

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO**

Suficiência taxonômica, resolução numérica e grupos substitutos: uma análise para a comunidade fitoplanctônica de ambiente lótico

Fernanda Melo Carneiro

**GOIÂNIA
2007**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO**

Suficiência taxonômica, resolução numérica e grupos substitutos: uma análise para a comunidade fitoplanctônica de ambiente lótico

Fernanda Melo Carneiro

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução.

Orientador: Dr. Luis Mauricio Bini.

**GOIÂNIA
2007**

Agradecimentos

Esse trabalho não poderia ter sido realizado sem a ajuda de inúmeras pessoas, e por isso pela paciência, generosidade, dedicação, compreensão e boa vontade; meus agradecimentos devem ser abundantemente distribuídos.

A Deus por cuidar de mim.

Ao meu orientador Luis Mauricio Bini, pelos ensinamentos, dedicação e incentivos a mim dispensados. Acima de tudo sou grata ao modelo de profissional brilhante e dedicado no qual pude me guiar e inspirar.

Ao Lucas que por inúmeras vezes deixou seus compromissos para me auxiliar na execução deste trabalho. Assim como me amparar emocionalmente, agüentando por vezes minhas oscilações de humor, sempre com profunda paciência, generosidade, carinho e palavras de incentivo.

Aos meus sempre professores Ronaldo Angelini e Adriana Rosa Carvalho e ao trio Paulo De Marco Jr, José Alexandre Felizola Diniz Filho e novamente Luis Mauricio Bini; por despertarem em mim a paixão pela produção de ciência.

Ao Dr. Sidinei Magela Thomaz e novamente ao Dr. Ronaldo Angelini por todas as sugestões e contribuição a este trabalho.

Aos amigos do *Lets* pelo ambiente saudável, descontraído, construtivo e amigável que favoreceram a execução desse trabalho. Em especial ao João Nabout e ao Ludgero Vieira pela colaboração de maneira direta a esse trabalho.

A Tais, Marcela, Gaby, Dilermando e a Juh por todas nossas conversas, que sempre são ótimas.

Aos amigos Bruno Dias, Márcia, Paula, Fabiane e a Juh novamente pelos momentos de descontração, pelos incentivos e a amizade.

A minha mãe e irmãos Letícia, Viviane e Jônio por compreenderem meus anseios e me apoiarem.

As duas crianças mais queridas da minha vida minha sobrinha Heleonora e meu sobrinho Matheus, que mesmo antes de seu nascimento enche nossas vidas de alegria.

Aos meus tios Geraldo, Zilda, Jander e Ana pelo apoio incondicional sempre.

A minha prima Lorentina por sonharmos juntas.

A Saneago, por ceder gentilmente todos os dados deste trabalho.

Aos colegas da Saneago, em especial a Rafaela (lab. de Água), a Mina (ETE), a Vilminha (ETA), ao Wanderley (ETA) e ao Temístocles (diretoria de produção) por todo o apoio e ajuda.

A Luzia C. Rodrigues pela identificação da comunidade fitoplanctônica e por aquele arroz carreteiro ... humm!

Ao programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução por fornecer toda a estrutura necessária para execução deste trabalho.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

Sumário

Apresentação.....	6
Capítulo 1: Efeitos da resolução numérica e taxonômica sobre a assembléia fitoplanctônica de sistemas lóticos	
Resumo	8
Abstract.....	9
Introdução.....	10
Objetivos	12
Material e Métodos.....	12
<i>Área de Estudo</i>	12
<i>Coleta de Dados</i>	13
<i>Análise de Dados</i>	15
Resultados	16
Discussão	21
<i>Resolução Taxonômica e Numérica</i>	21
<i>Grupo Funcional</i>	25
Conclusão.....	25
Referências Bibliográficas	27
Capítulo 2: Concordância entre assembléias de algas em ecossistemas lóticos	
Resumo	32
Abstract.....	33
Introdução.....	34
Materiais e Métodos.....	36
<i>Área de Estudo</i>	36
<i>Coleta de Dados</i>	37
<i>Análise de Dados</i>	37
Resultados	38
<i>Análise de concordância entre as assembléias</i>	39
<i>Relações entre as assembléias e as variáveis ambientais</i>	40
Discussão	41
Conclusão.....	43
Referências Bibliográficas	44

Apresentação

Este trabalho tem como objetivo propor simplificações para os estudos da comunidade fitoplanctônica que são geralmente realizados com diferentes fins (e.g. estudos de ecologia de comunidades, análises de impactos ambientais e biomonitoramento).

No capítulo 1, intitulado **Efeitos da resolução numérica e taxonômica sobre a assembléia fitoplanctônica de sistemas lóticos**, a influência da resolução numérica/taxonômica sobre os padrões de ordenação da comunidade foi avaliada, uma vez que a baixa influência dessas resoluções pode subsidiar o aumento da eficiência de estudos de monitoramento ou estudos ecológicos de longa duração. Assim, nesse capítulo, o objetivo foi o de verificar se os dados com menores resoluções taxonômicas ou numéricas foram suficientes para reproduzir os resultados (e.g. variações temporais nos escores resultantes de técnicas de ordenação) obtidos com dados mais complexos e dispendiosos (e.g. densidade de espécie). Em caso afirmativo, poder-se-ia propor algumas simplificações para o monitoramento do sistema investigado (ribeirão João Leite, Goiânia, GO), tais como, a identificação em maiores níveis taxonômicos e/ou o simples registro da presença ou ausência dos táxons nas amostras.

