

Composição e diversidade de algas perifíticas em veredas sob diferentes impactos antrópicos (Goiás, Brasil)

Bárbara Dunck¹, Ina de Souza Nogueira² & Sirlene Aparecida Felisberto²

¹ Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Laboratório de Algas Perifíticas, Av. Colombo, 5790, Bloco G-90, CEP 87020-900 Maringá, Paraná. dunck.barbara@gmail.com

² Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, sala 201a e 201b, Campus II, CEP 74001-970, Goiânia, Goiás.

Recebido em 02.X. 2012. Aceito em 16.XII.2013

RESUMO – Dada a alta taxa de degradação provocada por ação antrópica e a importância do ficoperifiton para os ecossistemas aquáticos, o presente estudo visou testar a hipótese que veredas com níveis intermediários de nutrientes apresentam maior diversidade de algas perifíticas que as demais. Assim, avaliou-se a diversidade do ficoperifiton de 23 veredas no Estado de Goiás entre seis conservadas, nove em área de agropecuária e oito em área urbana. Todos os ambientes apresentaram pH ácido e altas concentrações de sílica. Maiores valores de riqueza e diversidade foram registrados em algumas veredas impactadas. Este estudo demonstrou que possivelmente o aumento da incidência de luz no corpo d'água provocado pela redução de mata ciliar e maior disponibilidade de nutrientes alóctones em veredas impactadas proporcionaram estes resultados. Constatou-se a importância do pH e sílica em todas as veredas para composição da comunidade de algas epifíticas, com maior riqueza de espécies de zignemafíceas e diatomáceas.

Palavras-chave: áreas úmidas, cerrado, famílias de diversidade, riqueza de espécies

ABSTRACT – **Composition and diversity of periphytic algae in veredas under different anthropogenic impacts (Goiás, Brazil).** Given the high rate of degradation and the importance of phycoperiphyton in aquatic ecosystems, the present study aimed to test the hypothesis that palm swamps with intermediate levels of nutrients have a higher diversity of periphytic algae than others. Thus, we assessed the diversity of periphytic algae communities from 23 palm swamps in Goiás State, among six conserved, nine impacted from agriculture areas, and eight in the urban area. All environments had an acidic pH and high silica concentrations. Higher values of richness and diversity were recorded in impacted palm swamps. This study demonstrated that possibly the increase in light incidence on the water body caused by the reduction of riparian vegetation and an increased of allochthonous nutrient availability in impacted palm swamps provided these results. It was noted the importance of pH and silica in all palm swamps for epiphytic algae community composition, with greatest species richness of zignemaphyceae and diatoms.

Key words: *Cerrado*, diversity family, species richness, wetland

INTRODUÇÃO

As veredas caracterizam-se como um tipo fitofisionômico importante no bioma Cerrado que se desenvolve em solos hidromórficos, podendo formar ecossistemas aquáticos (Ribeiro & Walter, 1998). Estes ambientes apresentam os buritizais (*Mauritia vinifera* L. e *M. flexuosa* Mart.) como flora fanerogâmica marcante (Ferreira, 2006), regulam o fluxo de água, sedimentos e nutrientes

entre terrenos de altitudes diferentes, e contribuem para perenidade e regularidade dos cursos de água no Cerrado (Carvalho, 1991). No entanto, apesar de já se encontrarem definidos e protegidos por leis desde 1965, as veredas vêm sendo ocupadas de forma rápida e desordenadamente (Ferreira, 2006). Estas ocupações poderão alterar a biodiversidade e ainda comprometer várias bacias hidrográficas cujas nascentes estão localizadas no bioma Cerrado. Apesar da importância desses ambientes para a região

neotropical, estudos relacionados tanto à taxonomia quanto para a diversidade e ecologia de algas nesses ecossistemas são incipientes, destacando Menezes (1986), que avalia a taxonomia de algas planctônicas da classe Euglenophyceae no estado do Mato Grosso, e Dunck *et al.* (2013), que avaliaram a distribuição de algas perifíticas em veredas no estado de Goiás.

As algas perifíticas representam um grupo expressivo entre os componentes bióticos devido à sua participação nos ciclos energéticos dos ecossistemas aquáticos continentais, e constituem um dos principais produtores primários. Assim, o ficoperifiton pode afetar o crescimento, o desenvolvimento, a sobrevivência e a reprodução de muitos organismos (Campeau *et al.*, 1994). O estabelecimento do ficoperifiton depende de vários fatores, tais como o tipo de substrato (Cattaneo *et al.*, 1997), nível de distúrbio (Biggs *et al.* 1998), disponibilidade de nutrientes (Ferragut & Bicudo, 2010), luz (Hill, 1996; Tuji, 2000), trofia do sistema (Biggs, 1996), qualidade da água e hidrodinâmica do sistema (Moschini-Carlos *et al.*, 2000), temperatura (Marcarelli & Wurtsbaugh, 2006) e herbivoria (Rosemond *et al.*, 1993).

Estudos de diversidade e riqueza de espécies são aspectos centrais em teorias e práticas ecológicas (Van Dam, 1982), que objetivam uma melhor compreensão da natureza e a otimização na conservação de recursos naturais ou recuperação de ambientes degradados (Melo, 2008). A diversidade de espécies pode ser calculada de várias formas, destacando-se os índices de diversidade que combinam dois atributos da comunidade (riqueza e equitabilidade). Entre estes índices, os não paramétricos mais comuns, Shannon e Simpson (Magurran, 2003), são os mais difundidos na literatura ecológica (Mendes *et al.*, 2008). Algumas desvantagens do uso destes índices são conhecidas, como o emprego restrito a situações comparativas, falta de critérios para escolha de determinado índice e a extrema dependência dos valores de diversidade obtidos de acordo com o índice utilizado (Melo, 2008). Uma alternativa para essas questões seria o uso de perfis (famílias) de diversidade (Peet, 1974; Tóthmérész, 1995).

Perfis de diversidade são generalizações dos índices de diversidade (Melo, 2008), a partir dos quais os valores de diversidade de uma comunidade podem ser analisados através de vários índices concomitantemente. Entre os perfis de diversidade, a Série de Hill (Hill, 1973) está entre os mais conhecidos (Melo, 2008). Na literatura ficológica geral, destaca-se um único estudo (Van Dam, 1982),

que utilizou a série de Hill para avaliar a diversidade de comunidades de algas de ambientes temperados.

