16		63478.
GOMPHONEMATACEAE			
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	c 19-35; l: 4,8-6,4; e: 8-9	pouco tolerante ³ tolerante ^{2,5}	63475, 63477, 63478.
<i>Gomphonema apicatum</i> Ehrenberg	c: 43-48; l:10,5-11,5; e: 9-11	mesotrófico ¹	63478.
<i>Gomphonema</i> cf. <i>intricatum</i> var. <i>vibrio</i> (Ehrenberg) Cleve	c: 100; l 12,5; e: 14; a: 20-23	oligo-mesotrófico ^{1,2}	63476, 63477.
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	c: 21; l:4 -4,5; e: 14-15	oligo-mesotrófico ^{2, 7} ; oligo-eutrófico ¹	63476, 63477, 63478.
<i>Gomphonema augur</i> (Ehrenberg) Ehr.	c: 35-42; l:10-11; e: 13; a: 17-20	meso-eutrófico ¹	63478.
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	c: 33-80; l: 5-12; e: 11-18	mesotrófico ^{1,2,3}	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Gomphonema turris</i> Ehrenberg	c: 48-65,6; l: 11-15; e: 11-14; a:16-23		63478.
<i>Gomphonema sphaerophorum</i> Ehrenberg	c: 39; l:8-9; e: 10-11; a: 20	pouco tolerante ²	63477, 63478.
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	c: 16-25; l: 5-6; e: 10-20	tolerante ⁷	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	c: 16-24; l:5-6,4; e: 10-16	mesoeutrófico ⁶ ; eutrófico ¹ ; muito tolerante ⁴	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Gomphonema parvulum</i> f. <i>saprophilum</i> Lange-Bertalot & Reichardt	c: 10-13; l: 6; e: 17-19	tolerante ^{4,7} ; hipereutrófico ¹	63477, 63478.
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot	c: 24,7-29; l: 8,4-9; e: 10-16	muito tolerante, hipereutrófico ^{1,3}	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Gomphonema</i> sp.1	c: 18,5-29,5; l: 4,5-5; e: 12-15		63475, 63477.
<i>Gomphonema</i> sp.2	c: 30-60,6; l: 8-10,5; e: 14		63478.
COCCONEIDACEAE			
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van	c: 19-27; l: 16-21; e: 20 (valva c/ rafe), 19-	eutrófico ^{1,2}	63475, 63476, 63477, 63478.

Heurck	20 (valva s/ rafe); a: 16 (vava s/ rafe)		
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>placentula</i> Ehrenberg	c: 37,7; l: 25; e: 20-21 (valva c/ rafe) 24-25 (valva s/ rafe), a: 19-22 (valva s/ rafe)	pouco tolerante ^{3,5} ; tolerante ⁴ ; eutrófico ¹	63475, 63476, 63477, 63478.
ACHNANTHACEAE			
<i>Achnanthes minuscula</i> Hustedt	c: 7-8; l: 3,8; e: 18-19		63475, 63476, 63477, 63478.
ACHNANTHIDIACEAE			
<i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	c: 11-12,8; l: 3,7-5; e: 22	muito tolerante ² ; oligo à eutrófico ¹	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	c: 12-16; l: 3-3,7; e: inconspícuas	muito tolerante ^{3,5} oligo à eutrófico ¹	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Nupela wellneri</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	c: 13,7-17,6; l: 4-4,3; e: inconspícuas		63478.
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	c: 7-7,2; l: 3-3,4; e: 22	mesotrofico ^{2,3} hipereutrófico ¹	63477, 63478.
<i>Planothidium biporumum</i> (Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot	c: 22-25; l: 7-8; e: 16-18	tolerante ²	63475, 63476, 63477, 63478.
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round e Basson	c: 27-37; l: 6-8; e: 23-27	tolerante ^{3,4} ; hipereutrófico ¹	63475, 63476, 63477, 63478.

Tabela 1 Legenda ¹ van Dam et al. (1994), ² Potapova & Charles (2007), ³ Stenger-Kovács et al. (2007), ⁴ Lobo et al. (2004b), ⁵ Lobo et al. (2004a), ⁶ Yang & Dickman (1993), ⁷ Blanco et al. (2004), a: aréolas, c: comprimento, l: largura, e: estrias. Legend ¹ van Dam et al. (1994), ² Potapova & Charles (2007), ³ Stenger-Kovács et al. (2007), ⁴ Lobo et al. (2004b), ⁵ Lobo et al. (2004a), ⁶ Yang & Dickman (1993), ⁷ Blanco et al. (2004), a: areolae, c: length, l: width, e: estriae.

Tabela 2 Classificação da represa Itaquí segundo a aplicação do índice de estado trófico modificado por Lamparelli (2004).

	Novembro/2008	Classificação	Fevereiro/2009	Classificação
Fósforo total (µg/L)	80,42	Eutrófico	79,95	Eutrófico
Clorofila-a (µg/L)	67,61	Supereutrófico	67,87	Supereutrófico
Ponderação	74,01	Hipereutrófico	70,26	Hipereutrófico

CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E BACTERIOLÓGICA

Maior precipitação pluviométrica ocorreu nos meses de outubro/08 (194,8 mm³), janeiro/09 (146,8 mm³) e fevereiro/09 (114,2 mm³)

Em maio/08, o nitrogênio total quantificado na represa foi mais elevado (25,5 mg/L) em comparação aos outros meses. A concentração de fósforo total manteve-se elevada durante todo o estudo

(entre 0,5 e 1,49 mg/L). O pH manteve-se mais ácido nas amostras analisadas no período, e as temperaturas da água e do ar apresentaram sazonalidade, sendo as mais frias em maio/08 e agosto/08, e as mais quentes em novembro/08 e fevereiro/09. Os valores de oxigênio dissolvido mantiveram-se baixos, em média 3,1 mg/L, tendo sua mínima em agosto/08 (0,85 mg/L) e máxima em fevereiro/09 (5,65 mg/L).

A análise bacteriológica da água registrou em média 2291,3 coliformes totais em 100/mL durante o estudo, sendo a maior concentração verificada em fevereiro/09.

ESTADO TRÓFICO

O índice do estado trófico (IET) da represa Itaqui (TABELA 5) foi calculado segundo Lamparelli (2004) utilizando fósforo total e revelou elevados níveis de trofia para os anos de 2008 e 2009

TABELA - CLASSIFICAÇÃO DA REPRESA ITAQUI, NOS PONTOS MONTANTE E JUSANTE, BASEADA NO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO, PARA AS VARIÁVEIS FÓSFORO TOTAL E CLOROFILA-A, E SUA PONDERAÇÃO.

Novembro/08	Montante	Classificação	Jusante	Classificação
Fósforo Total (PT- µg/L)	79,18	Mesotrófico	80,42	Eutrófico
Clorofila-a (µg/L)	61,54	Supereutrófico	67,61	Supereutrófico
Ponderação	70,36	Hipereutrófico	74,01	Hipereutrófico
Fevereiro/09	Montante	Classificação	Jusante	Classificação
Fósforo Total (PT- µg/L)	68,85	Mesotrófico	79,95	Eutrófico
Clorofila-a (µg/L)	66,72	Supereutrófico	67,87	Supereutrófico
Ponderação	67,78	Supereutrófico	70,26	Hipereutrófico

Os valores calculados através do fósforo total classificaram o ambiente à montante como mesotrófico e à jusante como eutrófico. Baseando-se no IET calculado através dos valores de clorofila-a, os ambientes foram classificados como supereutróficos. Quanto à ponderação proposta pelo índice para estes valores, os ambientes foram classificados como ambientes hipereutróficos (exceto à montante, em 2009 devido ao menor aporte de fósforo).

CARACTERIZAÇÃO BIOLÓGICA

Análise quantitativa

Foram registrados 78 táxons infragenéricos durante a contagem das diatomáceas. As amostras coletadas nos meses de novembro/08 e fevereiro/09 apresentaram valores de densidade total de diatomáceas (valvas/cm²) mais elevadas do que as dos meses de maio/08 e agosto/08.

Treze espécies compuseram a assembléia de diatomáceas abundantes durante o período estudado.

Analisando as quatro coletas, observou-se que em maio/08, seis espécies foram consideradas abundantes e em agosto/08, quatro espécies, sendo nesta última, a única coleta para qual foi registrada dominância (mais que 50% da densidade total) de uma espécie, *Fragilaria familiaris*. Em novembro/08, quatro espécies foram abundantes e em fevereiro/09 ocorreu nova mudança na composição das diatomáceas, quando *Eunotia bilunaris* e *Nitzschia palea* deixaram de ser abundantes e cinco novas espécies aparecem em densidades mais elevadas: *Navicula cryptotenella*, *Eolimna minima*, *Sellaphora seminulum*, *Achnantheidium minutissimum* e *Encyonema silesiacum*.

O dendrograma gerado com os dados quantitativos destas amostras através da análise de agrupamento pelo índice Bray-Curtis (coeficiente cofenético = 0,952), registrou uma explicabilidade de 95,2% da distribuição das espécies entre as coletas. Aplicando-se o teste de Bartlett, notou-se que as subamostras (trélicas) não foram homogêneas, exceto a amostra de fevereiro/09, portanto foram tratadas como amostras independentes.

Em um primeiro nível do agrupamento ocorreu separação em dois grandes grupos, um deles incluiu amostras de maio e agosto/08, as quais apresentaram menor densidade de algas, e o outro, as de novembro/08 e fevereiro/09, quando registrou-se maior densidade de diatomáceas por cm².

As trélicas referentes à mesma coleta foram agrupadas em conjuntos coincidentes. Observou-se que mesmo sendo diferentes quantitativamente, foram similares quanto à assembléia de espécies ocorridas.

Entre as coletas, foram observados os seguintes valores de diversidade de Shannon-Wiener (decits) (SHANNON-WEAVER, 1963), riqueza e equitabilidade.

Segundo o teste “t”, as amostras foram estatisticamente diferentes entre si, revelando que a distribuição da riqueza e a composição das assembléias foram diferentes nas quatro coletas. Já a equitabilidade demonstrou que a contagem atingiu em média 64% do máximo de diversidade do ambiente.

A análise de correspondência (AC) mostrou-se significativa ($\chi^2=894,117$; GL=121; $p<0,0001$), sendo que para os dados bióticos representou significativamente 80,59%, da variação para os dois primeiros eixos (Autovalor F1=0,418; F2=0,295). O primeiro eixo (47,26%) aparentemente demonstrou a distribuição das espécies, enquanto o segundo explicou as espécies. O primeiro eixo ordenou a espécie *Fragilaria familiaris* (FFAM) e agosto/08 (C2), maio/08 (C1) e as espécies *Eunotia bilunaris* (EBIL), *Aulacoseira italica* (AUIT) e *Cocconeis placentula* var. *lineata* (CPLI). O segundo eixo (33,33%) ordenou fevereiro/09 (C4) e as espécies *Encyonema silesiacum* (ESLE), *Eolimna minima* (EOMI), *Sellaphora seminulum* (SSEM), *Navicula cryptotenella* (NCTE) e *Lemnicola hungarica* (LHUN), e

novembro/08 (C3) e as espécies *Nitzschia palea* (NPAL), *Gomphonema parvulum* (GPAR) e *G. parvulum* var. *saprophilum* (GPSP) (FIGURA 2).