Uma outra proposta do primeiro capítulo foi avaliar se os diferentes sistemas de classificação utilizados para o fitoplâncton eram independentes, pois a concordância entre as trajetórias temporais exibidas pela análise da comunidade de fitoplâncton enquadrados nos grupos taxonômicos, funcionais e nas categorias de tamanho pode permitir a escolha por um desses sistemas para monitorar essa comunidade. Em contrapartida, a ausência de concordância indicaria a independência entre as informações geradas por qualquer um dos sistemas de classificação, sejam eles, taxonômico, funcional ou pelas categorias de tamanho.

O segundo capítulo, com título **Concordância entre assembléias de algas em ecossistemas lóticos**, analisa o grau de associação entre as classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae durante dois períodos de cheia e estiagem no ribeirão João Leite, medindo o grau de similaridade entre a resposta desses três grupos. A verificação de recorrência no padrão de ordenação desses grupos pode indicar que os diferentes grupos possuem respostas similares à maioria dos gradientes ambientais e, por conseguinte, permitir a escolha pelo grupo que apresenta maiores facilidades em se trabalhar em detrimento dos demais grupos.

Capítulo 1:

Efeitos da resolução numérica e taxonômica sobre a assembléia fitoplanctônica de ambiente lótico

Efeitos da resolução numérica e taxonômica sobre a assembléia fitoplânctônica de ambiente lótico

Resumo

Os sistemas de classificação são necessários para organizar a grande complexidade das informações biológicas. Frequentemente, esses sistemas são utilizados para estudos de monitoramento ambiental, planos de conservação e avaliação da biodiversidade. Estudos sobre ecologia de fitoplâncton são, em geral, conduzidos com a identificação dos organismos em nível de espécie. Contudo, para alguns objetivos, maiores níveis taxonômicos podem ser suficientes, principalmente quando as principais tendências são identificadas por dados com baixas resoluções (taxonômica e numérica). Nesse estudo, a trajetória temporal da comunidade fitoplânctônica de um ecossistema lótico que foi, primeiramente, sumarizada por uma técnica de ordenação, foi utilizada para avaliar os efeitos da resolução taxonômica/numérica dos dados. O sistema de classificação do fitoplâncton em grupos funcionais também foi comparado com a classificação taxonômica. A análise de Procrustes indicou que o padrão de ordenação gerado pelos dados de incidência de gêneros foi significativamente concordante com o padrão gerado com os dados de densidade de espécies. As trajetórias temporais dos escores derivados de grupos funcionais foram significativamente associadas com as trajetórias dos escores obtidas com dados quantitativos (densidade ou biovolume) de gêneros ou famílias. Assim, ao menos para o sistema aquático investigado nesse estudo, o aumento da complexidade associado com esta classificação é um critério injustificável. Em geral, os resultados indicaram a validade de algumas simplificações para o estudo do fitoplâncton, principalmente quando se considera a necessidade de garantir a continuidade dos programas de biomonitoramento em grandes escalas espaciais e em um país com dimensões continentais, que apresenta crescentes problemas ambientais e com carência de recursos humanos qualificado.

Palavras-chave: fitoplâncton, resolução taxonômica, resolução numérica, grupos funcionais.

Abstract

Classification systems are necessary to organize the huge complexity of biological systems. Frequently, these systems are useful to studies focusing on environmental monitoring, conservation plans and biodiversity assessments. Studies on phytoplankton ecology are, in general, conducted with the identification of organisms up to the species level. This is a costly, laborious and complex task that demands experienced biologists. However, for some purposes, higher taxonomic levels may be enough, mainly when main trends are identified by either data at low or higher resolution (taxonomic and numeric). In this study, it was evaluated if the temporal trajectories described by a lotic phytoplankton community, which were first summarized by an ordination technique, were dependent or not on the taxonomic/numerical resolution used to represent the data. The phytoplankton classification system in functional groups was also contrasted against simple taxonomic classifications in order to verify if they really offer distinct patterns of ordination. Procrustean analyses indicated that patterns of ordination generated by incidence data of genus were significantly concordant with the patterns generated by density of species. Temporal trajectories of scores derived from functional groups significantly matched those derived from analyses based on the quantitative data (density or biovolume) of genus or family. Thus, at least for the system investigated here, the complexities associated with this classification criterion may be unwarranted. In general, the results indicated that some simplifications were justifiable, mainly when one takes into account the need of uninterrupted biomonitoring programs over large spatial scales in a continental-sized country, with increasing environmental problems, and with a paucity of scientists.

Key words: phytoplankton, taxonomic resolution, numeric resolution, functional groups.

Introdução

A vasta quantidade de informação biológica existente torna necessária a classificação das espécies para o entendimento da complexidade da natureza (Reynolds *et al.* 2002). O processo de classificação dos organismos de forma hierárquica começou efetivamente com o sistema binomial de classificação de Carl Linnaeus. Esta classificação tem se tornado cada vez mais complexa, utilizando um grande número de características em sua construção (Van Den Hoek *et al.* 1995; Irfanullah 2006). Nesse contexto, a taxonomia tem englobado outras ciências como filogeografia, genética, morfologia e fisiologia (Dayrat 2005). Assim, gradativamente, características genéticas ou mesmo funcionais estão sendo incorporadas aos sistemas de classificação, embora, muitos desses sistemas sejam baseados apenas na morfologia (Weithoff 2003).