O presente estudo teve por objetivo avaliar a composição e diversidade de comunidades de algas epifíticas em veredas do Estado de Goiás sob diferentes tipos de impactos antrópicos. De acordo com o pressuposto que impactos ambientais de ação antrópica alteram o equilíbrio das comunidades bióticas, testou-se a hipótese que veredas com níveis intermediários de nutrientes apresentam maior diversidade de algas perifíticas que as demais, em função do apontado por Biggs *et al.* (1998), em que valores máximos de diversidade para comunidades de algas seriam registrados em ambientes com níveis intermediários de disponibilidade de recursos.

MATERIAL E MÉTODOS

As veredas do estudo situam-se nos municípios de Caldas Novas, Catalão, Cidade de Goiás, Goiânia, Ipameri, Morrinhos e Piracanjuba. Foram amostradas 23 veredas, sendo seis situadas em áreas conservadas-com vegetação nativa no entorno superior a 50 m de largura - conforme Lei nº 7803 de 18 de julho de 1983 (Brasil, 1992), nove em áreas impactadas por agropecuária (em fazendas e áreas agrícolas) e oito em área urbana (em centros urbanos, em contato com esgoto doméstico e drenagem urbana).

As amostragens foram realizadas em agosto e setembro de 2008. Todo detalhamento como mapa da área de estudo, localização, data e horário da amostragem, presença de correnteza, posicionamento geomorfológico e cobertura vegetal estão contidos em Dunck *et al.* (2013).

As análises morfométricas das veredas como largura máxima (LARG) do corpo d'água e profundidade dos pontos amostrais (PROF) foram mensuradas conforme sugerido por Wetzel & Likens (1991). As variáveis limnológicas- pH, temperatura da água (TEMP), condutividade elétrica (COND) e turbidez (TURB) - foram medidas simultaneamente à coleta dos dados bióticos, e foram determinadas por analisador multiparâmetro de água Horiba modelo U-22. O nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (expressos em $\mu\text{g L}^{-1}$) foram mensurados de acordo com métodos padronizados (método SMWW-Norg C para nitrogênio total; método SMWW 4500-P E para fósforo total; Apha, 2005), para os quais foi coletado 1L de água bruta em cada ponto amostral, fixado in loco com 0,5 mL de ácido sulfúrico P.A. e posteriormente processado. Amostras de água para determinação da sílica (SIL) foram coletados em

cada ponto amostral e as análises (expressas em $\mu\text{g L}^{-1}$ de SiO_2) foram realizadas de acordo com Apha (2005). Para avaliar a trofia das veredas lênticas e lóticas foram utilizados dois índices, um índice de estado trófico para ambientes tropicais, que utiliza fósforo total como parâmetro (Lamparelli, 2004) e um índice para ambientes temperados, que utiliza nitrogênio e fósforo totais como parâmetros (Dodds *et al.*, 1997)

Em cada Vereda, o material perifítico foi obtido de gramíneas (Poaceae) parcialmente submersas, predominantes nos ambientes e selecionadas aleatoriamente entre plantas adultas e uniformes, sem presença evidente de predação, conforme sugerido por Rodrigues *et al.* (2004). A parte submersa da planta foi cortada e o material epifítico foi raspado com auxílio de lâmina de aço envolto em papel alumínio e auxílio de jatos d'água destilada. As áreas raspadas foram posteriormente calculadas. As amostras para análise quantitativa do material perifítico foram obtidas em réplicas e fixadas com solução de lugol acético 0,5% (Bicudo & Menezes, 2006). As amostras para determinação da clorofila-*a* (CLOR) foram obtidas em réplicas a partir de duas amostras de plantas diferentes em cada Vereda, seguindo método de extração em acetona 90% (resultados de clorofila-*a* expressos em $\mu\text{g cm}^{-2}$) de acordo com Golterman *et al.* (1978).

O material perifítico foi quantificado pelo método de Utermöhl (1958), em campos aleatórios, até atingir 100 indivíduos da espécie mais comum (Bicudo, 1990), utilizando microscópio invertido Zeiss Axiovert 25 com objetiva em aumento de 400 vezes. Para a identificação das espécies de diatomáceas, o material foi oxidado e limpo através da técnica de Simonsen (1974) modificada por Moreira-Filho & Valente-Moreira (1981). Lâminas permanentes foram preparadas utilizando resina Naphrax como meio de inclusão. A identificação das espécies foi realizada em microscópio óptico Zeiss Axioscop 40 equipado com sistema de captura de imagem. A identificação das algas foi baseada nas características morfológicas, tamanho e forma de organização do talo dos organismos, com emprego de literatura recente e atualizada. O sistema de classificação adotado para as diatomáceas foi o proposto por Medlin & Kaczmarska (2004) e para as demais classes, Round (1971) seguindo as recomendações de Bicudo & Menezes (2006).

A densidade das espécies foi estimada de acordo com Ros (1979) modificado para expressar os resultados em número de indivíduos por área (ind. cm^{-2}). A frequência de ocorrência das espécies foi calculada de acordo com Guille (1970) e expressa em porcentagem, na qual as espécies são classificadas como constantes quando apresentam mais de 50% de frequência nas amostras, comuns com frequência entre 10 e 50% e raras com menos de 10%. Para a riqueza de espécies foram consideradas a presença e ausência dos táxons nas análises quantitativas.

Para sumarizar os dados biológicos e encontrar possíveis padrões na estruturação da riqueza de espécies entre as veredas aplicou-se a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) à matriz de riqueza de espécies entre as classes algais. Para esta ordenação a distância de Jaccard foi utilizada, e os eixos foram testados através de uma análise de variância multivariada por método de permutação (Permanova), usando o impacto das veredas como fator.

A diversidade da comunidade de algas epifíticas foi avaliada por meio de família de diversidade (Hill 1973), empregada com valores 1, 2, 3, 4 e 5 para o parâmetro α da série (cada valor de α equivale a um índice de diversidade). O cálculo da equitabilidade foi realizado de acordo com o sugerido por Pielou (1969). Para testar a hipótese do estudo e avaliar as diferenças entre a diversidade dos ambientes para cada α da série de Hill realizou-se uma análise de variância (Anova One-Way) com o tipo de impacto das veredas como fator. As análises multivariadas e o cálculo da equitabilidade foram realizadas no programa Pc-Ord, versão 4.01 (McCune & Mefford 1999), análise de variância através e a série de Hill através do programa R (R Development Core Team 2006).