DISCUSSÃO

CONSIDERAÇÕES SOBRE AS DIATOMÁCEAS NA REPRESA HIPEREUTRÓFICA DO ITAQUI

Análise da comunidade de diatomáceas

A análise dos dados de densidade total das diatomáceas nas quatro coletas, dos valores de clorofila-a e do dendrograma gerado, permitiram visualizar que o maior desenvolvimento da comunidade de diatomáceas coincidiu com o aumento das temperaturas no ambiente, correspondendo aos meses mais quentes do ano. Com o aumento da radiação solar, da temperatura e com a alta concentração de nutrientes disponíveis, organismos fotossintetizantes são favorecidos, principalmente diatomáceas, que possuem alta taxa de crescimento. Nos meses mais frios, o crescimento é reduzido, e a diferença de densidades consequentemente diminui (ESTEVES, 1998; FERNANDES *et al.*, 2005). Porém, deve-se considerar que a alta biomassa mensurada inclui além das altas densidades de diatomáceas, outros organismos do perifíton.

Segundo o índice de diversidade de Shannon-Wiener, C1 (maio/08) o valor observado foi de 2,298; em C2 (agosto/08) 1,417; em C3 (novembro/08) 2,115 e C4 (fevereiro/09) 2,643. O aumento do índice de diversidade em C3, aparentemente resultou da quebra de dominância de *Fragilaria familiaris*, e em C4 observou-se uma maior equidade entre os valores de abundância das espécies. Porém, o teste “t” revelou que as amostras são estatisticamente diferentes entre si, nas quais a distribuição da riqueza e a composição das assembléias diferem entre as quatro coletas. A equitabilidade demonstrou que a amostragem atingiu em média 64% do máximo de diversidade que o ambiente suporta.

Alguns autores defendem que os efeitos negativos da poluição refletem na redução da diversidade de espécies na comunidade, o que tem levado a utilização de índices de diversidade como indicadores ambientais (MAGURRAN, 1988 *apud* LOBO; CALLEGARO; BENDER, 2002). Porém, a substituição entre as espécies em cada mês, pode não estar relacionada à concentração de nutrientes e/ou a poluição, mas sim aos fatores típicos da sazonalidade, como temperatura e precipitação. O tipo de análise realizada neste estudo não permite uma interpretação que revele quais fatores estariam interferindo na substituição das diatomáceas, portanto sugere-se que estudos físicos e químicos sejam realizados com maior frequência para que uma relação estatisticamente significativa possa ser estabelecida. Da mesma forma, sugere-se que maior número de réplicas (maior “n”) seja amostrado, e também maior frequência nas amostragens das diatomáceas, para visualizar mais claramente a substituição das espécies.

Devido ao ambiente apresentar altas concentrações de fósforo e ser classificado como hipereutrófico durante todo o estudo, considera-se que as assembléias abundantes formadas em cada coleta sejam consideradas tolerantes ao estado altamente eutrofizado. Pode-se desta forma, considerá-las como espécies descritoras do ambiente.

Relação entre as variáveis ambientais e as diatomáceas perifíticas abundantes na represa Itaqui

A elevada densidade de diatomáceas do gênero *Gomphonema*, nos meses quentes (novembro/08 e fevereiro/09) em ambiente eutrófico também foi observada por Poulíčková, Kitner e Hašler (2006), num estudo que comparou a distribuição vertical do perifíton em dois ambientes distintos, um eutrófico e outro oligotrófico, na República Tcheca. O pH registrado na represa Itaqui foi mais ácido, variando de 5,71 a 6,62. Ao baixo pH encontrado, associou-se a abundância e variedade taxonômica das espécies do gênero *Eunotia* e a presença de outras diatomáceas como *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Gomphonema parvulum* e *Nitzschia palea*, também encontradas nestas condições por Denicola (2000) e Moro e Fürstenberger (1997).

A alta densidade de espécies do gênero *Aulacoseira* no decorrer do estudo, pode ser relacionada ao fato de que em ambientes lênticos espécies frouxamente aderidas ou frouxamente associadas ao substrato sofrem menor deslocamento pela ação externa de fluxo da água ou corrente quando se encontram emaranhadas no biofilme (STEVENSON, 1996). Albay e Akcaalan (2003), estudando a colonização do perifíton em substrato natural e artificial na Turquia, registraram *A. italica* como abundante no substrato artificial e a consideraram tolerante a perturbações do ambiente, à alta concentração de sólidos suspensos e à baixa profundidade do disco de Sechi, concluindo que o biofilme e as substâncias orgânicas podem promover condições favoráveis para esta espécie.

Durante o estudo taxonômico das diatomáceas da represa Itaqui, algumas formas teratológicas foram registradas, entre espécies de *Eunotia* e *Gomphonema* durante o ano, destacando-se um número representativo destas formas de *Encyonema* no verão. Em estudo realizado por Nunes *et al.* (2002), nas proximidades de uma extinta mina de exploração de chumbo em Portugal, observou-se que as deformações nas frústulas ocorreram em resposta à alta concentração de metais pesados na água, como cádmio, zinco e chumbo. Sugere-se que análises químicas deste cunho sejam realizadas, para averiguar a possibilidade de que as formas teratológicas estejam indicando como noutra estudo, contaminação por metais pesados, devido o constante despejo de rejeitos industriais nas águas do rio, registradas pela SANEPAR em 2006 (não publicado).

DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS ABUNDANTES E TOLERANTES AO AMBIENTE HIPEREUTRÓFICO

Considerou-se que as espécies abundantes e dominantes foram as que melhor caracterizaram as condições físicas e químicas do ambiente, basicamente pelo desenvolvimento em densidades mais elevadas no ambiente eutrofizado. Como citado por Descy (1979), as espécies não se limitam a um tipo de ambiente e apresentam certa amplitude ecológica, mas a dominância quantitativa de um táxon pode dar boas indicações da estação amostrada, podendo ser consideradas como descritoras do ambiente.

Espécies intolerantes à poluição declinam em abundância e espécies tolerantes podem desenvolver-se rapidamente devido a menor competição por espaço, nutrientes ou outros recursos (VAN DAM, 1982). Sendo assim, as espécies abundantes que estariam tolerando o estado hipereutrófico da represa Itaqui foram: *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema parvulum* f. *saprophilum*, *Eunotia bilunaris*,

Nitzschia palea, *Sellaphora seminulum*, *Eolimna minima*, *Lemnicola hungarica*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Aulacoseira italica*, *Fragilaria familiaris*, *Encyonema silesiacum*, *Achnantheidium minutissimum*, e *Navicula cryptotenella*.

Gomphonema parvulum foi a espécie que mais se destacou no período, pois foi abundante em todos os meses de amostragem, sendo a espécie predominante no período de chuvas e tolerante aos altos níveis de fósforo registrados. Peterson (1996) num modelo de alterações sucessionais observou que o gênero *Gomphonema* iniciava a colonização na comunidade perifítica através da formação de almofadas mucilaginosas e desenvolvia longos pedúnculos de mucilagem, estratégia que favoreceu a predominância deste gênero, pois as células conseguem libertar-se do aglomerado de espécies buscando ocupar espaços com melhores condições de sobrevivência. *G. parvulum* foi considerado por Van Dam, Mertens e Sinkeldam (1994) como espécie de ambiente eutrófico e por Hofmann (1994) como tolerante. Foi altamente tolerante à poluição orgânica, num estudo realizado em rios do Japão por Kobayasi e Mayama (1989), e às condições polissaprobicas, em rios europeus por Lange-Bertalot (1979). Também foi citado como tolerante à eutrofização por Potapova e Charles (2007) em estudo sobre diatomáceas aderidas a rochas e madeiras submersas em rios dos Estados Unidos. Foi ainda citado por Gómez e Licursi (2001), Yang e Dickman (1993) e Descy (1979). No Brasil, foi frequentemente registrado em ambientes eutrofizados por Salomoni *et al.* (2006) e Lobo *et al.* (2004a,c).

Gomphonema parvulum e *G. gracile* (registrado neste estudo em densidades consideráveis em novembro/08) foram registrados juntamente com *G. parvulum* f. *saprophilum* no epifíton de lagos espanhóis com estado eutrófico por Blanco, Ector e Bécares (2004). Phiri *et al.* (2007), num estudo preliminar sobre o Índice de diatomáceas (DIBI), utilizaram gêneros de diatomáceas epifíticas do lago Kariba na África do sul, observando uma correlação positiva entre espécies de *Gomphonema* e áreas impactadas por atividades humanas. Newall e Walsh (2005) também observaram esta correlação analisando diatomáceas epifíticas em rios com interferência urbana na Austrália. *G. parvulum* f. *saprophilum* é considerado como tolerante a eutrofização por Hofmann (1994) e como espécie de ambiente hipereutrófico por Van Dam, Mertens e Sinkeldam (1994).

Stenger-Kovács *et al.* (2007) desenvolveram um índice trófico para lagos na Hungria utilizando diatomáceas (TDLI), classificando os ambientes em categorias tróficas, que variaram de hipereutrófico a oligotrófico. Neste estudo, *Gomphonema parvulum* e *G. gracile* de amostras epifíticas foram consideradas espécies tolerantes a altas concentrações de fósforo. Este mesmo estudo ainda apontou *Eunotia bilunaris* como tolerante a essas concentrações.

O gênero *Eunotia* foi frequentemente bem representado em ambientes com pH mais ácido (DENICOLA, 2000; MORO; FÜRSTENBERGER, 1997). Entretanto, em estudos relacionados à trofia, espécies do gênero foram menos citadas, destacando-se o registro para locais com poucos nutrientes (GÓMEZ; LICURSI, 2001) e mesotróficos (STENGER-KOVÁCS *et al.*, 2007). *E. bilunaris* foi abundante em maio, agosto e novembro de 2008, apresentando menor densidade em fevereiro/09.

Salomoni *et al.* (2006) desenvolveram estudo no sul do Brasil utilizando diatomáceas epifíticas para avaliar a qualidade da água do rio Gravataí, Rio Grande do Sul. Neste caso, *E. bilunaris* foi tolerante

às condições de eutrofização e de poluição locais, sendo citada como informação divergente aos registros encontrados na literatura. Patrick e Reimer (1966) consideraram a espécie como típica de ambientes oligossapróbicos e Van Dam, Mertens e Sinkeldam (1994) de alta concentração de oxigênio. Porém este último a citou como tolerante a ambientes de oligo a eutróficos e Hofmann (1994), como tolerante. Na represa hipereutrífica do Itaquí *E. bilunaris* foi considerada tolerante às concentrações de nutrientes mais elevadas, corroborando o registro feito para o sul do Brasil.

Nitzschia palea, abundante em maio e novembro de 2008, já foi anteriormente registrada como uma espécie indicadora de eutrofização (STENGER-KOVÁCS *et al.* 2007), de ambientes polissapróbicos (DESCY, 1979) e ocorrendo em águas com baixa concentração de oxigênio dissolvido (DUONG *et al.*, 2006; VAN DAM; MERTENS; SINKELDAM, 1994; HOFMANN, 1994). A espécie também foi registrada para ambientes eutróficos por Potapova e Charles (2007), Salomoni *et al.* (2006), Lobo *et al.* (2004a,b,c) e Lange-Bertalot (1979), sendo considerada tolerante a ambientes fortemente poluídos e eutrofizados por Gómez e Licursi (2001). *N. palea*, juntamente com *N. amphibia* e *G. parvulum*, foi indicadora de alta concentração de fósforo em trabalho que comparou um gradiente de concentrações de fósforo, em uma área de conservação na Flórida (COOPER *et al.*, 1999).