A complexidade desses sistemas pode ser exemplificada pela comunidade fitoplanctônica que é representada por aproximadamente 5000 espécies marinhas e, provavelmente, por um número semelhante de espécies em ecossistemas aquáticos continentais (Padisák 2003). Estas espécies possuem uma enorme diversidade de tamanho, morfologia e composição, estando em constantes revisões taxonômicas e com difícil definição filogenética (Graham & Wilcox 2000; Reynolds 2006).

Os sistemas de classificação podem ser usados como esquemas preliminares para planos de conservação em rios, pois são ferramentas importantes para estudos de biomonitoramento (Su *et al.* 2004). Quando se pretende detectar mudanças esporádicas em ecossistemas aquáticos (exemplo, descargas ocasionais de efluentes), tais monitoramentos devem ser contínuos (Philippi *et al.* 1998). Estes monitoramentos exigem tempo e, principalmente, peritos para determinação taxonômica dos grupos de interesse (Hirst 2006). Deste modo, os sistemas de classificação devem ser de simples interpretação e, simultaneamente, as métricas utilizadas com as assembléias biológicas elegidas para um determinado estudo, devem ser eficientes na detecção de alterações ambientais (Cottingham & Carpenter 1998; Gaston 2000; Heino & Mykra 2006).

O uso de menores resoluções taxonômicas é uma alternativa para a redução dos custos dos estudos de biomonitoramento, implicando também na menor dependência de taxonomistas e numa identificação mais rápida (Maurer 2000; Dauvin *et al.* 2003; Sánchez-Moyano *et al.* 2006). De fato, a identificação em nível específico é complexa e trabalhosa (Guzmán-Alvis & Carrasco 2005), podendo requerer até mesmo o dobro do tempo da identificação genérica (Balmford *et al.* 2000). O uso de menor resolução é possível quando a

identificação de *taxa* em níveis taxonômicos mais altos que espécie não implique em perda considerável de informação (Khan 2006), ou seja, quando o padrão obtido com dados de espécies é reproduzido por dados em níveis taxonômicos mais gerais (Heino & Soininen 2007).

Essas simplificações são particularmente interessantes em ambientes tropicais e subtropicais que possuem uma elevada riqueza de espécies, requerendo ainda mais recursos financeiros, esforço humano e tempo para catalogar todas as espécies presentes nas amostras (Villaseñor *et al.* 2005). Para a comunidade fitoplanctônica, as evidências em favor dessa abordagem poderiam ser verificadas comparando se seus grupos de classificação: taxonômico (Round 1965, Round 1971; Round *et al.* 1990) e funcional (Reynolds 1997; Reynolds *et al.* 2002; Reynolds 2006). Nos casos de evidências de concordância entre diferentes resoluções taxonômicas ou esquemas de classificação, simplificações no processamento das amostras poderiam ser sugeridas.

Além disso, o uso dos grupos funcionais de algas propostos por Reynolds (1997; 2006) e Reynolds *et al.* (2002) tem sido recomendado em estudos ecológicos com diferentes objetivos. No entanto, é necessário indagar se as informações geradas com essa abordagem realmente diferem daquelas obtidas com a classificação taxonômica tradicional.

Esse estudo foi realizado a partir da análise dos dados da comunidade fitoplanctônica coletados no Ribeirão João Leite, localizado no Centro-Oeste brasileiro. O primeiro objetivo foi o de testar se as menores resoluções taxonômicas e/ou numéricas reproduzem os padrões de ordenação das amostras da comunidade fitoplanctônica que foram gerados por dados de maior complexidade (ex. biovolume de espécies ou densidade de espécies). O segundo objetivo foi o de verificar se o enquadramento do fitoplâncton nos grupos funcionais, usualmente utilizados para classificação dessa comunidade pelos fitocologistas, oferece informações diferentes daquelas apresentadas pelos grupos taxonômicos tradicionais.

Objetivos

Os objetivos desse estudo podem ser declarados na forma dos seguintes questionamentos:

- (i) Os padrões de ordenação temporal da comunidade fitoplanctônica são independentes das resoluções taxonômicas e numéricas utilizadas (incidência, densidade e biovolume) de tal forma que simplificações no processamento das amostras possam ser sugeridas?
- (ii) Os padrões de ordenação obtidos com grupos funcionais (Reynolds 1997; Reynolds *et al.* 2002; Reynolds 2006) difere das demais classificações adotadas para o estudo da comunidade fitoplanctônica?

Material e Métodos

Área de Estudo

O ribeirão João Leite é um dos principais afluentes da margem esquerda do Rio Meia Ponte. Na bacia hidrográfica desse rio vivem mais de dois milhões de habitantes, equivalendo a aproximadamente metade da população do Estado de Goiás. Esta área é submetida a uma alta influência antrópica. Mais de 60% das terras da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite estão convertidas para uso da pecuária, possuindo cerca de 30% de cobertura vegetal nativa (SEMARH 1999). O Ribeirão João Leite escoar no sentido norte-sul com vazão máxima na estação chuvosa de $11,2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e mínima de $4,0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ na estiagem, este manancial é utilizado para o abastecimento de água de 55% da população que vive na cidade de Goiânia (Saneago 2004).

Esse manancial está sujeito a constantes transformações, localizando-se entre as duas maiores cidades do Estado (Goiânia, a jusante, e Anápolis a montante). Apesar de sua maior extensão estar nas áreas urbanas, é na área rural que se concentram os impactos ambientais de maiores proporções (erosão e mineração). O uso dominante da área entre os anos de 1960 e 2003 foi de pastagens, que contribuiu com o assoreamento e a degradação das nascentes e mata ciliar (Faria & Castro 2004).