RESULTADOS

Caracterização limnológica

As veredas estudadas registraram altos valores de sílica e baixos valores de pH. Veredas urbanas apresentaram os maiores valores de fósforo total, e veredas conservadas os menores valores de nitrogênio total (Tab. 1).

Tabela 1. Variáveis morfométricas, limnológicas, impacto e índice de estado trófico das 23 veredas no estado de Goiás (IMP = impacto, C = conservadas, A = em área de agropecuária, U = urbanas, IET = índice de estado trófico, IET 1= Dodds-NT, IET 2 = Dodds-PT, IET 3 = Lamparelli-PT, EUT = eutrófico, MES = mesotrófico, HIP = hipereutrófico, OLI = oligotrófico).

VEREDAS	IMP	PROF (m)	LARG (m)	COND ($\mu\text{m.S}^{-1}$)	pH	TEMP ($^{\circ}\text{C}$)	TURB (NTU)	PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	NT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	SIL ($10^3 \mu\text{g.L}^{-1}$)	CLO ($\mu\text{g.cm}^{-2}$)	IET 1	IET 2	IET 3
C1	C	0,35	3,0	24,00	6,07	29,80	4,70	1,00	1000,00	169,60	2,40	EUT	OLI	OLI
C2	C	0,30	2,0	20,60	5,77	25,80	3,81	1,00	10,00	234,84	7,88	MES	OLI	OLI
C3	C	0,30	3,0	16,29	5,21	30,40	2,71	1,00	1000,00	66,85	43,88	MES	OLI	OLI
C4	C	1,35	21,0	2,00	4,95	23,40	5,00	1,00	10,00	74,49	50,08	MES	OLI	OLI
C5	C	0,15	1,5	1,00	4,96	20,00	1,00	1,00	10,00	28,65	192,88	HIP	OLI	OLI
C6	C	0,20	1,00	1,00	4,90	21,00	14,00	1,00	10,00	166,13	7,60	OLI	OLI	OLI
Média	C	0,44	5,25	10,83	5,31	25,07	5,20	1,00	340,00	123,43	50,79	*	*	*
Mínimo	C	0,15	1,00	1,00	4,90	20,00	1,00	1,00	10,00	28,65	2,40	*	*	*
Máximo	C	1,35	21,00	24,00	6,07	30,40	14,00	1,00	1000,00	234,84	192,88	*	*	*
Desvio padrão	C	0,45	7,76	10,68	0,49	4,39	4,55	0,00	511,23	78,67	72,52	*	*	*
A7	A	0,34	3,9	8,82	6,11	22,20	4,44	1,00	4000,00	78,31	10,63	HIP	OLI	OLI
A8	A	0,15	1,5	9,91	5,77	26,00	1,71	1,00	1000,00	120,31	0,00	MES	OLI	OLI
A9	A	2,00	8,0	115,60	6,89	30,50	54,40	32,00	1000,00	601,41	20,86	EUT	OLI	OLI
A10	A	0,06	3,0	24,20	5,16	30,30	12,83	1,00	10,00	727,41	121,72	EUT	OLI	OLI
A11	A	0,50	60,0	2,00	5,47	25,90	14,00	1,00	1000,00	82,13	0,00	EUT	OLI	OLI
A12	A	3,00	8,0	1,00	5,26	21,40	11,00	1,00	10,00	40,29	89,94	OLI	OLI	OLI
A13	A	0,50	30,0	1,00	5,34	22,40	7,00	11,00	2000,00	295,95	73,47	MES	OLI	OLI
A14	A	0,50	5,0	1,00	4,75	22,30	130,00	1,00	10,00	93,58	50,08	HIP	OLI	OLI
A15	A	0,15	100,0	1,00	4,60	23,10	6,00	1,00	1000,00	135,58	29,20	MES	OLI	OLI
Média	A	0,80	24,38	18,28	5,48	24,90	26,82	5,56	1114,44	241,66	43,99	*	*	*
Mínimo	A	0,06	1,50	1,00	4,60	21,40	1,71	1,00	10,00	40,29	0,00	*	*	*
Máximo	A	3,00	100,0	115,60	6,89	30,50	130,00	32,00	4000,00	727,41	121,72	*	*	*
Desvio padrão	A	1,01	34,15	37,29	0,70	3,51	41,80	10,45	1266,02	252,22	43,01	*	*	*
U16	U	0,15	86,0	6,32	5,40	22,70	2,79	1,00	10,00	94,40	6,78	MES	OLI	OLI
U17	U	0,72	2,3	27,40	5,59	22,50	6,03	1,00	10,00	150,50	2,73	HIP	OLI	OLI
U18	U	0,98	10,0	13,60	5,24	28,60	0,82	1,00	10,00	120,31	29,06	MES	OLI	OLI
U19	U	0,40	208,0	42,50	6,06	22,22	3,16	1,00	2000,00	181,40	137,20	HIP	OLI	OLI
U20	U	0,80	6,0	30,80	5,90	23,90	3,31	1,00	10,00	154,67	146,34	OLI	OLI	OLI
U21	U	4,00	94,4	5,00	5,98	23,80	24,00	23,00	10,00	349,40	0,00	OLI	OLI	OLI
U22	U	0,10	1,00	9,00	6,06	26,20	12,00	1,00	2000,00	85,94	193,24	HIP	OLI	OLI
U23	U	2,00	6,0	37,00	6,90	28,60	89,00	800,00	4000,00	582,32	18,33	HIP	MES	HIP
Média	U	1,14	51,71	21,45	5,98	24,82	17,64	103,63	1006,25	214,87	66,71	*	*	*
Mínimo	U	0,10	1,00	5,00	5,24	22,22	0,82	1,00	10,00	85,94	0,00	*	*	*
Máximo	U	4,00	208,00	42,50	6,90	28,60	89,00	800,00	4000,00	582,32	193,24	*	*	*
Desvio padrão	U	1,30	74,02	14,75	0,51	2,65	29,80	281,48	1507,13	169,91	78,57	*	*	*

Comunidade de algas perifíticas

A comunidade foi representada por 200 táxons in-fragenéricos, distribuídos em 66 gêneros e 10 classes (*Bacillariophyceae* – 43 táxons, *Chlorophyceae* - 26, *Cyanophyceae* - 25, *Chrysophyceae* - 5, *Dinophyceae* - 4, *Euglenophyceae* - 8, *Oedogoniophyceae* - 6, *Rhodophyceae* - 1, *Xanthophyceae* - 3 e *Zygnemaphyceae* - 79), sendo *Zygnemaphyceae* e *Bacillariophyceae* as mais representativas. Os gêneros com maior número de táxons para estas classes foram *Cosmarium* Corda

(21 táxons) e *Eunotia* Ehrenberg (nove táxons).