Sellaphora seminulum e *Eolimna minima* foram abundantes em fevereiro/09, presentes em menores densidades celulares nas demais coletas. A tolerância a eutrofização de *S. seminulum* foi registrada por Lobo *et al.* (2002) e Gómez e Licursi (2001) utilizando diatomáceas epipélicas e aplicando o DPI (Diatom Pampean Index) em amostras de ambiente lótico. Foi considerada como espécie de ambientes eutróficos e polissapróbicos por Van Dam, Mertens e Sinkeldam (1994) e Hofmann (1994), respectivamente. Este táxon também foi registrado em ambientes eutrofizados por Potapova e Charles (2007) e considerado como bioindicador de eutrofização em rios na região sul do Brasil (LOBO *et al.*, 2004a). Os autores deste último estudo, assim como Stenger-Kovács *et al.* (2007), também registraram outro táxon, *Eolimna minima*, como tolerante a eutrofização. Duong *et al.* (2006) consideraram *E. minima* como sendo um táxon abundante e resistente à poluição orgânica, ao avaliarem diatomáceas aderidas a substrato artificial em rios que sofrem interferência da poluição urbana no Vietnã. A alta tolerância à poluição da espécie também foi registrada por Lange-Bertalot em 1979, citada como *Navicula minima*.

Lemnicola hungarica foi abundante em maio/08 e fevereiro/09, encontrada em menores densidades nos demais meses de amostragem. Foi considerada tolerante a ambientes eutrofizados por Stenger-Kovács *et al.* (2007) e por Lobo *et al.* (2004c), Van Dam, Mertens e Sinkeldam (1994) e Hofmann (1994). Lange-Bertalot (1979) a inclui num grupo tolerante a condições α -mesossapróbicas, mas que não se desenvolvem bem em condições polissapróbicas. *Cocconeis placentula* var. *lineata*, abundante em maio/08 e encontrado em menores densidades nas demais coletas, é um táxon com ampla tolerância à carga de nutrientes, presente em ambientes desde sem poluição até moderada a fortemente eutrofizados, segundo Lobo *et al.* (2004a,b).

As espécies do gênero *Aulacoseira* tais como *A. granulata* e *A. ambigua*, registradas na represa Itaquí, são citadas com maior frequência nos estudos com enfoque ecológico e foram consideradas tolerantes à eutrofização por Stenger-Kovács *et al.* (2007) e Yang e Dickman (1993). *Aulacoseira italica*

foi abundante em maio e agosto/08, e foi registrada como tolerante a ambientes mesoeutróficos por Van Dam, Mertens e Sinkeldam (1994) e por Yang e Dickman (1993). Este último, a registrou em concentrações de fósforo total entre 19,01 a 25,00 µg, num estudo que avaliou 30 lagos canadenses em 1989.

Fragilaria familiaris foi registrada como dominante em agosto, mês que apresentou maior concentração de fósforo, podendo ser relacionada ao estado hipereutrófico da represa Itaquí. É um táxon com taxonomia um pouco confusa, fato que pode dificultar o estudo de sua autoecologia. Tuji e D.M. Williams (2008), baseando-se nos estudos de Hustedt (1930), Patrick e Reimer (1960) e Watanabe *et al.* (2005) citaram *F. familiaris* como um táxon importante em estudos ecológicos sobre perifíton de água doce. Van Dam, Mertens e Sinkeldam (1994) a registrou como *Synedra rumpens* var. *familiaris* considerando-a típica de ambiente oligo-mesotrófico e Hoffman (1994) a registra como tolerante à eutrofização. No Paraná, este táxon foi encontrado em estudos taxonômicos, dos quais poucos forneceram informações sobre seus ambientes. Lozovei e Shirata (1986) registraram-na num trecho do rio Passaúna (PR), o qual recebia matéria orgânica de águas domésticas, esgotos sanitários e chorume do lixo urbano aterrado, e Contin (1990) a registrou num local de confluência dos rios Iraí, Pequeno e Atuba, citando este último como insalubre.

Encyonema silesiacum foi frequentemente encontrado em ambientes que apresentam baixos níveis de nutrientes, principalmente de fósforo, como registrado por Stenger-Kovács *et al.* (2007), Blanco, Ector e Bécáres (2004) e Lobo *et al.* (2004a,c). Van Dam, Mertens e Sinkeldam (1944), Hofmann (1994) e Lobo, Callegaro e Bender (2002) registraram-na como tolerante a ambientes eutrofizados.

Outra espécie que foi abundante apenas em fevereiro/09, *Navicula cryptotenella*, apresentou densidades inferiores nas demais estações e foi considerada muito tolerante a altos níveis de trofia por Stenger-Kovács *et al.* (2007), Potapova e Charles (2007), Salomoni *et al.* (2006) e Lobo, Callegaro e Bender (2002, 2004a,c), indicando ambiente meso-eutrófico e β-mesossapróbico por Blanco, Ector e Bécáres (2004). Foi classificada por Van Dam e Mertens (1993), Van Dam, Mertens e Sinkeldam (1994) e Hofmann (1994) como tolerante a altas taxas de nutrientes.

Achnantheidium minutissimum apresentou densidade considerável em fevereiro/09. Ács *et al.* (2005) registrou dominância desta espécie também no verão, no Lago Velence na Hungria, de qualidade moderada e eutrófico em 2003. Em diversos trabalhos estrangeiros, *A. minutissimum* tem sido espécie característica de águas com baixos nutrientes (STENGER-KOVÁCS, 2007; PHIRI *et al.*, 2007; BLANCO; ECTOR; BÉCARES, 2004; DESCY, 1979; LANGE-BERTALOT, 1979), ou indicadora de boa qualidade da água (NUNES *et al.*, 2002). Porém no Brasil, este táxon foi registrado por Lobo *et al.* (2002, 2004a) para rios e arroios na região sul do país, e por Cetto *et al.* (2004) e Silva (2009) para o reservatório do Iraí no Paraná, ambientes eutrofizados. Registraram, assim como neste estudo, a tolerância de *A. minutissimum* à eutrofização.

CONSIDERAÇÕES SOBRE O ESTADO TRÓFICO E A INTENSA COLONIZAÇÃO DAS ÁGUAS DA REPRESA PELA MACRÓFITA *Pistia stratiotes* L.

Importantes componentes para os ecossistemas aquáticos, as macrófitas contribuem tanto em estrutura e diversidade de habitats, como fornecimento de abrigo e alimento para peixes e invertebrados e como substrato para algas perifíticas, assumindo importante papel na ciclagem de nutrientes e proteção das margens. Contudo a integridade dos corpos d'água tem relação direta com a presença da vegetação aquática, principalmente quando seu crescimento excessivo interfere nos múltiplos usos do corpo d'água (ESTEVEZ, 1998; WETZEL, 2001; THOMAZ, 2005). No Brasil, há registros da proliferação exacerbada de macrófitas aquáticas em ambientes aquáticos impactados por efluentes domésticos e industriais (BIUDES; CAMARGO, 2008).

A superfície da água da represa do Itaquí esteve totalmente colonizada por *Pistia stratiotes* durante as três primeiras coletas deste estudo. Esta macrófita produz uma grande massa vegetal, possui folhas dispostas em roseta e as raízes são fibrosas, com 20-30 cm de comprimento formando um emaranhado bastante denso disposto verticalmente na coluna d'água (KISSMANN, 1997). A superpopulação da macrófita *P. stratiotes* interferiu em ordem estética e econômica, impedindo o uso do local para pesca e atividades recreativas e causando odor desagradável devido ao processo de decomposição da biomassa.

Pode-se relacionar a intensa colonização da represa Itaquí por *Pistia stratiotes* às altas concentrações médias de fósforo registradas durante o estudo. Bini *et al.* (1999), ao estudarem a abundância e distribuição de macrófitas na represa de Itaipu, observaram que *P. stratiotes* dentre outras macrófitas flutuantes, desenvolvem-se bem em ambientes com alta disponibilidade de fósforo e nitrogênio. Observado também por Pedralli (2003) em diversos reservatórios, especialmente naqueles construídos para fins de geração de energia (UH), espécies de macrófitas incluindo *P. stratiotes* estão diretamente relacionadas à eutrofização progressiva dos corpos d'água em várias regiões do país, indicando que a água não apresenta boa qualidade e pode estar com seus usos comprometidos. Na represa hipereutrífica de Americana (SP), também foi observado por Lopes-Ferreira (2000) a formação de extensos bancos de *P. stratiotes*. Estudos recentes sobre macrófitas aquáticas sugerem que a eutrofização artificial pode resultar na intensa proliferação das mesmas (BIUDES; CAMARGO, 2008).

Porém é sabida a ampla contribuição das macrófitas aquáticas para a qualidade das águas, atuando como filtros biológicos na redução de metais pesados e nutrientes. Em estudo no Lago das Garças, em São Paulo, que abrangeu etapas de completa colonização por macrófitas aquáticas até sua remoção, Bicudo *et al.* (2006) notaram que a classificação do lago como hipereutrífico só foi percebida após a retirada das macrófitas devido ao fósforo estar adsorvido nas mesmas. Estudos como tal atestam o potencial de despoluição do ambiente exercido pelas macrófitas, despertando o interesse em utilizá-las em sistemas de tratamento de efluentes, as quais removeriam nutrientes da água estocando-o em sua biomassa (TILLEY *et al.*, 2002 *apud* BIUDES; CAMARGO, 2008).

Um estudo realizado em 2006 na represa Itaquí, pela equipe técnica da SANEPAR, concluiu que a elevada cobertura superficial de macrófitas (*P. stratioides*) foi capaz de remover 84% da carga de fósforo do ambiente, mantendo as características físicas e químicas dentro dos valores permitidos para a resolução CONAMA 357, (SANEPAR, 2006, não publicado). Entretanto, a hipertrofia registrada durante

todo o estudo na represa Itaquí entre os anos de 2008 e 2009, sugere que, com o passar dos anos as grandes massas da macrófita perderam seu potencial de despoluição, pois a decomposição faz com que os nutrientes contidos na biomassa vegetal retornem ao ecossistema sobrecarregando-o. Segundo Esteves e Barbosa (1986) a eliminação desta massa através de remoção mecânica é importante no processo de deseutrofização.

Outro fato a salientar, é o estudo realizado por Crossetti e Bicudo (2008) ao longo de oito anos no Lago das Garças, ambiente eutrófico, que após a remoção da macrófita que predominava em 70% da superfície do lago, uma massa permanente de cianobactérias se estabeleceu, havendo espécies como *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Aphanizomenon gracile*, potencialmente tóxicas.

Sugere-se que o período posterior à remoção das macrófitas na represa Itaquí seja avaliado e monitorado, objetivando diagnosticar as fontes de poluição do rio Itaquí, visando em ações futuras diminuir o aporte de fósforo no ambiente. Ao reduzir as concentrações de nutrientes disponíveis no meio, evitar-se-ia a proliferação das macrófitas em grandes massas e sua retirada mecânica constante.

CONSIDERAÇÕES SOBRE A CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL E A RESOLUÇÃO CONAMA N.º. 357 (2005)

Analisando-se os dados pontuais físicos e químicos, bem como a característica hipereutrófica da represa Itaquí, optou-se por salientar a Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) N.º. 357, de 17 de março de 2005, que dispõem sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais.

As condições e padrões transitaram entre as Classes III e IV. Devido aos fins aos quais o corpo d'água é destinado, e como a própria resolução ressalta, o enquadramento deve-se basear não no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade. Utilizaram-se os parâmetros descritos que estabelecem as condições de qualidade de água para corpos d'água de classe II, devido ser destinada principalmente ao abastecimento e consumo humano, à atividade de pesca e irrigação de hortaliças e plantas frutíferas.