Para este estudo foram amostrados oito pontos, dos quais cinco se localizam no ribeirão João Leite e três em alguns tributários (Figura 1).

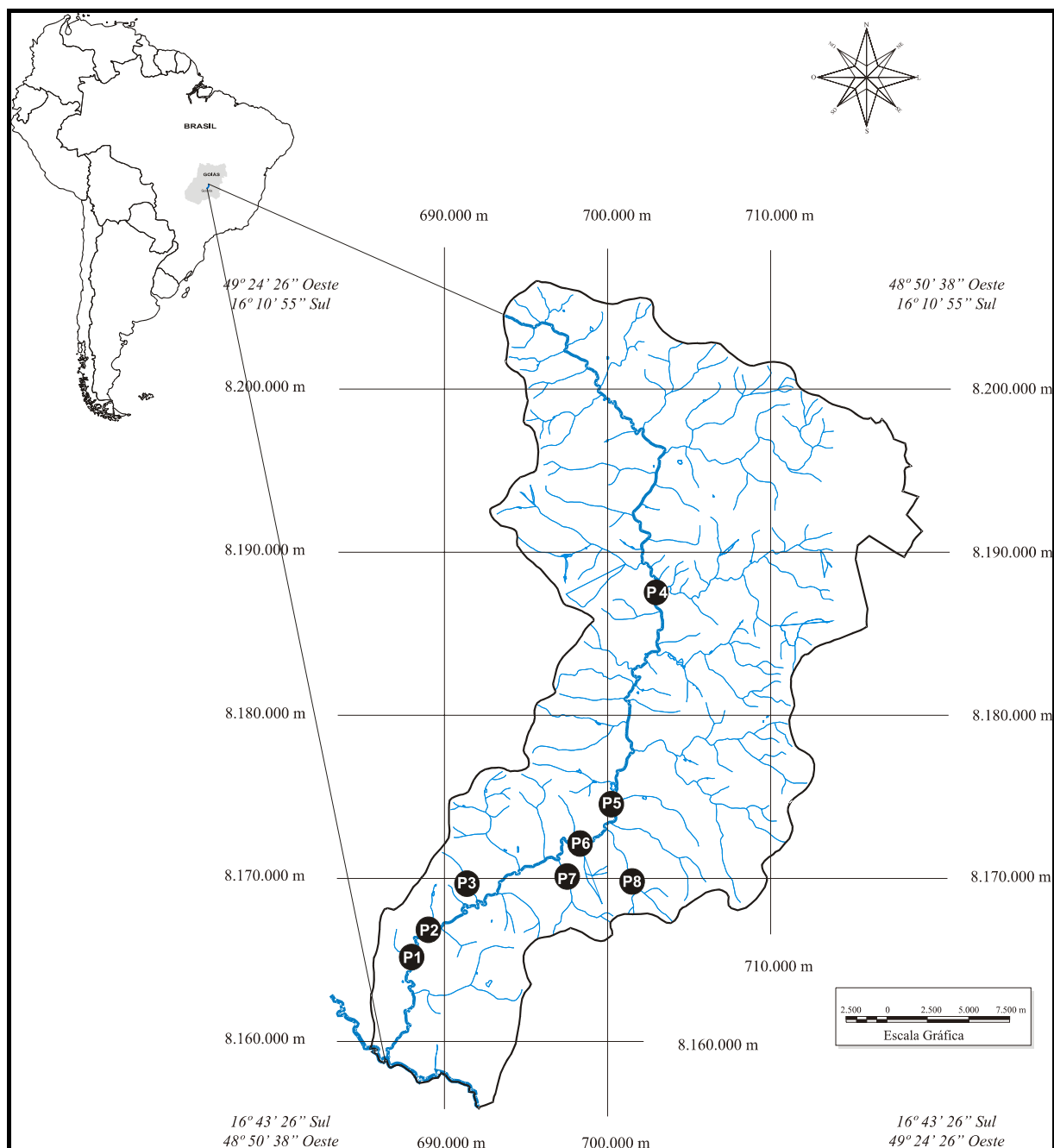


Figura 1. Ribeirão João Leite, com a localização dos 8 pontos de amostrados.

Coleta dos Dados

Os dados da comunidade fitoplanctônica foram obtidos através de um programa de monitoramento, executado por uma parceria entre a companhia de Saneamento de Goiás S/A e outras empresas de consultoria ambiental, para avaliar a qualidade da água do ribeirão João Leite, bem como os impactos provocados pelo futuro reservatório que será formado pela barragem homônima.

As coletas de fitoplâncton foram realizadas mensalmente entre dezembro de 2003 e novembro de 2005, nos oito pontos monitorados (Tabela 1). As amostras foram obtidas superficialmente (100 mL) e foram imediatamente acondicionadas em frascos âmbar, sob refrigeração e preservadas com solução de Lugol acético (Bicudo & Menezes 2006). A densidade do fitoplâncton foi estimada através do método de Utermöhl (1958), com microscópio invertido ZEISS, aumento de 400×. O biovolume celular foi calculado mediante a multiplicação das densidades de cada táxon pelo volume médio estimado com base em mensurações feitas em 20 a 30 organismos de cada espécie, expressando o resultado em mm^3L^{-1} . Essas mensurações se basearam em equações matemáticas correspondentes às aproximações geométricas de cada célula. O trabalho de Hillebrand *et al.* (1999) foi utilizado para o cálculo do biovolume, que descreve as formas geométricas para mais de 850 gêneros de algas marinhas e continentais, priorizando a precisão e a praticidade.