Veredas situadas em áreas conservadas apresentaram menor número de táxons, representadas principalmente por *Bacillariophyceae* e *Cyanophyceae*, sendo que entre estes ambientes, na Vereda C5 (lótica) foi registrado apenas um táxon (*Navicula* sp.1). Nas veredas em áreas impactadas, especialmente para as veredas U19 (33 táxons) e A12 (31 táxons), foram registrados os maiores valores riqueza de espécies, principalmente de *Zygnemaphyceae* (Fig. 1).

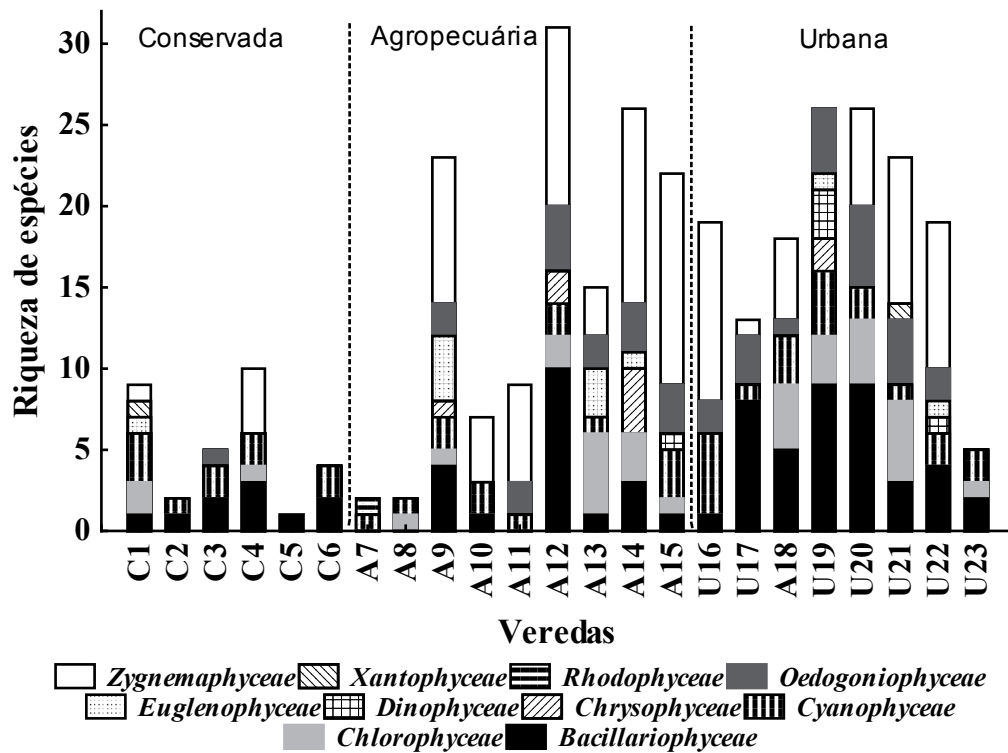


Fig.1. Riqueza das classes de algas perifíticas em veredas de diferentes áreas (C = veredas conservadas, A = veredas em área de agropecuária, U = veredas urbanas).

De acordo com a frequência de ocorrência das espécies, 90,5% dos táxons foram raros, e os demais considerados comuns. Entre os táxons comuns, grande parte foi de espécies filamentosas, principalmente

de *Oedogonium* (*Oedogoniophyceae*), *Spirogyra* (*Zygnemaphyceae*) e *Leptolyngbya* (*Cyanophyceae*) (Tab.2).

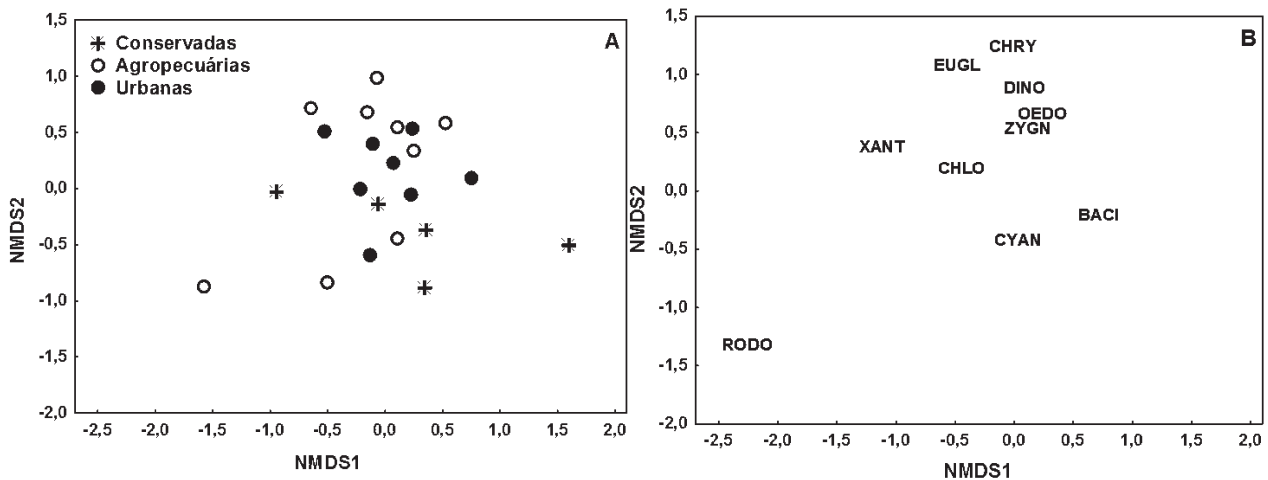


Fig. 2. Ordenação das classes de algas perifíticas (NMDS). A = Veredas; B- classes de algas perifíticas. (Zygn= *Zygnemaphyceae*, Xant= *Xantophyceae*, Rhod= *Rhodophyceae*, Oedo= *Oedogoniophyceae*, Eugl= *Euglenophyceae*, Dino= *Dinophyceae*, Chry= *Chrysophyceae*, Cyan= *Cyanophyceae*, Chlo= *Chlorophyceae*, Bac= *Bacillariophyceae*).

Tabela 2. Lista dos táxons comuns de algas perifíticas em 23 veredas estudadas no estado de Goiás entre os meses de agosto a setembro de 2008 (C = veredas conservadas, A = veredas em área de agropecuária, U = veredas urbanas).