Dos parâmetros físico-químicos analisados, apresentaram valores discrepantes ao estabelecido pela Resolução CONAMA N.º. 357 de 2005:

- DBO₅ (até 5mg/L O₂): o valor registrado (entre <10 e 16 mg/L) apresentou-se acima do permitido. Porém, a Resolução prevê que os limites estabelecidos para as águas de classes II e III poderão ser elevados quando a capacidade do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido previstas não sejam desobedecidas.
- oxigênio dissolvido (não inferior a 5 mg/L): a concentração de oxigênio (entre 0,85 e 3,5 mg/L) foi muito inferior a permitida, exceto em fevereiro/09 (5,65 mg/L), quando os valores foram limítrofes.

Ambas as variáveis encontram-se acima do valor estabelecido. Através de dados de DQO₅ pode-se determinar um gradiente de poluição orgânica, pois informa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica pela decomposição microbiana aeróbia. Um alto valor de DBO pode significar um incremento na microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, acarretando odores e sabores desagradáveis à água (CETESB, 2009). Pode indicar ainda um aporte de origem orgânica ou despejos de esgotos, e como no caso da represa Itaquí, ser oriunda da decomposição das massas de macrófitas presentes.

Vários fatores podem interferir na concentração do oxigênio dissolvido como alteração sazonal, reações químicas, ações antrópicas e respiração de organismos, por exemplo. O déficit de oxigênio dissolvido pode alterar a comunidade aquática, onde a maior parte dos organismos desaparece ou é substituída por organismos especializados tolerantes a baixos níveis de oxigênio (ESTEVES, 1998).

- pH (6,0 a 9,0): o ambiente apresentou-se acidificado (entre 5,71-6,62), atingindo valores próximos aos valores limítrofes previsto pela Resolução.

O processo de decomposição da intensa comunidade de macrófitas flutuantes pode estar influenciando os valores de pH, devido à respiração de bactérias e demais organismos heterotróficos que geralmente liberam CO₂, composto que se dissocia em gás carbônico e H⁺, baixando o pH da água.

- fósforo total (0,030 mg/L P): o valor registrado (entre 0,5-1,49 mg/L) mostrou-se muito superior ao permitido. A Resolução prevê que tais valores podem ser alterados em decorrência de condições naturais ou quando estudos ambientais comprovem que a poluição difusa não acarreta prejuízos no enquadramento do corpo de água.

- clorofila a (até 30µg/L): o valor registrado (em média 65,93 µg/L) mostrou-se superior ao permitido.

Durante todo o período de estudo na represa Itaquí, um ambiente muito eutrofizado, a concentração de fósforo total manteve-se alta sendo quase três vezes maior que o valor permitido para ambientes lênticos (CONAMA 357). Quanto à clorofila, que representa a produção da biomassa algal, os valores também se mantiveram superiores ao estabelecido.

A biomassa fitoplanctônica que se desenvolve em resposta ao fósforo, muitas vezes é formada por cianobactérias, cujas densidades também são parâmetros importantes quando trata-se de qualidade de água. Esses organismos além de reduzir a penetração de luz na coluna d'água devido às grandes massas formadas, são também potenciais produtoras de toxinas. A microbiota que se desenvolve em resposta às condições do ambiente, bem como a massa de macrófitas que também é favorecida, podem conferir ao ambiente substâncias que causem gosto ou odor, outro parâmetro citado na Resolução.

Quanto aos coliformes termotolerantes, a Resolução prevê que para águas doces de classe II seja obedecida a resolução CONAMA n. 274, de 2000 quando o corpo d'água é destinado à recreação de contato primário. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes

termotolerantes por 100 mL em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para classe III, e uso de recreação de contato secundário, não deverá ser excedido um limite de 2500 coliformes termotolerantes, e para dessedentação de animais criados confinados não deverá ser excedido o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras com frequência bimestral. As coletas realizadas não seguiram a frequência bimestral recomendada, portanto não se pode afirmar que a alta concentração de coliformes termotolerantes registrada supere o máximo permitido para um corpo d'água ser considerado "satisfatório" ou próprio. Porém pode-se afirmar que as altas concentrações registradas nos trimestres não satisfazem aos padrões bacteriológicos de potabilidade estabelecidos pela Portaria nº. 518/2004 do Ministério da Saúde.

Considerando-se que as variáveis analisadas estejam caracterizando um ambiente impactado, sugere-se que um acompanhamento mais detalhado seja realizado. Devido aos fins que este corpo d'água é destinado, o mesmo não apresenta boa qualidade. A Resolução CONAMA nº. 357 considera que "a saúde e o bem estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas", sustentado este argumento.

A resolução CONAMA Nº. 357 não estabelece valores limítrofes para o ortofosfato, ou fosfato reativo, entretanto este assume grande importância por ser a principal forma assimilada pelos organismos fotossintetizantes aquáticos, onde em lagos tropicais devido à alta temperatura, o metabolismo dos mesmos aumenta consideravelmente, fazendo com que seja rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa (ESTEVES, 1998). Na represa Itaquí foram registradas concentrações entre 0,02 e 0,15 mg/L.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES (ITAQUI)

A represa Itaquí foi considerada um ambiente hipereutrófico. Esta classificação foi dada através da ponderação entre o resultado do índice aplicado para o fósforo total e para a clorofila, os quais resultaram na classificação eutrófica e supereutrófica, respectivamente, para as águas da represa.

A análise taxonômica permitiu a identificação de 124 táxons, dentre os quais 112 em nível infragenérico e 12 em nível de gênero. Destes, 22 representam novas citações para o estado do Paraná. Sugere-se que haja continuidade nos estudos taxonômicos, pois os táxons cujas identidades não foram encontradas na literatura podem representar novas espécies para a ciência.

As assembléias de diatomáceas abundantes na represa Itaquí foram: *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema parvulum* f. *saprophilum*, *Eunotia bilunaris*, *Nitzschia palea*, *Sellaphora seminulum*, *Eolimna minima*, *Lemnicola hungarica*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Aulacoseira italica*, *Fragilaria familiaris*, *Encyonema silesiacum*, *Achnantheidium minutissimum*, e *Navicula cryptotenella*. Dentre as espécies, *G. parvulum* foi abundante em todas as amostras analisadas.

Considerou-se que as espécies abundantes e dominantes foram as que melhor caracterizaram as condições físicas e químicas do ambiente, basicamente pelo desenvolvimento em densidades mais

elevadas no ambiente eutrofizado, fornecendo boas indicações da estação amostrada, podendo ser consideradas como descritoras do ambiente. Todas já foram citadas em literatura para ambientes eutrofizados, sendo este levantamento uma contribuição aos estudos futuros que visam selecionar espécies bioindicadoras.

Os dados físicos e químicos mensurados revelam um perfil de ambiente degradado, segundo a Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) N°. 357, de 17 de março de 2005. As condições e padrões apresentaram-se acima do estabelecido para ambiente de classe II, transitando entre as classes III e IV.

Considerando-se que as variáveis analisadas estejam caracterizando um ambiente impactado, sugere-se que um acompanhamento mais detalhado da qualidade da água seja realizado. Devido aos fins que este corpo d'água é destinado, o mesmo não apresenta boa qualidade.

Sugere-se que a água destinada a análises físicas e químicas seja amostrada em mais pontos da represa, e também no rio Itaquí, de modo a diagnosticar as fontes de aporte de fósforo, uma vez que o rio recebe efluentes industriais e domésticos, prováveis contaminantes.

A grande massa da macrófita aquática *Pistia stratiotes* que se desenvolveu no local é um indício de eutrofização. Diversos estudos em reservatórios brasileiros vêm comprovando que esta macrófita, bem como outras espécies de macrófitas flutuantes, desenvolve-se bem em ambientes com alta disponibilidade de fósforo e nitrogênio.

Sugere-se que o ambiente seja monitorado através de análises fitoplanctônicas, uma vez que após a remoção das macrófitas, a disponibilidade de fósforo no ambiente pode aumentar, favorecendo o desenvolvimento de massas de cianobactérias. Esses organismos além de reduzir a penetração de luz na coluna d'água devido às grandes massas formadas, são também potenciais produtoras de toxinas.

A análise dos dados de densidades, riqueza, clorofila e o dendrograma gerado, permitiram interpretar que o desenvolvimento da comunidade de diatomáceas foi favorecido com o aumento da temperatura ocorrido nos meses mais quentes do ano, um indicativo de sazonalidade.

Sugere-se que estudos mais detalhados sejam desenvolvidos prevendo amostragem de dados físicos, químicos e biológicos mais frequentes para uma melhor avaliação das interferências ambientais sobre a comunidade perifítica de diatomáceas, progredindo para estudos de tolerância e bioindicação em ambientes hipereutróficos.

Sugere-se que maior número de réplicas (maior "n") seja amostrado, e que se realizem amostragens mais frequentes, para visualizar mais claramente a substituição das espécies. Sugere-se maior frequência na amostragem tanto dos dados físicos e químicos quanto das diatomáceas.

3.5 RESERVATÓRIO DAS ARAUCÁRIAS

Os substratos escolhidos para amostrar a comunidade perifítica do ambiente foram as macrófitas *Chara martiana* Wallman, *Hydrocotyle ranunculoides* L. f., *Ludwigia* sp., *Heteranthera zosterifolia* Mart. e *Potamogeton polygonus* Cham. & Schldtl.

As variáveis físicas e químicas mensuradas estão compiladas na tabela 1.

Tabela 1 – Variáveis físicas e químicas da água da Represa das Araucárias em General Carneiro.

Variáveis ambientais	Janeiro/2007
pH	7,3
Temperatura da água C°	25,1
Condutividade (µS)	31,6
Sais Totais Dissolvidos (mg/l)	17,5
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	8,3
Oxigênio saturado (%)	87,5
Clorofila (µg.L ⁻¹)	4,61
PTotal (mg.L ⁻¹ P)	0,05

O cálculo do IET (índice de estado trófico) da represa foi 56,19, resultado que correspondeu a ambiente mesotrófico no verão.

A flora de diatomáceas perifíticas da represa das Araucárias foi composta por 141 táxons, distribuídos em 34 gêneros. Dezesesseis espécies foram comuns entre as macrófitas. Diante da riqueza de plantas aquáticas, selecionaram-se cinco espécies para remoção do perifíton e estudo da composição e predominância de diatomáceas.

Em *Heteranthera zosterifolia* foi registrado 72 táxons, sendo 67 espécies, cinco variedades e um em nível genérico. Quatorze espécies foram exclusivas desta macrófita. *Hydrocotyle ranunculoides* teve 70 táxons, consistindo em 63 espécies, seis variedades e um em nível genérico. Doze espécies foram particulares de *Hydrocotyle ranunculoides*. *Chara martiana* teve 59 espécies, seis variedades e dois em nível genérico. Espécies exclusivas somaram 13. Em *Ludwigia* sp. foram registradas 49 espécies, cinco variedades, uma forma e um em nível genérico. Foram 12 espécies de diatomáceas exclusivas. *Potamogeton polygonus* teve o menor número de espécies somando 33, além de seis variedades e uma forma. Exclusivas foram 8.

Os gêneros que melhor representaram a diatomoflórula presente nas macrófitas foram *Eunotia*, *Pinnularia* e *Gomphonema*. Segundo Round *et al.* (1990) representantes do gênero *Eunotia* são freqüentemente encontrados no epifítion e metafítion de águas oligotróficas e se aderem ao substrato pela liberação de almofadas de mucilagem. O gênero *Gomphonema* é comumente registrado como liberando almofadas de mucilagem e também longos pedúnculos liberados pelo campo de poros apicais (Cox 1996; Peterson 1996). Representantes de *Pinnularia* geralmente são encontrados no sedimento, eles não possuem estratégias de fixação, mas liberam mucilagem pela rafe para auxiliar na locomoção sobre os substratos (Cox 1996; Round *et al.* 1990).