A comunidade fitoplanctônica identificada no Ribeirão João Leite foi classificada em classe, família e gênero (Round 1965; Round 1971; Round *et al.* 1990). O sistema de classificação de Round foi adotado por incluir um número maior de gêneros, sendo baseada na morfologia da célula móvel de reprodução e na composição de pigmentos e substâncias de reserva (Bicudo & Menezes 2006). O fitoplâncton foi ainda classificado nos grupos funcionais criados por Reynolds (1997), Reynolds *et al.* (2002) e Reynolds (2006), nos quais as espécies enquadradas num mesmo grupo funcional possuem semelhantes intervalos de condições ambientais e necessidades de recurso (Reynolds 1997; Kruk *et al.* 2002; Reynolds *et al.* 2002; Reynolds 2006).

No estudo original de Reynolds (1980) foram identificados quatorze grupos funcionais, atualmente essa lista tem mais que o dobro com a maioria de suas espécies sendo adicionadas intuitivamente por especialistas. Os trabalhos de Reynolds *et al.* (2002) e Reynolds (2006), apresentam uma lista com os tipos de habitat, tolerâncias, sensibilidades e espécies típicas de cada um dos 31 grupos. Em essência, aquelas espécies que são frequentemente encontradas co-existindo e que apresentam aumento ou diminuição em número simultaneamente foram delimitadas como uma identidade funcional (Reynolds *et al.* 2002). Como consequência esses grupos possuem características morfológicas similares que refletem em suas distribuições no mesmo tipo de ambiente com base na acessibilidade a luz e aos nutrientes (Reynolds 1997).

Tabela 1. Descrição das características ambientais dos oito pontos amostrados no Ribeirão João Leite, Goiás; entre dezembro de 2003 e novembro de 2005.

Ponto Amostral	Coordenada Geográfica	Localização	Observação Adicional
1	16°34'31''S 49°12'829''W	Ribeirão João Leite, jusante da barragem.	Vegetação original remanescente. A área a montante apresenta intensa degradação da cobertura ciliar em decorrência das obras da barragem.
2	16°33'550''S 49°12'264''W	Ribeirão João Leite.	Pequena faixa de vegetação ciliar, alta velocidade da água e áreas adjacentes com o predomínio de pastagens.
3	16°32'930''S 49°12'291''W	Pequeno reservatório formado pelo tributário do João Leite (Cor. Palmito).	Uso do reservatório para pastagem e dessedentação de animais, presença de processos erosivos. Despejo de efluentes de uma pequena suinocultura.
4	16°23'153''S 49°06'081''W	Ribeirão João Leite entre Anápolis e Nerópolis (próximo à ponte da GO 222).	Utilizado para lazer da população local e com processos erosivos de nível médio.
5	16°28'414''S 49°06'727''W	Ribeirão João Leite entre Terezópolis e Nerópolis (próximo à ponte da antiga estrada entre as cidades).	Utilizado para lazer da população local e com processos erosivos de nível médio. Mata ciliar bastante alterada com presença de pastagem.
6	16°31'507''S 49°08'537''W	Ribeirão João Leite dentro da área do Parque ecológico.	Mata ciliar preservada.
7	16°32'350''S 49°08'983''W	Córrego Macaúba (tributário do João Leite).	Trecho canalizado e desprovido de mata ciliar.
8	16°31'045''S 49°12'829''W	Córrego Carapina (afluente do João Leite).	Processos erosivos moderados e cobertura vegetal alterada pela presença de antigas pastagens.

Análise dos Dados

Para cada ponto, foram geradas 18 matrizes de dados biológicos (120 no total = 5 esquemas de classificação × 3 resoluções numéricas × 8 pontos de monitoramento). Cada matriz se refere a uma dada resolução numérica e taxonômica (ou a classificação em grupos funcionais). Assim a comunidade fitoplanctônica foi classificada em espécie, gênero, família, classe e grupos funcionais. A partir dos dados de densidade foram geradas as matrizes de incidência.

As matrizes de densidade e biovolume foram transformadas em $\log(Y + 1)$, onde Y é a densidade ou o biovolume de cada variável indicada em diferentes resoluções taxonômicas. Esta transformação é recomendada para dados de abundância de espécies, quando ocorre um grande número de abundâncias nulas (espécies raras) em grandes séries temporais (Legendre & Legendre 1998; Legendre & Gallagher 2001). Para cada matriz, foi realizada uma análise de correspondência “detrended” (DCA). A DCA é um método de ordenação proposto por Hill & Gauch (1980) para remover o efeito do arco da análise de correspondência. Esta análise é

requerida quando os dados representam um complexo gradiente ecológico (Legendre & Legendre, 1998).

Para avaliar o sincronismo temporal da comunidade durante os 24 meses estudados nos 8 pontos monitorados, foi realizada uma análise de correlação de Pearson entre as unidades monitoradas. A correlação foi realizada entre os escores gerados pela DCA do biovolume e da densidade específica.