Táxons comuns	C1	C2	C3	C4	C5	C6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13	A14	A15	U16	U17	A18	U19	U20	U21	U22	U23	
Bacillariophyceae																								
<i>Eunotia veneris</i> (Kützinger) De Toni									X												X	X		
<i>Eunotia flexuosa</i> (Brébisson & Kützinger) Kützinger																	X				X	X		
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières				X								X						X			X			
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützinger									X			X									X		X	
<i>Gomphonema</i> sp.1																					X	X	X	
<i>Navicula</i> sp.1			X										X	X	X		X		X		X	X	X	X
Chlorophyceae																								
<i>Monoraphidium longiusculum</i> Hindák													X							X		X		
Cyanophyceae																								
<i>Aphanothece chlatrata</i> West & West	X	X		X						X							X							
<i>Leptolyngbya angustissima</i> (West & West) Anagnostidis & Komárek			X			X		X	X						X					X			X	
Oedogoniophyceae																								
<i>Bulbochaete</i> sp.1												X	X	X	X			X	X	X	X			
<i>Oedogonium</i> sp.1			X					X		X	X		X	X			X		X	X				
<i>Oedogonium</i> sp.2								X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Oedogonium</i> sp.3																	X		X		X			
<i>Oedogonium</i> sp.4												X				X				X	X	X		
Zygnemaphyceae																								
<i>Gonatozygon monotaenium</i> De Bary													X	X								X	X	
<i>Mougeotia</i> sp.1								X		X		X		X		X		X			X			
<i>Spirogyra</i> sp.1								X		X													X	
<i>Spirogyra</i> sp.2				X									X	X	X								X	

O valor de stress da NMDS foi 0,16, e esta ordenação com riqueza das classes foi significativa para tipo de impacto das veredas ($F=3,62$; $p=0,007$). Houve diferenciação na composição das classes de algas perifíticas entre as veredas (Fig. 2), e evidenciou *Chrysophyceae* e *Euglenophyceae* com maior riqueza em veredas impactadas por agropecuária, e *Xantophyceae* relacionada com veredas conservadas.

Os resultados da análise de série de Hill demonstraram que, para $\alpha=1$ na Vereda U19 (situada

em área urbana) foi registrado maior diversidade (Fig. 3C, Tab. 3). Para os valores do parâmetro α acima de 1, maiores valores de diversidade foram encontrados na Vereda A13, impactada por agropecuária (Fig. 3B, Tab. 3). Entre as Veredas conservadas, independente do valor do parâmetro α , a Vereda C5 apresentou o menor valor de diversidade e a Vereda C4 foi mais diversa (Fig. 3A, Tab. 3). Na Vereda lótica A8 foi registrado maior valor de equitabilidade entre todos os ambientes (Tab. 3).

Tabela 3. Resultados das análises de equitabilidade e série de Hill (α de 1 a 5) aplicados a dados de densidades de algas perifíticas das 23 veredas estudadas no estado de Goiás.

Veredas	Equitabilidade	Alfa				
		1	2	3	4	5
C1	0,87	6,77	4,98	4,01	3,54	3,29
C2	0,95	1,93	1,87	1,82	1,78	1,75
C3	0,93	4,47	4,01	3,69	3,44	3,28
C4	0,00	8,20	7,08	6,36	5,87	5,51
C5	0,72	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
C6	0,72	3,16	2,66	2,51	2,45	2,42
A7	0,04	1,02	1,00	1,00	1,00	1,00
A8	1,00	1,99	1,99	1,99	1,99	1,99
A9	0,83	14,19	8,70	6,74	5,95	5,56
A10	0,52	2,73	1,85	1,67	1,54	1,52
A11	0,80	5,82	4,74	4,22	3,92	3,72
A12	0,60	7,86	3,33	2,57	2,32	2,20
A13	0,90	11,47	9,14	7,88	7,19	6,77
A14	0,64	7,77	4,50	3,75	3,46	3,03
A15	0,54	5,30	2,43	1,96	1,82	1,75
U16	0,85	10,55	6,87	5,54	4,95	4,66
U17	0,41	2,87	1,68	1,42	1,42	1,39
U18	0,61	7,33	5,11	4,17	3,70	3,44
U19	0,77	14,55	8,03	5,87	4,96	4,51
U20	0,65	8,11	4,07	3,15	2,81	2,63
U21	0,76	10,72	6,92	5,67	5,16	4,88
U22	0,76	9,55	5,08	4,77	4,33	4,10
U23	0,84	3,87	3,21	2,86	2,66	2,54

Os resultados da ANOVA (One-Way) não demonstraram diferenças na diversidade entre veredas sob diferentes impactos antrópicos, para todos os parâmetros α utilizados ($\alpha=1$, $F=2,04$, $p=0,15$; $\alpha=2$, $F=0,66$, $p=0,52$; $\alpha=3$, $F=0,42$, $p=0,66$;

$\alpha=4$, $F=0,32$, $p=0,72$; $\alpha=5$, $F=0,29$, $p=0,74$). Os dados atenderam aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade da análise de variância. Portanto, a diversidade de espécies ficoperifíticas não diferiu entre as veredas sob diferentes impactos antrópicos.