Heteranthera zosterifolia obteve maior riqueza de espécies de diatomáceas e maior número de espécies exclusivas, ao passo que *Potamogeton polygonus* obteve os menores valores para riqueza e espécies exclusivas (Figura 2).

Foram 14 espécies abundantes, sendo *Achnantheidium minutissimum* abundante em todas as macrófitas. As demais espécies foram *Discostella stelligera*, *Encyonema neomesianum*, *Eunotia bilunaris*, *E. flexuosa*, *Gomphonema angustatum*, *G. auritum*, *G. gracile*, *G. parvulum*, *Navicula cryptocephala*, *N. cryptotenella*, *N. heimansioides*, *N. radiosa* e *Ulnaria delicatissima* (Tabela 2).

Tabela 2 – Representatividade das espécies abundantes para cada macrófita da represa das Araucárias.

	<i>Heteranthera zosterifolia</i>	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	<i>Ludwigia sp.</i>	<i>Chara martiana</i>	<i>Potamogeton polygonus</i>
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	20,4%	15%	19,2%	15,1%	10,9%
<i>Discostella stelligera</i>	3,5%	3,9%	-	5,3%	-
<i>Encyonema neomesianum</i>	-	3,9%	-	-	4,9%
<i>Eunotia bilunaris</i>	-	-	20,9%	-	-
<i>Eunotia flexuosa</i>	-	-	-	-	4,7%
<i>Gomphonema angustatum</i>	-	5,5%	22,2%	5,6%	6,8%
<i>Gomphonema auritum</i>	7,6%	-	-	-	-
<i>Gomphonema gracile</i>	6,9%	25,5%	-	9,2%	17,2%
<i>Gomphonema</i>	-	5,3%	-	7%	9,4%

<i>parvulum</i>					
<i>Navicula cryptocephala</i>	23,1%	11,4%	-	19,5%	10,4%
<i>Navicula cryptotenella</i>	12,7%	13,6%	-	18,5%	10,2%
<i>Navicula radiosa</i>	-	3,6%	-	-	-
<i>Navicula heimansioides</i>	4,4%	-	-	-	-
<i>Ulnaria delicatissima</i>	-	-	18,7%	-	-

Toporowska *et al.* (2008) encontraram *Achnantheidium minutissimum* como espécie abundante em *Polygonum lucens* e em espécies de *Chara*, assim como Comte e Cazaubon (2002) ao analisarem o epifítion de folhas e caules de *Potamogeton densus* e inter-nós de *Chara vulgaris*.

Hassan *et al.* (2009) encontraram também entre as diatomáceas de hábito epifítico *Achnantheidium minutissimum* e *Gomphonema parvulum* em um lago dos pampas argentinos, em que possui algumas zonas cobertas por macrófitas como *Ludwigia* sp., *Hydrocotyle* sp., *Potamogeton* além de espécies da ordem Charales. Troeger (1978) assim como no presente trabalho encontrou *A. minutissimum*, *Discostella stelligera*, *Gomphonema gracile*, *G. parvulum*, *Navicula cryptocephala* em *Chara* sp.

A diversidade específica (H') mostrou que a comunidade perifítica de diatomáceas em *Ludwigia* teve alta diversidade (0,8224) combinada com alta equitabilidade (E) (0,7897). Já *Potamogeton polygonus* (1,1696) obteve maior diversidade de espécies seguida de maior equitabilidade (J) (0,8474), assim como as demais macrófitas. Os valores para dominância foram baixos para todas as amostragens (Tabela 3, Figura 3).

Tabela 3 - Diversidade de Shannon (H') (bits.ind^{-1}), equitabilidade (E) e dominância (D) da comunidade de diatomáceas das macrófitas da represa das Araucárias.

	H'	E	D
<i>Heteranthera zosterifolia</i>	1,1085	0,6829	0,1268
<i>Ludwigia</i> sp.	0,8224	0,7897	0,1732
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	1,069	0,7102	0,1286
<i>Chara martiana</i>	1,0892	0,761	0,1161

<i>Potamogeton polygonus</i>	1,1696	0,8474	0,0857
------------------------------	--------	--------	--------

Figura 3 – Diversidade de Shannon (H') (bits.ind^{-1}), equitabilidade (E) e dominância (D) da comunidade de diatomáceas das macrófitas da represa das Araucárias.

A similaridade diatomoflorística entre as macrófitas (Figura 3) mostrou primeiro a formação de dois grupos principais (27%), agrupando *Hydrocotyle ranunculoides*, *Chara martiana*, *Ludwigia* sp. e *Heteranthera zosterifolia*, e na outra ramificação, ficando somente *Potamogeton polygonus*. No segundo nível de corte (34%) separou em dois grupos *Ludwigia* sp. e *Heteranthera zosterifolia* (37,5%) e *Hydrocotyle ranunculoides* e *Chara martiana* (51,5%). Em suma, a comunidade de diatomáceas perifíticas que se apresentou mais dessemelhante foi a de *Potamogeton polygonus*. A diversidade de espécies de diatomáceas esteve melhor relacionada com a homogeneidade das espécies nas diferentes macrófitas.

O primeiro nível de corte (36%) formou dois grupos, separando a macrófita *Ludwigia* sp. das demais. O segundo corte (53,5%) separou *Heteranthera zosterifolia*. *Chara martiana* foi separada no terceiro nível de corte (72%). O maior nível de corte (78,5) agrupou *Potamogeton polygonus* e *Hydrocotyle ranunculoides*, sendo estas as mais similares em relação as espécies encontradas durante a contagem.

Heteranthera zosterifolia teve o maior número de indivíduos, seguido de *Ludwigia* sp., *Potamogeton polygonus*, *Hydrocotyle ranunculoides* e *Chara martiana*.

Diatomáceas epifíticas em *Characeae*, Represa das Araucárias, General Carneiro – Paraná

Resultados e Discussões

A análise qualitativa das diatomáceas epifíticas aderidas à *Characeae*, proveniente da Represa das Araucárias, no município de General Carneiro, Paraná, permitiu a identificação de 60 táxons, entre os quais se incluem 55 espécies, 5 variedades que não as típicas, enquadrados em 26 gêneros e incluídos em 19 famílias: Stephanodiscaceae (1) Melosiraceae (1), Aulacoseiraceae (2), Orthoseiraceae (1), Fragilariaceae (3), Eunotiaceae (10), Cymbellaceae (8), Gomphonemataceae (4), Achnanthidiaceae (1), Diadesmidaceae (4), Amphipleuraceae (2), Brachysiraceae (1), Neidiaceae (1), Sellaphoraceae (2), Pinnulariaceae (5), Naviculaceae (5), Stauroneidaceae (5), Bacillariaceae (1), Surirellaceae (3).

As famílias mais representativas foram Eunotiaceae (16,7%) e Cymbellaceae (13,3%). Os gêneros com maior número de espécies e variedades foram *Eunotia* com 10, *Pinnularia* com 5, e *Gomphonema* com 4 táxons.

Segundo CANTER-LUND e LUND (1995) o gênero *Navicula* caracteriza-se por apresentar espécies móveis, normalmente observadas entre outras algas. *Navicula trivialis* (22%), *Navicula cryptotenella* (18%) e *Navicula cryptocephala* (8%) foram bastante representativas na contagem em lâmina permanente sob M.O. Também registrou-se *Discostella stelligera* (13%), espécie caracteristicamente planctônica (ROUND; CRAWFORD; MANN, 1990) e *Encyonema silesiacum* (5%), normalmente encontrada formando colônias em tubos de mucilagem (CANTER-LUND; LUND, 1995). Talvez a ausência de correnteza facilite a permanência destas espécies não aderidas sobre o substrato analisado.

Achnantheidium minutissimum (12%) também foi representativo, este gênero é caracterizado por apresentar-se adnato ao substrato através da mucilagem secretada pela rafe (COX, 1996).

De acordo com ROUND, CRAWFORD e MANN (1990) representantes do gênero *Gomphonema* são normalmente encontrados no perifíton aderindo-se ao substrato através de pendúnculos mucilaginosos. Neste estudo *Gomphonema gracile* (13%) e *Gomphonema auritum* (9%) foram abundantes na contagem em lâmina permanente. Estratégias de fixação parecem conferir vantagem seletiva, pois os indivíduos permanecem aderidos ao substrato apesar dos distúrbios que podem ocorrer no ambiente (STEVENSON, 1996).

Diatomáceas epifíticas em *Potamogeton polygonus* Cham. & Schldl., Represa das Araucárias, General Carneiro-Paraná

Resultados e Discussões

A análise qualitativa das diatomáceas epifíticas aderidas à *Potamogeton polygonus*, proveniente da Represa das Araucárias, no município de General Carneiro, Paraná, permitiu a identificação de 40 táxons, entre os quais incluem-se 47 espécies, 9 variedades que não as típicas, enquadrados em 17 gêneros e incluídos em 14 famílias: Stephanodiscaceae (1), Fragilariaceae (1), Eunotiaceae (1), Cymbellaceae (2), Gomphonemataceae (1), Achnanthidiaceae (2), Diadesmiaceae (1), Amphipleuraceae (1), Sellaphoraceae (1), Pinnulariaceae (1), Naviculaceae (1), Stauroneidaceae (1), Bacillariaceae (1), Surirellaceae (2). As espécies determinadas constam da planilha anexada, juntamente com as medidas. Ver tabela.

As famílias mais representativas foram Eunotiaceae, Pinnulariaceae e Gomphonemataceae (12,5% cada). Os gêneros com maior número de espécies e variedades foram *Eunotia*, *Gomphonema* e *Pinnularia* (5 táxons cada).

Segundo ROUND, CRAWFORD e MANN (1990), o gênero *Gomphonema* caracteriza-se pela presença de campo de poros apicais localizados em uma das extremidades valvares, tal estrutura é responsável pela secreção de mucilagem e aderência dos indivíduos ao substrato. Neste estudo

Gomphonema parvulum (30%) foi bastante representativo na contagem em lâmina permanente sob M. O., registrou-se também em grande quantidade *Gomphonema gracile* (25%).

Segundo CANTER-LUND e LUND (1995) o gênero *Navicula* caracteriza-se por apresentar espécies móveis, normalmente observadas entre outras algas. Neste estudo registrou-se *Navicula trivialis* (11%) e *Navicula cryptocephala* (11%) . Encontrou-se em grande quantidade dois gêneros de *Eunotia*, *Eunotia bilunaris* var. *lineares* (9%), e *Eunotia flexuoso* (7%). Também foram registradas *Discostella stelligera* (7%), espécie caracteristicamente planctônica (ROUND; CRAWFORD; MANN, 1990).

Talvez a ausência de correnteza facilite a permanência destas espécies não aderidas sobre o substrato analisado.

Diatomáceas epifíticas em *Hydrocotyle* sp., Represa das Araucárias, General Carneiro – Paraná

Resultados e Discussões

A análise qualitativa das diatomáceas epifíticas associadas à *Hydrocotyle* sp. proveniente da Represa das Araucárias, no município de General Carneiro, Paraná, permitiu a identificação de 64 táxons, entre os quais se incluem 57 espécies, 6 variedades que não as típicas, e um táxon em nível genérico, enquadrados em 24 gêneros e incluídos em 18 famílias: Stephanodiscaceae (1) Melosiraceae (1), Aulacoseiraceae (2), Fragilariaceae (1), Eunotiaceae (11), Cymbellaceae (7), Gomphonemataceae (6), Achnanthidiaceae (1), Diadesmidaceae (3), Amphipleuraceae (2), Brachysiraceae (1), Neidiaceae (1), Sellaphoraceae (2), Pinnulariaceae (12), Naviculaceae (4), Stauroneidaceae (4), Bacillariaceae (3), Surirellaceae (2).