Com o objetivo de verificar a influência da resolução taxonômica e numérica sobre os padrões de ordenação gerados pela DCA, uma análise de Procrustes foi realizada (Jackson 1995; Peres-Neto & Jackson 2001). A mesma análise foi feita para a comparação das ordenações geradas por grupos funcionais e categorias de tamanho com os demais critérios de classificação taxonômica. O Procrustes foi realizado entre as matrizes dos mesmos pontos, utilizando 9999 permutações para verificar a significância da estatística m^2 que mede o nível de concordância entre as ordenações que estão sendo comparadas. Assim, a estatística m^2 reflete o valor do resíduo da sobreposição entre as duas matrizes testadas variando de 0 a 1. Dessa maneira valores mais próximos de zero significa uma maior sobreposição entre as matrizes, ou seja, maior similaridade e os valores mais próximos de 1 refletem uma maior diferença entre as matrizes testadas.

Os efeitos da resolução numérica (com dois níveis: dados quantitativos ou de incidência) e da resolução taxonômica (com três níveis: classes, famílias gêneros) sobre a estatística m^2 foram avaliados utilizando uma ANOVA bi-fatorial. Em todos os casos, os escores derivados da DCA com os dados mais refinados (dados de abundância de espécies) foram considerados os padrões para as comparações.

Resultados

Durante os 24 meses de amostragem nos 8 pontos do ribeirão João Leite foram encontradas 264 espécies distribuídas em 76 gêneros, 56 famílias e 13 classes. Os resultados das análises de correspondência com os dados com maiores resoluções taxonômicas e numéricas (biovolume ou densidade de espécie) indicam que as flutuações temporais da comunidade fitoplanctônica apresentaram dinâmicas assíncronas, considerando as baixas correlações entre as séries temporais (Tabela 2).

Tabela 2. Correlações de Pearson entre os dois primeiros eixos gerados pela DCA com os dados de biovolume e densidade das espécies, para os 8 pontos amostrados no Ribeirão João Leite durante os anos de 2003 a 2005. Os valores de correlação significativos ($P < 0,05$) estão em negrito.

Biovolume																
	<i>Eixo 1</i>								<i>Eixo 2</i>							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
P1	1,00								1,00							
P2	-0,06	1,00							-0,23	1,00						
P3	0,20	0,11	1,00						0,27	-0,05	1,00					
P4	0,32	-0,11	0,30	1,00					-0,17	-0,21	-0,19	1,00				
P5	0,24	-0,15	-0,05	-0,03	1,00				-0,12	-0,33	0,07	-0,14	1,00			
P6	0,16	0,37	0,92	0,21	0,01	1,00			0,54	-0,16	0,14	-0,31	0,43	1,00		
P7	-0,22	0,08	-0,10	-0,10	-0,49	-0,07	1,00		0,24	0,15	-0,05	-0,30	-0,11	0,09	1,00	
P8	-0,02	-0,07	-0,05	0,09	0,02	-0,08	-0,03	1,00	-0,01	-0,32	0,05	0,54	-0,01	0,15	-0,29	1,00

Densidade																
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
P1	1,00								1,00							
P2	-0,12	1,00							0,22	1,00						
P3	0,09	0,31	1,00						-0,36	-0,02	1,00					
P4	0,20	0,13	0,26	1,00					0,09	-0,09	0,20	1,00				
P5	0,35	0,13	0,11	0,30	1,00				-0,64	-0,24	0,26	-0,22	1,00			
P6	0,28	0,36	0,70	0,34	0,41	1,00			-0,14	-0,35	0,23	-0,13	0,07	1,00		
P7	0,01	0,14	0,60	0,37	0,59	0,67	1,00		0,23	0,08	-0,18	-0,08	0,15	-0,03	1,00	
P8	0,00	0,03	-0,15	0,06	0,07	-0,24	-0,10	1,00	-0,19	-0,07	0,20	-0,14	0,03	0,11	-0,12	1,00

Para verificar o efeito do uso de menores resoluções, as ordenações geradas com os dados mais complexos foram comparadas com aquelas obtidas após a simplificação da estrutura dos dados (em termos de resolução taxonômica e numérica). As análises de Procrustes entre as ordenações geradas com dados de biovolume de espécies, comparadas com as diferentes resoluções taxonômicas, indicaram que os valores médios da estatística m^2 não foram significativos (Figura 2b). Portanto, as trajetórias temporais descritas pelos dados de biovolume específico em média diferiram daquelas descritas pelo biovolume de gêneros, famílias e classes. Embora alguns pontos amostrados tenham apresentado padrões similares de ordenação com uma crescente recuperação do padrão de ordenação no sentido de classe para gênero, pois ocorre uma diminuição no valor da estatística m^2 nesse sentido (Figura 2).

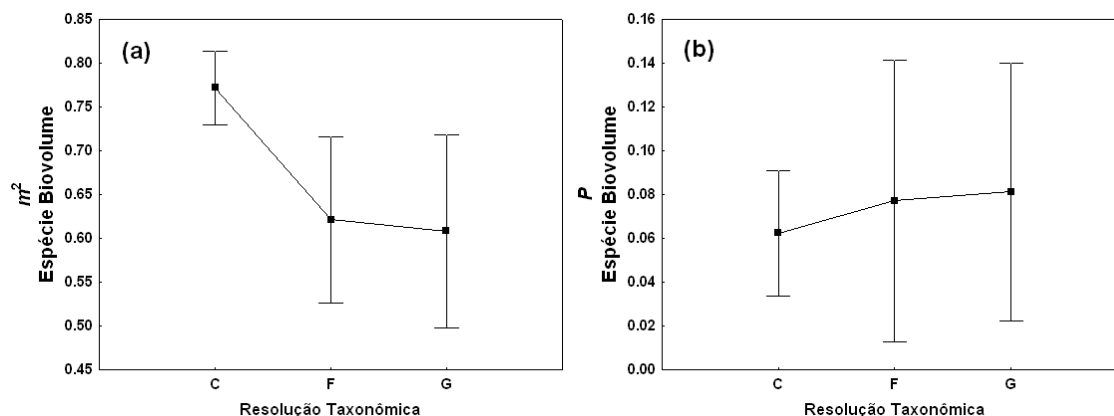


Figura 2. Valores médios (\pm erro-padrão; $n = 8$ pontos) da estatística m^2 (a) e dos respectivos valores de P (b) para a comparação entre as ordenações baseadas em dados de biovolume de espécies e aquelas baseadas em biovolume de classes (C), famílias (F) e gêneros (G).