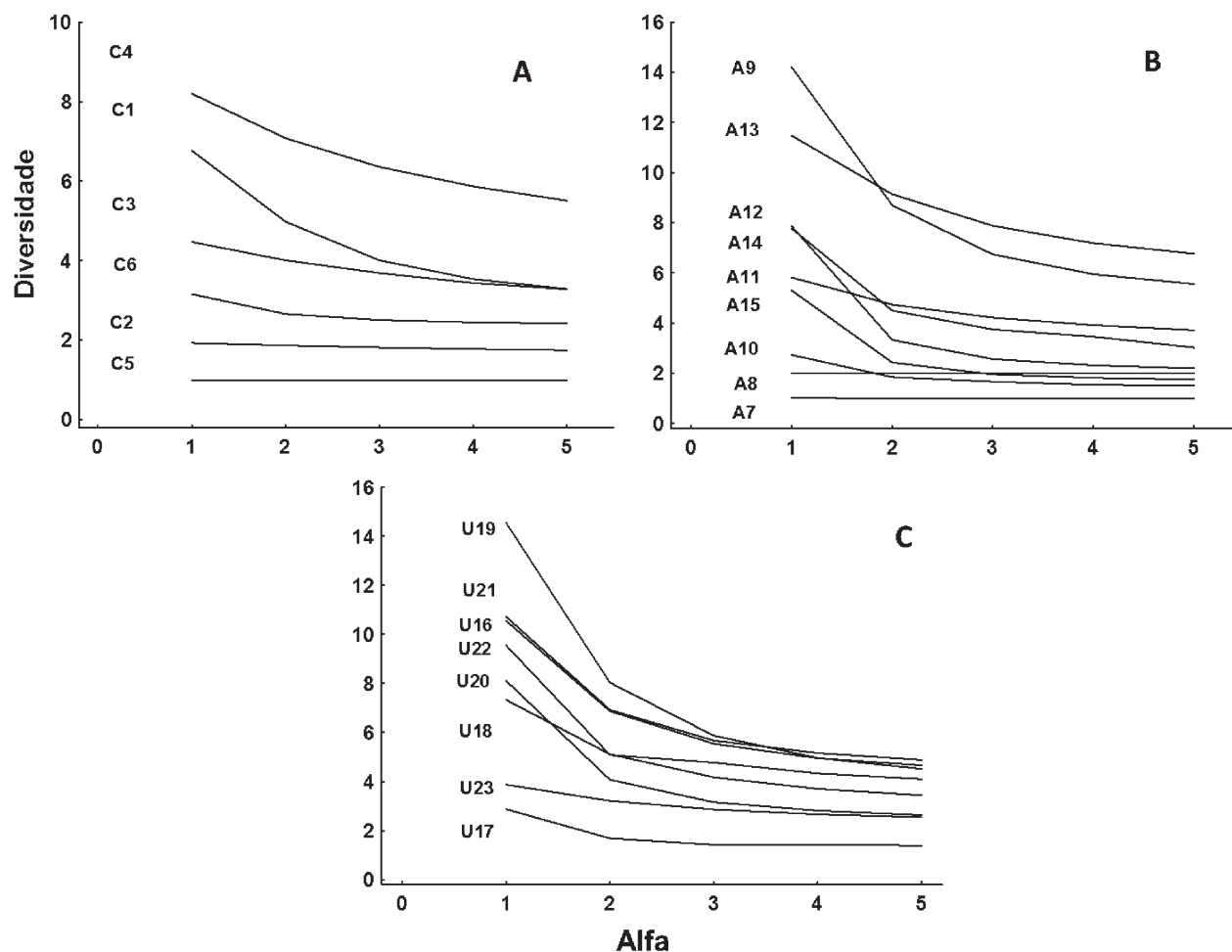


Fig. 3. Representação gráfica da análise de série de Hill das 23 Veredas estudadas no Estado de Goiás entre os meses de agosto e setembro de 2008 (A = Veredas conservadas; B= Veredas impactadas por agropecuária e C= Veredas urbanas).

DISCUSSÃO

De acordo com Dunck *et al.* (2013) as veredas apresentam condições limnológicas distintas, pois há ocorrência de um gradiente entre os ambientes estudados, no qual veredas urbanas e conservadas são extremos para impactos antrópicos e veredas em área de agropecuária intermediária. No presente estudo, altas concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo total) de forma geral nas veredas situadas em área impactadas foram relacionadas aos diferentes tipos de usos do solo próximo aos corpos d'água, como práticas inadequadas de agricultura ou descargas urbanas ou de efluentes de estações de tratamentos de resíduos. O pH ácido e altos valores de sílica destes ambientes foram relacionados com o tipo de solo (argissolo) característico destes ambientes.

Alterações na química da água aliada a processos de urbanização provocam mudanças na estrutura

de comunidades de algas perifíticas (Baker *et al.*, 2009; Wu *et al.*, 2009), e as diferenças observadas na composição de algas perifíticas entre as Veredas estudadas foram, provavelmente, influenciadas por processos de urbanização e agricultura. A alta riqueza de táxons de *Zygnemaphyceae* se deve principalmente pela relação dos representantes dessa classe com águas ácidas (Coesel & Krienitz, 2008), característica esta presente em todas as Veredas estudadas. As espécies de *Zygnemaphyceae* colonizam substratos pelo menos para reprodução (Coesel, 1996). Em reservatório tropical, zignemafíceas são encontradas principalmente em águas ácidas, pobres em nutrientes, com baixa condutividade elétrica, elevada transparência e correnteza ausente ou com baixa velocidade (Felisberto & Rodrigues, 2005; Ngearnpat & Peerapornpisal, 2007). Porém, esta classe foi mais representativa nas veredas impactadas, com maiores valores de turbidez em comparação

com as conservadas. Possivelmente a maior representatividade das *Zygnemaphyceae* seja devido à presença de alto número de espécies do gênero *Cosmarium* Corda. Este táxon possui distribuição cosmopolita, podendo ocorrer em ambientes com abundância de plantas submersas (Bourrelly & Couté, 1991, Felisberto & Rodrigues, 2005), e ambientes eutróficos (Prescott *et al.*, 1981; Coesel, 1996).

A segunda classe de maior representatividade na estrutura da comunidade em riqueza foi *Bacillariophyceae*. Os representantes desta classe possuem morfologia e fisiologia para secretar mucilagem, podendo formar pedúnculos ou formações mucilaginosas, o que permite a fixação e a aderência aos substratos (Round, 1991). A relação encontrada as diatomáceas e os ambientes (U12, U19, U20 e U21) pode ser explicada pelas características ambientais como correnteza moderada ou ausente (Horner *et al.*, 1990) e baixas concentrações de fósforo que podem favorecer o estabelecimento de algumas espécies (Winter & Duthie, 2000). A alta riqueza de espécies do gênero *Eunotia* Ehrenberg, possivelmente se deve, além das características morfológicas e fisiológicas que possibilitam a fixação aos substratos (Round, 1991), por serem táxons ácido-tolerantes (De Nicola, 2000; Wunsam *et al.*, 2002; Andrán & Jarlman, 2008), o que possibilita o estabelecimento em ambientes com pH ácido, como as veredas.