As famílias mais representativas foram Pinnulariaceae (18,8%), Eunotiaceae (17,2%), e Gomphonemataceae (9,4%). Os gêneros com maior número de espécies e variedades foram *Pinnularia* com 12, *Eunotia* com 11 e *Gomphonema* com 6 táxons.

Não foi possível a identificação em nível infragenérico de *Eunotia* sp. devido à ausência de material semelhante na literatura consultada.

Segundo ROUND, CRAWFORD e MANN (1990), o gênero *Gomphonema* caracteriza-se pela presença de campo de poros apicais localizado em uma das extremidades valvares, tal estrutura é responsável pela secreção de mucilagem e aderência dos indivíduos ao substrato. Neste estudo *Gomphonema gracile* (39%) foi bastante representativo na contagem em lâmina permanente sob M.O., também registrou-se em menor quantidade *Gomphonema auritum* (9%). *Achnanthidium minutissimum* (9%) também foi bastante representativo, este táxon caracteriza-se por apresentar-se adnato ao substrato através da mucilagem secretada pela rafe (COX, 1996). Estratégias de fixação parecem conferir vantagem seletiva, pois os indivíduos permanecem aderidos ao substrato apesar dos distúrbios que podem ocorrer no ambiente (STEVENSON, 1996).

Segundo COX (1996) o gênero *Navicula* caracteriza-se por apresentar espécies móveis, normalmente observadas entre outras algas no perifíton. *Navicula trivialis* (11%), *Navicula cryptotenella* (19%) e *Navicula cryptocephala* (4%) foram bastante representativas na contagem em lâmina permanente. Também registrou-se *Discostella stelligera* (5%), espécie planctônica (ROUND; CRAWFORD; MANN, 1990) e *Encyonema silesiacum* (4%), normalmente encontrado formando colônias em tubos de mucilagem (CANTER-LUND; LUND, 1995). Talvez a ausência de correnteza facilite a permanência destas espécies não aderidas sobre o substrato analisado.

Referências Bibliográficas

- ÁCS, É.; RESKÓNÉ, N. M.; SZABÓ, K.; TABA, G.; KISS, K. T. Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of lake Velence – Recommendations and Assignments. *Acta Botanica Hungarica*, v. 47, n. 3-4, p. 211-223. 2005.
- ALBAY, M.; AKCAALAN, R. Comparative study of periphyton colonisation on common reed (*Phragmites australis*) and artificial substrate in a shallow lake, Manyas, Turkey. *Hydrobiologia*, v. 506-509, p. 531-540. 2003.
- ALGARTE, V. M.; MORESCO, C.; RODRIGUES, L. Algas do perifíton de distintos ambientes na planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá, Maringá*, v. 28, n. 3, p. 243-251. 2006.
- ALMEIDA, S. F. P. Use of diatoms for freshwater quality evaluation in Portugal. *Limnetica*, v. 20, n. 2, p. 205-213. 2001.
- ALMEIDA, S. F. P.; GIL, M. C. Ecology of freshwater diatoms from the central region of Portugal. *Cryptogamie. Algologie*, v. 22, n. 1, p. 109-126. 2001.
- ALMEIDA, S. F. P.; GIL, M. C. As diatomáceas na avaliação biológica da qualidade das águas doces superficiais. *Revista de Biologia (Lisboa), Lisboa*, v.16, p.169-175. 1998.
- ALVES, L. Z. Fitoplâncton do Reservatório Piraquara I, Piraquara, Paraná: fatores reguladores das dinâmicas temporal e vertical. 70 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.
- ATAZADEH, I.; SHARIFI, M.; KELLY, M. G. Evaluation of the Trophic Diatom Index for assessing water quality in River Gharasou, western Iran. *Hydrobiologia*, v. 589, p. 165-173. 2007.
- BARBOSA, J. E. L.; ANDRADE, R. S.; LINS, R. P.; DINIZ, C. R. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido brasileiro. *Revista de Biologia e Ciências da Terra. Suplemento especial n. 1. 2º semestre*. 2006.
- BELLINGER, B. J.; COCQUYT, C.; O'REILLY, C. M. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia*, v. 573, p. 75-87. 2006.
- BICUDO, C. E. M.; RAMÍREZ R., J.J.; TUCCI, A.; BICUDO, D. C. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, 1999. p. 451-507.

- BICUDO, D. C. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifíton. *Acta Limnologica Brasílica*.v. 3. p. 459-475. 1990
- BIGGS, B. J. F. Patterns in benthic algae of streams. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press 1996. Section 1: Patterns of benthic algae in aquatic ecosystems, ch.2, p. 31-56.
- BLANCO, S.; ECTOR, L.; BÉCARES, E. Epiphytic diatoms as water quality indicators in Spanish shallow lakes. *Vie Milieu*, v. 54, n. 2-3, p. 71-79. 2004.
- BOLLMANN, H. A.; CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S. Qualidade da água e dinâmica de nutrientes. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Eds). *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Curitiba: Finep, 2005. cap. 7. p. 215 – 269 .
- BORCHARDT, M. A. Nutrients. In STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press. 1996. Section 1: Patterns of benthic algae in aquatic ecosystems, ch.7, p. 183 - 227.
- BURKHOLDER, J. M.; WETZEL, R. G. Epiphytic alkaline phosphatase activity on natural and artificial plants in a P-limited lake: Re-evaluation of the role of macrophytes as a phosphorus source for epiphytes. *Limnology and Oceanography*, v. 35. p. 736-746. 1990.
- BURKHOLDER, J. M. Interactions of benthic algae with their substrata. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press 1996. Section 2: Factors affecting benthic algae, ch.9, p. 253-297.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361-369. 1977.
- CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V. Introdução. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Eds). *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Curitiba: Finep, 2005. cap. 1. p. 27 – 44 .
- CATTANEO, A.; KALFF, J. Seasonal changes in the epiphyte community of natural and artificial macrophytes in Lake Memphremagog (Que. & Vt.). *Hydrobiologia*, v. 60, p. 135-144. 1978.
- CERRAO, G. C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; SANTOS, M. J.; RIGOLIN, O. Efeito do enriquecimento artificial sobre a biomassa do perifíton em tanques artificiais da Represa do Lobo (“Broa”). *Revista Brasileira de Biologia*. v. 51. p. 71-78. 1991.
- CETESB Variáveis de qualidade das águas: variáveis químicas – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}), disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp> acessado em 29/01/2008.
- CETTO, J. M.; LEANDRINI, J. A.; FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. Comunidade de algas perifíticas no reservatório de Irai, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá*, Maringá, v. 26, n. 1, p. 1-7. 2004.
- COLLINS, G. B.; WEBER, C. I. Phycoperiphyton (algae) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, v. 97, n. 1, p. 36-43. 1978.
- COMTE, K.; FAYOLLE, S.; ROUX, M. Quantitative and qualitative variability of epiphytic algae on one Apiaceae (*Apium nodiflorum* L.) in a karstic river (Southeast of France). *Hydrobiologia*. v. 543. p. 37-53. 2005.

- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 18/03/2005.
- DELA-CRUZ, J.; PRITCHARD, T.; GORDON, G.; AJANI, P. The use of periphytic diatoms as a means of assessing impacts of point source inorganic nutrient pollution in south-eastern Australia. *Freshwater biology*, v. 51, p. 951-972. 2006.
- DENICOLA, D. M. Periphyton responses to temperature at different ecological levels. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press 1996. Section 2: Factors affecting benthic algae, ch.6, p. 149-181.
- DESCY, J. P. A new approach to water quality estimation using diatom. *Nova Hedwigia*, v. 64, p. 305-323. 1979.
- DIXIT, S. S.; SMOL, J. P. Diatom evidence of past water quality changes in Adirondack Seepage Lakes (New York, U.S.A.). *Diatom Research*, v. 10, n. 1, p. 113-129. 1995.
- DOKULIL, M. T.; SCHMIDT, R.; KOFLER, S. Benthic diatom assemblages as indicators of water quality in an urban flood-water impoundment, Neue Donau, Vienna, Austria. *Nova Hedwigia*, v. 68, n. 1-4, p. 273-283. 1997.
- EMINSON, D.; MOSS, B. The composition and ecology of periphyton communities in freshwaters. I. The influence of host type and external environment on community composition. *British Phycological Journal*, v. 15, p.429-446. 1980.
- FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. Comunidade de algas perifíticas em reservatórios de diferentes latitudes. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima. 2005a. cap. 8. p. 97-114.
- FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. Periphytic community of reservoirs cascade in Paranapanema river, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá, Maringá*, v. 27, n. 1, p. 215-223. 2005b.
- FERMINO, F. S. Avaliação sazonal dos efeitos do enriquecimento de N e P sobre o perifíton em represa tropical rasa mesotrófica (Lago das Ninféias, São Paulo). 121f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.
- FERREIRA, R. A.; SANTOS, C. M.; HENRY, R. Estudo qualitativo da comunidade perifítica no Complexo Canoas (Rio Paranapanema, SP/PR) durante as fases de pré e pós enchimento. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Eds.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima, 2005, cap.8, p. 205 – 234.
- FONSECA, I. A.; RODRIGUES, L. Comunidade de algas perifíticas em distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá, Maringá*, v. 27, n. 1, p. 21-28. 2005.
- FONTAINE, T. D.; NIGH, D. G. Characteristics of epiphyte communities on natural and artificial submersed lotic plants: Substrate effects. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 96, 293-301. 1983.
- GOLDSBOROUGH, L. G.; HICKMAN, M. A comparison of periphytic algal biomass and community structure on *Scirpus validus* and on a morphologically similar artificial substratum. *Journal of Phycology*. v. 27. p.196-206. 1991.

- GÓMÉZ, N.; LICURSI, M. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, v. 5. p. 173-181. 2001.
- GOUGH, S. B.; WOELKERLING, W. J. Wisconsin desmids. II. Aufwuchs and plankton communities of selected soft water lakes, hardwater lakes and calcareous spring ponds. *Hydrobiologia*, v. 49, p. 3-25. 1976.
- GUIMARÃES, L. J. R. Levantamento das áreas potenciais ao assoreamento da barragem Piraquara I. 91f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.
- HILL, B. H.; HERLIHY, A. T.; KAUFMANN, P. R.; STEVENSON, R. J.; McCORMICK, F. H.; JOHNSON, C. B. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 19, n. 1, p. 50-67. 2000.
- HOFMANN, G. Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica*. Berlin – Stuttgart: J. Cramer. v. 30, 241p. 1994.
- HOUK, V.; KLEE, R. The *Stelligeroid* taxa of the genus *Cyclotella* (Kützing) Brébisson (Bacillariophyceae) and their transfer into the new genus *Discostella* gen. nov. *Diatom Research*, v. 19, n. 2, p. 203-228. 2004.
- HUSTEDT, F. Die Kieselalgen. In: RABENHORST, L. *Kryptogamen-Flora*. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft, 1927-1930. v.7, parte 1, 920p.
- HUSTEDT, F. Die Kieselalgen. In: RABENHORST, L. *Kryptogamen-Flora*. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft, 1931-1959. v.7, parte 2, 845p.
- HUSTEDT, F. Die Kieselalgen. In: RABENHORST, L. *Kryptogamen-Flora*. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft, 1961-1966. v.7, parte 3, 816p.
- HUSZAR, V. L. M.; GIANI, A. Amostragem da Comunidade fitoplanctônica em águas continentais: reconhecimento de padrões espaciais e temporais. In: BICUDO, C. E. M; BICUDO, D. C. (Eds). *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: Rima, 2004.
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP. Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do estado do Paraná, no período de 1999 a 2004. Curitiba. 13p + anexos. 2004.
- IVANOV, P.; KIRILOVA, E. Benthic diatoms assemblages from different substrates of the Iskar river, Bulgária. In: Witkowski, A. (Ed.). *Proceeding of the Eighteenth International Diatom Symposium*, Miedzyzdroje, Poland 2004. p. 107-124.
- JEFFREY, S.W.; HUMPHREY, G.F. New spectrometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c* and *c2* in higher plants, algal and natural phytoplankton. *Biochemistry and Physiology, Pflanzen Bd.*, v. 167, p.191-194. 1975.
- JOHN, J. The impacts of dams on diatom assemblages: a case study from Australia on biomonitoring environmental flow. In: WITKOWSKI, A. (Ed.). *Eighteenth International Diatom Symposium*, Miedzyzdroje, Poland, 2004. Bristol: Biopress Limited, 2006. p. 125-137.
- JÚLIO JÚNIOR, H. F.; THOMAZ, S. M; AOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Distribuição e caracterização dos reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima. 2005a. cap. 1. p. 1-16.