A estatística m^2 aumentou significativamente com a redução da resolução taxonômica (Figura 3a; $F=10,96$; $P = 0,0001$). As ordenações dos meses monitorados com os dados de gêneros foram significativamente concordantes com aquelas derivadas dos dados de espécies (Figura 3b). No entanto, as trajetórias temporais dos escores descritas pelos dados de famílias e classes apresentaram maiores valores da estatística m^2 que, em geral, foram não significativos indicando que os resultados gerados com os dados mais complexos não foram reproduzidos com os dados simplificados (e.g. com menores resoluções taxonômicas). O padrão de aumento da estatística m^2 (e, portanto, do aumento do valor de P associado) com a redução da resolução taxonômica também foi observado com dados de incidência (presença e ausência), como indicado pela ausência de interação significativa entre os fatores resolução taxonômica e numérica ($F=0,15$; $P = 0,859$).

O efeito da resolução numérica sobre os valores da estatística m^2 não foi significativo ($F = 0,84$; $P = 0,365$). Inesperadamente, embora os valores da estatística m^2 tenham sido menores para dados de densidade (Figura 3a), os valores de P associados com essa estatística tenderam a ser mais elevados. Outro resultado inesperado também foi encontrado para os dados de incidência de espécies que, em média, apresentaram valores de P associados com as estatísticas m^2 maiores que aqueles obtidos para dados de incidência de gêneros. Assim, analisando as diferenças entre os valores da estatística m^2 e os níveis de significância associados, dados de incidência de gêneros foram suficientes para representar as trajetórias temporais dos escores derivados da DCA obtidos com densidades de espécies. Quando os dados foram representados por famílias ou classes, o uso de dados de densidade não implicou em uma representação adequada dos dados mais complexos.

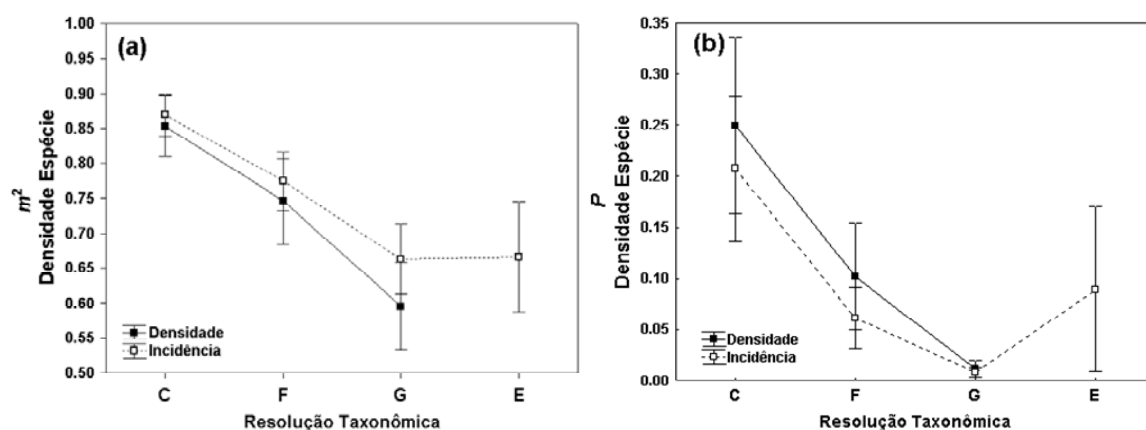


Figura 3. Valores médios (\pm erro-padrão; $n = 8$ pontos) da estatística m^2 (a) e dos valores de P associados a essas estatísticas (b) para as comparações entre as ordenações baseadas em densidades de espécies e as ordenações resultantes de dados de densidades e/ou incidências de distintas resoluções taxonômicas [classes (C), famílias (F), gêneros (G) e espécies (E)].

O nível de concordância entre as ordenações geradas com os dados de densidade e biovolume de espécies foi significativo para 7 dos 8 pontos monitorados (Figura 4). Portanto, as ordenações dos meses de coleta geradas com os dados de densidade foram similares àquelas geradas com os dados de biovolume.