Dentre os táxons filamentosos comuns registrados neste estudo, destacaram-se *Oedogonium* Link & Hirn, que possui hábito fixo, e é característico por não apresentar ramificações, podendo encontrar-se aderido a diversos tipos de substratos (Lee, 2008). *Oedogonium* pode ser dominante em ambientes com disponibilidade de nutrientes e presença de correnteza com baixa velocidade ou inexistente (Simons, 1994; Biggs, 1996). Já os táxons de *Spirogyra* Link podem desenvolver-se em ambientes com alta irradiância e temperatura (Berry & Lembi, 2000) como observado na maioria das veredas do presente estudo, para ambos os gêneros. Os táxons de *Leptolyngbya* Anagnostidis & Komárek podem ocorrer em vários tipos de sistemas aquáticos, incluindo os muito extremos, podendo ser dominantes em tapetes perifíticos (Komárek, 2007).

Em relação à diversidade dos ambientes, não foi detectado diferenças significativas entre veredas sob impactos distintos. Muito provavelmente as diferenças limnológicas entre as veredas não foi suficiente para determinar uma grande variação da

diversidade de espécies, já que todos os ambientes apresentaram águas ácidas e altos valores de sílica. Porém algumas veredas impactadas apresentaram os maiores valores de riqueza e diversidade de espécies. Assim, apesar de vários estudos apresentarem indícios de que a diversidade de espécies em ecossistemas aquáticos é reduzida em ambientes mais enriquecidos (Worm *et al.*, 1999; Hillebrand & Sommer, 2000), muitos fatores ambientais naturais podem afetar a diversidade de espécies e, ao mesmo tempo, atuar de forma colinear entre enriquecimento de nutrientes e variação natural.

Entre os fatores ambientais, a entrada de nutrientes em ecossistemas aquáticos pode ter profundo impacto na diversidade algal (Miller *et al.*, 1992). De acordo com Biggs *et al.* (1998) e Zohary *et al.* (2010), valores de diversidade máximos para comunidades de algas seriam registrados em ambientes com níveis intermediários de disponibilidade de recursos, e segundo Jeppesen *et al.* (2000), maiores valores de riqueza ocorrem em ambientes com níveis intermediários de nutrientes. Assim, sugere-se que a influência antrópica como o despejo de esgoto doméstico e drenagem urbana nestes ecossistemas poderia ser uma das prováveis explicações para maiores valores de diversidade e riqueza de algas encontradas em algumas veredas impactadas.

Considerando que a incidência direta de luz solar no corpo d'água tem forte efeito sobre o desenvolvimento das diatomáceas (Tuji, 2000), a baixa cobertura de mata ciliar e a pequena profundidade das veredas podem ter favorecido o alto desenvolvimento de algas. Este aspecto também poderia, possivelmente, explicar os maiores valores de riqueza e diversidade de algas perifíticas registrados em algumas veredas impactadas, as quais estão localizadas em áreas de agropecuária e urbana com baixa proporção de mata ciliar e em condições mesotróficas (Dunck *et al.*, 2013).

CONCLUSÕES

Este estudo revelou que veredas impactadas podem possivelmente apresentar maiores valores de riqueza e diversidade devido à maior incidência de luz no corpo d'água provocado pela redução de mata ciliar e maior disponibilidade de nutrientes alóctones, diferentemente das veredas conservadas. Ainda, constatou-se a importância do pH e sílica em todas as veredas para composição da comunidade

de algas perifíticas, registrando maior riqueza de espécies de zignemafíceas e diatomáceas.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal De Nível Superior, pela bolsa de mestrado concedida à primeira autora e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Goiás, pelo financiamento de parte do projeto (Processo CAPES nº 23038.040928/2008-61).

REFERÊNCIAS

- Andrén, C. & Jarlman, A. 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology*. Archiv für Hydrobiologie, 173: 237–253.
- Apha, 2005. American Public Health Association. American water works association - Water pollution control federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21^o Ed. Washington, United States. 1082 p.
- Baker, M.A., Guzman, G. & Ostermiller, J.D. 2009. Differences in nitrate uptake among benthic algal assemblages in a mountain stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 28: 24-33.
- Berry, H.A. & Lembi, C.A. 2000. Effects of temperature and irradiance on the seasonal variation of a *Spirogyra* (Chlorophyta) population in a Midwestern Lake (U.S.A.). *Journal of Phycology*, 36: 841-851.
- Bicudo, C.E.M. & Menezes, M. 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (Chave de identificação e descrições). Editora RiMa, São Carlos, São Paulo. 502 p.
- Bicudo, D.C. 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 3: 459-475.
- Biggs, B.J.F. 1996. Patterns in benthic algal of streams. *In: Algal ecology: freshwater benthic ecosystems* (Stevenson, R.J.; Bothwell, M.L. & R.L. Lowe. eds). Academic Press, New York. p. 31-56.
- Biggs, J.F., Stevenson, R.J. & Lowe, R.L. 1998. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie*, 143: 21-56.
- Bourrelly, P. & Couté, A. 1991. Desmídiées de Madagascar (Chlorophyta, Zygothryxales). J. Cramer, Berlin.
- Brasil. 1992. Resoluções Conselho Nacional do Meio Ambiente de 1984 a 1991. 4^o ed. Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília. 245 p.
- Campeau, S., Murkin, H.R. & Titman, R.D. 1994. Relative importance of algae and emergent plant litter to freshwater marsh invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 681-692.
- Carvalho, P.G.S. 1991. As veredas e sua importância no domínio dos Cerrados. Informe agropecuário, 168: 47-54.
- Cattaneo, A., Kerimian, T., Roberge, M. & Marty, J. 1997. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along gradient of stream trophy. *Hydrobiologia*, 354: 101-110.
- Coesel, P.F.M. & Krienitz, L. 2008. Diversity and geographic distribution of desmids and other coccoid green algae. *Biodiversity and Conservation*, 17: 381–392.
- Coesel, P.F.M. 1996. Biogeography of desmids. *Hydrobiologia*, 336: 41–53.
- De Nicola, D.M. 2000. A review of diatoms found in highly acidic environments. *Hydrobiologia*, 433: 111-112.
- Dodds, W.K., Smith, V.H. & Zander, B. 1997. Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: a case study of the Clark Fork River. *Water Research*, 31: 1738-1750.
- Dunck, B., Nogueira, I.S. & Felisberto, S.A. 2013. Distribution of periphytic algae in wetlands (Palm swamps, *Cerrado*), Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 73: 331-346.
- Felisberto, S.A. & Rodrigues, L. 2005. Influência do gradiente longitudinal (rio-barragem) na similaridade das comunidades de desmídias perifíticas. *Revista Brasileira de Botânica*, 28: 241-254.
- Ferragut, C. & Bicudo, D.C. 2010. Periphytic algal community adaptive strategies in N and P enriched experiments in a tropical oligotrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 646: 295–309.
- Ferreira, I.M. 2006. Modelos geomorfológicos das veredas em ambiente de Cerrado. *Espaço revista*, 7/8: 7-11.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. & Ohlmslad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. Blackwell Scientific, Oxford. 213 p.
- Guille, A. 1970. Benthic bionomy of continental shelf of the french Catalane Coast. II. Benthic communities of the macrofauna. *Vie et Milieu*, 21: 149-280.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.
- Hill, W.R. 1996. Effects of light. *In: Algal ecology: freshwater benthic ecosystems* (Stevenson, R.J.; Bothwell, M.L. & R.L. Lowe. eds). Academic Press, New York. p. 121-148.
- Hillebrand, H. & Sommer, U. 2000. Diversity of benthic microalgae in response to colonization time and eutrophication. *Aquatic Botany*, 67: 221-223.
- Horner, R.R., Welch, E.B., Seeley, M.R. & Jacoby, J.M. 1990. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biology*, 24: 215-232.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Sondergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45: 201-218.