- JÜTTNER, I; ROTHFRITZ, H.; ORMEROD, S. J. Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese Middle Hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. *Freshwater Biology*, v. 36, p. 475-486. 1996.
- KELLY, M. G.; WHITTON, B. A. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, v. 7, p. 433-444. 1995.
- KELLY, M. G. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water research*, v. 32, n. 1, p. 236-242. 1998.
- KELLY, M. G.; CAZAUBON, A.; CORING, E.; DELL'UOMO, A.; ECTOR, L.; GOLDSMITH, B.; GUASCH, H.; HÜRLIMANN, J.; JARLMAN, A.; KAWECKA, B.; KWANDRANS, J.; LAUGASTE, R.; LINDSTRØM, E. A.; LEITAO, M.; MARVAN, P.;
- KELLY, M. G. A comparison of diatoms with other phytobenthos as indicators of ecological status in streams in northern England. In: WITKOWSKI, A. (Ed.). *Eighteenth International Diatom Symposium*, Miedzyzdroje, Poland, 2004. Bristol: Biopress Limited, 2006. p. 139-151.
- KISS, M. K.; LAKATOS, G.; BORICS, G.; GIDÓ, Z.; DEÁK, C. Littoral macrophyte-periphyton complexes in two Hungarian shallow waters. *Hydrobiologia*, v. 506-509, n. 1-3, p. 541-548. 2003.
- KITNER, M; POULÍČKOVÁ, A. Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia*, v. 506-509, p. 519-524. 2003.
- KOBAYASI, H.; MAYAMA, S. Most pollution-tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. *Japanese Journal of Phycology*, v. 30, p. 188-196. 1982.
- KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae: Naviculaceae. In: Ettl, H.; Gerloff, J.; Heynig, H.; Moltenhauer, D. (Eds.). *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart & New York: G. Fischer, 1986. v.2, parte 1, 876p.
- KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H.; Gerloff, J.; Heynig, H.; Moltenhauer, D. (Eds.). *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart & New York: G. Fischer, 1988. v.2, parte 2, 596p.
- KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H.; Gerloff, J.; Heynig, H.; Moltenhauer, D. (Eds.). *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart & Jena: G. Fischer, 1991 (a). v.2, parte 3, 576p.
- KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. In: Ettl, H.; Gärtner, G.; Gerloff, J.; Heynig, H.; Moltenhauer, D. (Eds.). *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart & Jena: G. Fischer, 1991 (b). v.2, parte 4, 437p.
- KREBS, C. J. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. 4a ed. New York: Harper Collins College Publishers. 1994.
- LAING, T. E.; PIENITZ, R.; SMOL, J. P. Freshwater diatom assemblages from 23 lakes located near Norilsk, Siberia: A comparison, with assemblages from other circumpolar treeline regions. *Diatom Research*, v. 14, n. 2, p. 285-305. 1999.
- LANGE-BERTALOT, H. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimations. *Nova Hedwigia*, v. 64, p. 285-303. 1979.

- LAM, P. K. S.; LEI, A. Colonization of periphytic algae on artificial substrates in a tropical stream. *Diatom Research*, v. 14, n. 2, p. 307-322. 1999.
- LECOINTE, C.; COSTE, M.; PRYGIEL, J. "Omnidia" : software for taxonomy, calculation of diatom index and inventories management. *Hydrobiologia*, v. 260/770, p. 509-513. 1993.
- LESKINEN, E.; HÄLLFORS, G. Community structure of epiphytic diatoms in relation to eutrophication on the Hanko Peninsula, south coast of Finland. In: SIMOLA, H. (Ed.). *Proceeding of the Tenth International Diatom Symposium*, Joensuu, Finland, 1990. p. 323-333.
- LEVKOV, Z.; KRSTIC, S.; METZELTIN, D.; NAKOV, T. Diatoms of Lakes Prespa and Ohrid In: LANGE-BERTALOT, H. (Ed.). *Iconographia Diatomologica: annotated diatom micrographs*. Königstein/Germany: A. R. G. Gantner Verlag K. G. 2007. v. 16. 613p.
- LIM, D. S. S.; SMOL, J. P.; DOUGLAS, M. S. V. Diatom assemblages and their relationships to lakewater nitrogen levels and other limnological variables from 36 lakes and ponds Banks Island, N.W.T., Canadian Arctic. *Hydrobiologia*, v. 586, p. 191-211. 2007.
- LOBO, E. A.; BUSELATO-TONIOLLI, T. C. Tempo de exposição de um substrato artificial para o estabelecimento da comunidade do perifiton no curso inferior do rio Caí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rickia*, v.12, 35-51p. 1985.
- LOBO, E. A.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marinha, Valparaíso*, v. 22, n. 1, p. 1-29. 1986
- LOBO, E. A.; TORGAN, L. C. Análise da estrutura da Comunidade de diatomáceas (Bacillariophyceae) em duas estações do sistema Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 1, n. 3, 103-119p. 1988.
- LOBO, E. A. Comparative study of the approaches for evaluation of river water quality using epilithic diatom assemblages. 237f. Tese de Doutorado – University of Fisheries, Tokyo, 1995.
- LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. M.; OLIVEIRA, M. A.; SALOMONI, S. E.; SCHULER, S.; ASAI, K. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí basin, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Botânica*. Porto Alegre, n. 47, p. 45-72. 1996.
- LOBO, E. A. Diatomáceas epilíticas na bioindicação e no monitoramento da qualidade da água de rios. *Anais do IV Congresso Latino Americano de Ficologia*. 1998. v. 1. p. 279-292.
- LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. M.; BENDER, E. P. Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Santa Cruz do Sul: EDUNISC. 2002.
- LODGE, D. M. Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany*, v. 41, p. 195-224. 1991.
- LORENZEN, C. J. "Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations". *Limnology and Oceanography*, v. 12, p. 343-346. 1967.
- LOWE, R. Periphyton patterns in lakes. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press. 1996. Section 2: The lentic periphyton community, cap. 3, p. 57-76.

- LOWE, R. L.; PAN, Y. Benthic algal communities as biological monitors. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds). Algal ecology: freshwater benthic ecosystems. San Diego: Academic Press. 1996. Section 3: The niche of benthic algae in freshwater ecosystems, cap.22, p. 705-739.
- LUDWIG, T. A. V.; TREMARIN, P. I.; BECKER, V.; TORGAN, L. C. *Thalassiosira rudis* sp. nov. (Coscinodiscophyceae): A new freshwater species. Diatom Research, v. 23, n. 2, p. 389-400. 2008.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. Hydrobiologia, v. 11, p. 143-170. 1958.
- MATTILA, J.; RÄISÄNEN, R. Periphyton growth as an indicator of eutrophication; an experimental approach. Hydrobiologia, v. 377, p.15-23. 1998.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. *PC-ORD*. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. Oregon: MjM Software Design, 1997. 47p.
- MENDES, R. S.; BARBOSA, E. A. R. Efeito de enriquecimento in situ sobre a biomassa da comunidade perifítica de um córrego de altitude da Serra do Cipó (MG). Acta Limnologica, v. 14, n. 2, p. 77-86. 2002.
- MERCANTE, C. T. J.; TUCCI-MOURA, A. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 11, n.1, p. 1-14. 1999.
- METZELTIN, D.; LANGE-BERTALOT, H. 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. Königstein/Germany: Koeltz Scientific Books. 1998. v. 5. 695p.
- METZELTIN, D.; LANGE-BERTALOT, H. Diatoms of Uruguay. Compared with other taxa from South America and elsewhere. In: LANGE-BERTALOT, H. (Ed.). Iconographia Diatomologica: annotated diatom micrographs. Königstein/Germany: A. R. G. Gantner Verlag K. G. 2005. v. 15. 736p.
- METZELTIN, D.; LANGE-BERTALOT, H. Tropical Diatoms of South America II. Special remarks on biogeographic disjunction In: LANGE-BERTALOT, H. (Ed.). Iconographia Diatomologica: annotated diatom micrographs. Königstein/Germany: A. R. G. Gantner Verlag K. G. 2007. v. 18. 877p.
- MOREIRA-FILHO, H.; VALENTE MOREIRA, I. M. 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 Botânica Municipal, Curitiba, v. 47, p. 1-17. 1981.
- MORO, R. S.; BICUDO, C. E. M. Estimativa da densidade valvar de diatomáceas em lâminas permanentes e em câmaras de sedimentação: qual método utilizar? Acta Limnologica, v. 14, n. 1, p. 53 – 57. 2002.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M.; HENRY, R. Dinâmica da comunidade perifítica na Zona de desembocadura do Rio Parapanema, Represa de Jurumirim, SP. In: HENRY, R. (Ed). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, 1999. p. 713-734.
- MÜLLER, U. Production rates of epiphytic algae in a eutrophic lake. Hydrobiologia, v. 330, p. 37-45. 1996.

- MURAMAKI, E. A. Respostas das algas perifíticas da planície de inundação do alto Rio Paraná às alterações de temperatura e ao enriquecimento artificial de nutrientes. Maringá. 99.f. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Setor Ecologia, Universidade :Estadual de Maringá, Maringá, 2008.
- NEIVA, T. F. Diatomáceas briofíticas em *Sphagnum* L. SPP. E *Rhacocarpus inermis* (C. MUELL) LIND. 249f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.
- ODUM, E. P. Fundamentos de Ecologia. 7ª ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 2004.
- OLIVEIRA, M. A.; TORGAN, L. C.; LOBO, E. A.; SCHWARZBOLD, A. Association of periphytic diatom species on artificial substrate in lotic environments in the arroio Sampaio Basin, RS, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 61, n. 4, p. 523-540. 2001.
- PADISÁK, J.; PIPP, E.; PRYGIEL, J.; ROTT, E.; SABATER,S.; VAN DAM, H.; VIZINET, H. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*, v.10, p. 215-224. 1998.
- PADISÁK, J. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary) – a dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. *Journal of Ecology*. v. 80. p. 217-230. 1992.
- PAGIORO, T. A.; THOMAS, S. M.; ROBERTO, M. C. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima. 2005. cap. 2. p. 17-37.
- PATRICK, R.; REIMER, C. W. *The diatoms of United States*. Philadelphia: Academy of Natural Sciences, 1966. v. 1, 688p.
- PATRICK, R.; REIMER, C. W. *The diatoms of United States: Exclusive of Alaska and Hawaii*. Philadelphia: Academy of Natural Sciences of Philadelphia, v. 2, parte 1. 213p. 1966.
- PAVAN, G. Diatomáceas perifíticas em *Potamogeton montevidensis* Arth. Bennett (Potamogetonaceae) em ambiente lótico e lêntico. 133f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.
- PEGORINI, E. S.; CARNEIRO, C.; ANDREOLI, C. V. Mananciais de abastecimento público. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Eds). *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Curitiba: Finep, 2005. cap. 2. p. 47 – 82 .
- PHIRI, C.; DAY, J.; CHIMBARI, M.; DHLOMO, E. Epiphytic diatoms associated with a submerged macrophyte, *Vallisneria aethiopica*, in the shallow marginal areas of Sanyati Basin (Lake Kariba): a preliminary assessment of their use as biomonitoring tools. *Aquatic Ecology*, v. 41, n.2, p.169-181. 2007.
- PÔMPEO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. *Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos*. São Carlos: Rima. 2003.
- POTAPOVA, M.; CHARLES, D. F. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*, v. 7, p. 48-70. 2007.
- POULÍČKOVÁ, A.; DUCHOSLAV, M.; DOKULIL, M. Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology*, v. 39, n. 2, p. 143-152. 2004.