- Komárek, J. 2007. Phenotype diversity of the cyanobacterial genus *Leptolyngbya* in the maritime Antarctic. *Polish Polar Research*, 28: 211–231.
- Lamparelli, M.C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 238 p. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lee, R.E. 2008. *Phycology*. 4^o Ed. Cambridge University Press, New York. 547 p.
- Magurran, A.E. 2003. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, London. 264 p.
- Marcarelli, A.M. & Wurtsbaugh, W.A. 2006. Temperature and nutrients interact to control nitrogen fixation in oligotrophic streams: an experimental examination. *Limnology and Oceanography*, 51: 2278–2289.
- Mccune, B. & Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. 237 p.
- Medlin, L.K. & Kaczmarska, L. 2004. Evolution of diatoms: V. morphological and citological support for the major clades and a taxonomic revision. *Phycologia*, 43: 245–270.
- Melo, A.S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8: 21–27.
- Mendes, R.S., Evangelista, L.R., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. 2008. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography*, 31: 450–456.
- Menezes, M. 1986. Ficoflórula da Chapada dos Guimarães e arredores, Mato Grosso, Brasil: Euglenaceae pigmentadas (Euglenophyceae). *Rickia*, 13: 87–95.
- Miller, M.C., Deoliveira, P. & Gibeau, G.G. 1992. Epilithic diatom community response to years of PO₄ fertilization – Kuparuk River, Alaska (68 N Lat.). *Hydrobiologia*, 240: 103–119.
- Moreira-Filho, H. & Valente-Moreira, I.M. 1981. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Bacillariophyceae) epífitas em algas pluricelulares obtidas nos litorais dos estados do Paraná, Santa Catarina e São Paulo. *Boletim Museu Botânico Municipal*, 47: 1–17.
- Moschini-Carlos, V., Henry, R., Pompêo, M.L.M. 2000. Seasonal variation of biomass and productivity of the periphytic community on artificial substrata in the Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 434: 35–40.
- Ngarnpat, N. & Peerapornpisal, Y. 2007. Application of desmid diversity in assessing the water quality of 12 freshwater resources in Thailand. *Journal of Applied Phycology*, 19: 667–674.
- Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 5: 285–307.
- Pielou, E.C. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley. New York. 294 p.
- Prescott, G.W., Croasdale, H.T., Vinyard, W.C. & Bicudo, C.E.M. 1981. A Synopsis of North American Desmids. Part II. Desmidiaceae: Placodermae. Section 3. *In: Desmidiales*. (G.W. Prescott, ed.). University Nebraska Press, Lincoln. 720 p.
- R Development Core Team. 2006. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In: Cerrado: ambiente e flora* (Sano, S.M. & Almeida S.P. eds). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Planaltina. p. 89–166.
- Rodrigues, L., Leandrini, J.A., Jati, S., Fonseca, I.A. & Silva, E.L.V. 2004. Structure of communities of Periphytic Algae in the Upper Paraná River Floodplain. *In: Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain*. (Agostinho, A.A.; Rodrigues, L.; Gomes, L.C.; Thomaz, S.M.; & Miranda, L.E. eds). Ed. Eduem, Maringá. p. 43–50.
- Ros, J. 1979. *Práticas de Ecologia*. Ed. Omega Barcelona.
- Rosemond, A.D., Mulholland, P.J. & Elwood, J.W. 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores. *Ecology*, 74: 1264–1280.
- Round, F.E. 1971. The taxonomy of the Chlorophyta, 2. *British Phycological Journal*, 6: 235–264.
- Round, F.E. 1991. Use of Diatoms for Monitoring Rivers. *In: Use of algae for monitoring rivers*. (Whitton, B.A.; Rott, E. & Friedrich, G. eds). Institute für Botanik, Innsbruck. p. 25–32.
- Simons, J. 1994. Field ecology of freshwater macroalgae in pools and ditches, with special attention to eutrophication. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28: 25–33.
- Simonsen, R. 1974. The diatom plankton of the indian ocean expedition of R/V "Meteor". *Meteor Forschungsergebnisse Reihe D-Biologie*, 19: 1–66.
- Tóthmérész, B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetable Science*, 6: 283–290.
- Tuji, A. 2000. The effect of irradiance on the growth of different forms of freshwater diatoms: implications for succession in attached diatom communities. *Journal of Phycology*, 36: 659–661.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1–38.
- Van Dam, H. 1982. On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology. *Nova Hedwigia*, 73: 97–115.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. 1991. *Limnological analysis*. 2^o Ed. Springer-Verlag, New York. 391 p.
- Winter, J.G. & Duthie, H.C. 2000. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and P concentration. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 32–49.
- Worm, B., Lotze, H.K., Bostrom, C., Engkvist, R., Labanauskas, V. & Sommer, U. 1999. Marine diversity

- shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. *Marine Ecology-Progress Series*, 185: 309–314.
- Wu, N., Tang, T., Zhou, S., Jia, X., Li, D., Liu, R. & Cai, Q. 2009. Changes in benthic communities following construction of run-of-river dam. *Journal of the North American Benthological Society*, 28: 69-79.
- Wunsam, S., Cattaneo, A. & Bourassa, N. 2002. Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring: a case study from streams in the Laurentians (Quebec, Canada). *Freshwater Biology*, 47: 325–340.
- Zohary, T., Padisák, J. & Naselli-Flores, L. 2010. Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. *Hydrobiologia*, 639: 261-269.