- PRYGIEL, J.; CARPENTIER, P.; ALMEIDA, S.; COSTE, M.; DRUART, J. C.; ECTOR, L.; GUILLARD, D.; HONORÉ, M. A.; ISERENTANT, R.; LEDEGANCK, P.; LALANNE-CASSOU, C.; LESNIAK, C.; MERCIER, I.; MONCAUT, P.; NAZART, M.; NOUCHET, N.; PERES, F.; PEETERS, V.; RIMET, F.; RUMEAU, A.; SABATER, S.; STRAUB, F.; TORRISI, M.; TUDESQUE, L.; VAN DE VIJVER, B.; VIDAL, H.; VIZINET, J.; ZYDEK, N. Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology*, v. 14, p. 27-39. 2002.
- REYNOLDS, C. S. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press. 1984. 384p.
- RIER, S. T.; STEVENSON, R. J. Response of periphytic algae to gradients in nitrogen and phosphorus in streamside mesocosms. *Hydrobiologia*. v. 561. p. 131-147. 2006.
- RODRIGUES, L.; BICUDO, D. C. Similarity among periphyton algal communities in a lentic-lotic gradient of the upper of Paraná river floodplain, Brazil. *Revista brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 235 – 248. 2001.
- RODRIGUES, L.; BICUDO, D. C.; MOSCHINI-CARLOS, V. O papel do perifíton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003. p. 211-229.
- RODRIGUES, L.; FONSECA, I. A.; LEANDRINI, J. A.; FELISBERTO, S. A.; SILVA, E. L. V. Distribuição espacial da biomassa perifítica em reservatórios e relação com o tipo de substrato. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima. 2005. cap. 7. p. 87-96.
- RODRIGUES, L. M.; LOBO, E. A. Análise da estrutura de comunidades de diatomáceas epilíticas no arroio Sampaio, município de Mato Leitão, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisa Série Botânica*, Santa Cruz do Sul, v.12, n.2, p.5-27. 2000.
- ROS, J. *Prácticas de Ecología*. Barcelona: Ed. Omega, 181p. 1979.
- ROTHFRITZ, H.; JÜTTNER, I.; SUREN, A. M.; ORMEROD, S. J. Epiphytic and epilithic diatom communities along environmental gradients in the Nepalese Himalaya: implications for the assessment of biodiversity and water quality. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 138, n. 4, p. 465-482. 1997.
- ROUND, F. E. The effect of liming on the benthic diatoms population in three Upland Welsh stream. *Diatom Research*, v. 5, n. 1, p. 129-140. 1990.
- ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN, D. G. *The diatoms: biology and morphology of the genera*. New York: Cambridge University Press. 1990.
- RUTTNER, F. Hydrographische und hydrochemische beobachtungen auf Java, Sumatra und Bali. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* v. 8, p. 197-454. 1931.
- RYAN, P. D.; HARPER, D. A. T.; WHALLEY, J. S. PAST – Palaentological Statistics. Versão 1.89. 1995.
- SALOMONI, S. E. Diatomáceas epilíticas indicadoras da qualidade de água na bacia do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil. 230f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

- SALOMONI, S. E.; ROCHA, O.; CALLEGARO, V. L.; LOBO, E. A. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 559, p. 233-246. 2006.
- SALOMONI, S. E.; TORGAN, L. C. Epilithic diatoms as organic contamination degree indicators in Guaíba Lake, Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliense*, v. 20, p. 313-324. 2008
- SANTOS, E. M. Diatomáceas perifíticas (Ochrophta) associadas a *Potamogeton polygonus* Chames. & Schlttdl. (Potamogetonaceae): Taxonomia e formas de fixação. 263f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.
- SCHIEFELE, S.; SHREINER, C. Use of diatoms for monitoring nutrients enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. In: WHITTON, B. A.; ROTT, E.; FRIEDRICH, G. (Eds.). *Use of algae for monitoring rivers*. Düsseldorf Germany: Institut für Botanik, p. 103-110. 1991.
- SCHNECK, F, TORGAN, L. C.; SCHWARZBOLD, A. Epilithic diatom community in a high altitude stream impacted by fish farming in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 19, n. 3, p. 341-355. 2007.
- SCHWARZBOLD, A. Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifíton. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 3, p. 545-592. 1990.
- SCHWARZBOLD, A. Efeitos do regime de inundação do Rio Mogi-Guaçu (SP) sobre a estrutura, diversidade, produção e estoques do perifíton da Lagoa do Infernã. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1992.
- SGRO, G. V.; REAVIE, E. D.; KINGSTON, J. C.; KIRETA, A. R.; FERGUSON, M. J.; DANZ, N. P.; JOHANSEN, J. R. A diatom quality index from a diatom-based total phosphorus inference model. *Environmental Bioindicators*, v. 2, p. 15-34. 2007.
- SHEFERD, G. J. FITOPAC 1: manual do usuário. Campinas: UNICAMP, Departamento de Botânica, 1996. 95p.
- SIMONSEN, R. The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R/V “Meteor”, 1964-65 Meteor. *Forschungsergebnisse Reihe D-Biologie*, v. 19, p.1-66. 1974.
- SOMMER, U. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In: SANDGREN, C. D (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 1988. ch. 6. p 227-260.
- STENGER-KOVÁCS, C.; BUCZKÓ, K.; HAJNAL, E.; PADISÁK, J. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic diatom index for lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*, v. 589, p. 141-154. 2007.
- STEVENSON, R. J.; BAHLS, L.L. Periphyton Protocols. In BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. (Eds.). *Rapid bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. United States Environmental Protection Agency, Washington. P. 6-1 – 6-22. 1999.
- STEVENSON, R. J. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. In STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. San Diego: Academic Press. 1996. Section 1: Patterns of benthic algae in aquatic ecosystems, ch.1, p. 8-26.
- STOERMER, E. F.; SMOL, J. P. *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge: University Press. 1999.

- TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M., CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, p. 1-34. 1983.
- TORRISI, M; RIMET, F.; CAUCHIE, H. M.; HOFFMANN, L.; ECTOR, L. Bioindication par les diatomées épilithiques et epiphytes dans la rivière Sûre (Luxembourg). *Belgian Journal of Botany*, v.139, n.1, p.39-48. 2006.
- TREMARIN, P. I. Diatomáceas (Ocrophyta) do Rio Guaraguaçu, litoral do Paraná, Brasil. 480f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.
- TUCHMAN, M. L.; STEVENSON, R. J. Comparison of clay tile, sterilized rock, and natural substrate diatom communities in a small stream in Southeastern Michigan, USA. *Hydrobiologia*, v. 75, p. 73-79. 1980.
- TUNDISI, J.G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, 1999. p. 21-38.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. In: CORDEIRO-MARINO, M.; AZEVEDO, M. T. P.; SANT'ANNA, C. L.; YAMAGUISHI-TOMITA, N.; PLASTINO, E. M. (Eds.). *Algae and environment: a general approach*. São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 1992.
- TUJI, A. Observation of developmental processes in loosely attached diatom (Bacillariophyceae) communities. *Phycological Research*, n. 48, p. 75 – 84. 2000.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, n.9, p. 1-38. 1958.
- VAN DAM, H.; MERTENS, A.; SINKELDAM, J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, v. 28, n. 1, p. 117-133. 1994.
- VAN DAM, H.; MERTENS, A. Diatoms on herbarium macrophytes as indicators for water quality. *Hydrobiologia*, v. 269/270, p. 437-445. 1993.
- VAN DEN HOEK, C.; MANN, D. G.; JAHNS, H. M. *Algae an introduction to phycology*. Cambridge: Cambridge University Press. 1995.
- VENRICK, E. L. How many cells to count? In: SOURNIA, A. (Ed.). *Phytoplankton Manual*. UNESCO, 1978. p. 167-180.
- VERCELLINO, I. S. Sucessão da comunidade de algas perifíticas em dois reservatórios do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo: Influência do estado trófico e período climatológico. 176f. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.
- VERCELLINO, I. S. Respostas do perifíton aos pulsos de enriquecimento em níveis crescentes de fósforo e nitrogênio em represa tropical mesotrófica (Lago das Ninféias, São Paulo). 116f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2007.

- VERCELLINO, I. S.; BICUDO, D. C. Sucessão da comunidade de algas perifíticas em reservatório oligotrófico tropical (São Paulo, Brasil): comparação entre período seco e chuvoso. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 29, n. 3, p. 363-377. 2006.
- VIEIRA, S. *Bioestatística: tópicos avançados*. 2 ed. Rio de Janeiro: Elsevier. 2003
- WANG, Y. K.; STEVENSON, R. J.; SWEETS, P. R.; DIFRANCO, J. Developing and testing diatom indicators for wetlands in the Casco Bay watershed, Maine, USA. *Hydrobiologia*, v. 561, p. 191-206. 2006.
- WENGRAT, S. Diatomáceas perifíticas em *Eichhornia azurea* Künth de um lago marginal do Reservatório de Itaipu, Rio São Francisco Falso, Município de Santa Helena, Paraná, Brasil. 103f. Monografia (Curso de Ciências Biológicas Bacharelado) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.
- WETZEL, R. G. *Limnologia*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993.
- WETZEL, R. G. Microcommunities and microgradients: linking nutrient regeneration, microbial mutualism and high sustained aquatic primary production. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, Bilthoven, v. 27, n.1, p. 3-9, 1993.
- WINTER, J. G.; DUTHIE, H. C. Stream epilithic, epipelic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. *Aquatic Ecology*, v. 34, p. 345-353. 2000a.
- WINTER, J. G.; DUTHIE, H. C. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 19, n. 1, p. 32–49. 2000b.
- WOSIACK, A. C. Dinâmica da comunidade de cianobactérias da praia artificial de Entre Rios do Oeste, Reservatório de Itaipu, PR. 74f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.
- YANG, J. R.; DICKMAN, M. Diatoms as indicators of lake trophic status in central Ontario, Canada. *Diatom Research*, v. 8, n. 1, p. 179-193. 1993.
- XAVIER, C. F. Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba – Paraná. 157 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1997.
- XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F. Eutrofização. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Eds) *Gestão Integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Curitiba: Sanepar/Finep. 2005. 500p.
- ZEHNDER-ALVES, L. Z. Fitoplâncton do Reservatório Piraquara I, Piraquara, Paraná: fatores reguladores das dinâmicas temporal e vertical. 70 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.
- ZELINKA, M.; MARVAN, P. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 57, n. 3, p. 389-407. 1961.