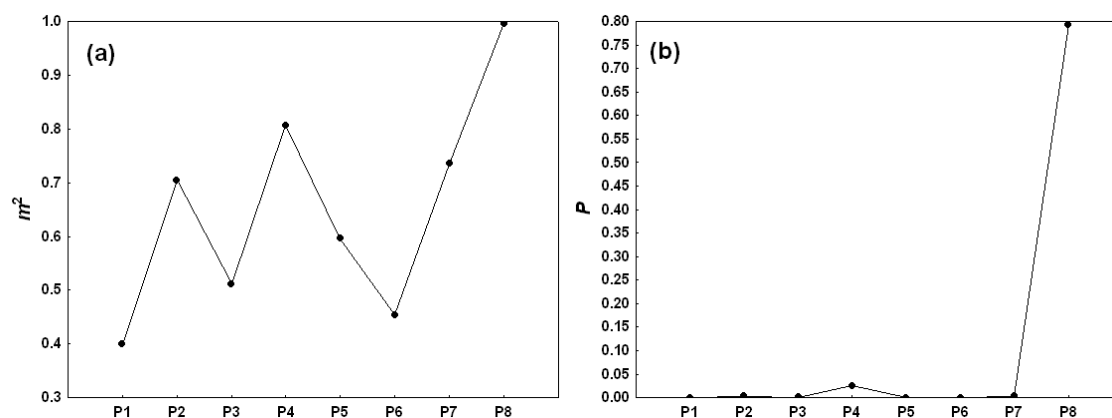


Figura 4. Variação espacial (ponto 1 ao ponto 8) da estatística m^2 (a) e dos respectivos níveis de significância (b) analisando a concordância entre as ordenações geradas com os dados de densidade e biovolume de espécies.

Foram encontrados 25 dos 31 grupos funcionais (A, B, C, D, E, F, H1, H2, J, K, Lo, N, P, R, S, S1, S2, Sn, T, W1, W2, X1, X2, Y, Z) criados e aprimorados por Reynolds (1997, 2006) e Reynolds *et al.* (2002) durante os 24 meses de amostragem em oito pontos do ribeirão João Leite. A Figura 5 apresenta os resultados das análises de Procrustes realizadas com o

objetivo de verificar se as ordenações obtidas com grupos funcionais são similares àquelas ordenações geradas quando as espécies foram agrupadas nas distintas resoluções taxonômicas. As ordenações foram comparadas dentro de uma mesma resolução numérica (biovolume ou densidade).

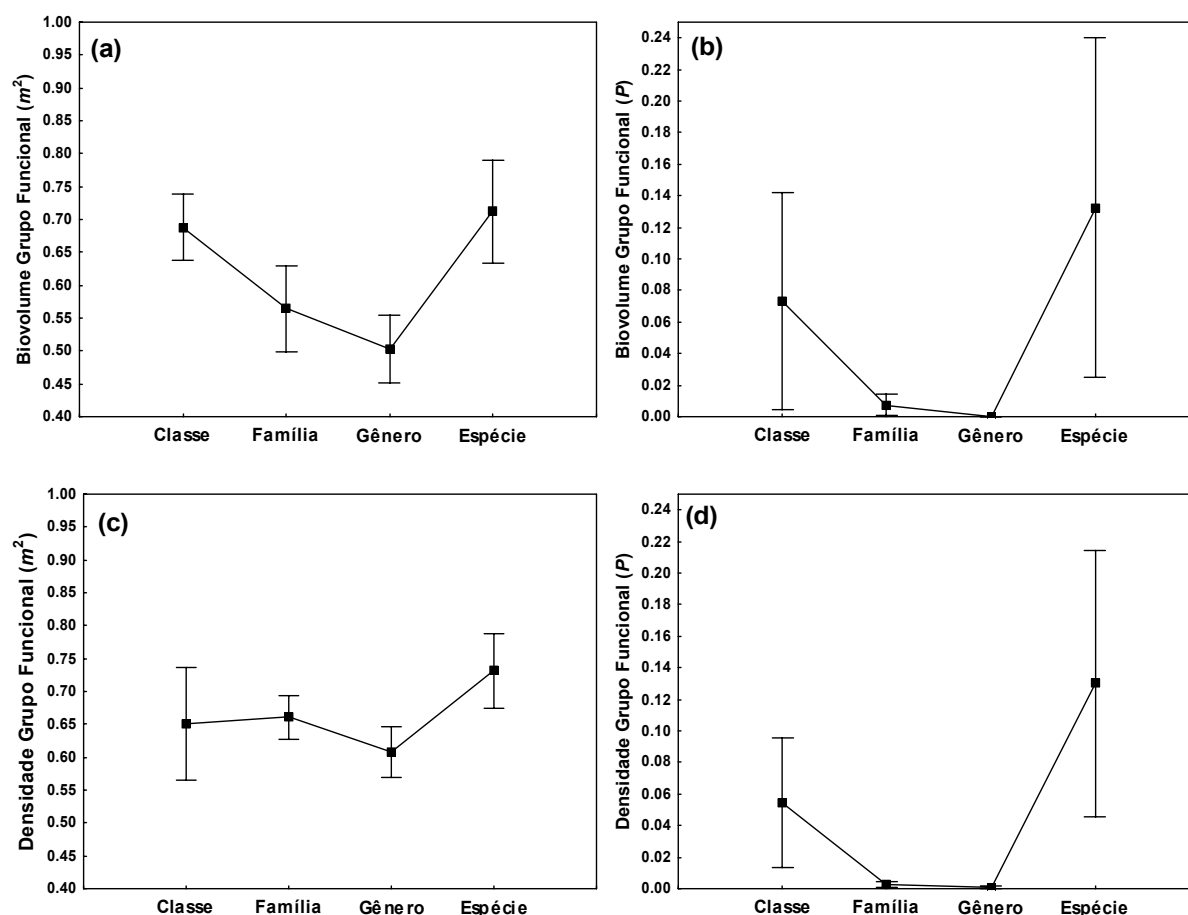


Figura 5. Valores médios (\pm erro-padrão; $n = 8$ pontos) da estatística m^2 comparando as ordenações obtidas com os dados de grupos funcionais e aquelas resultantes da organização dos dados nas demais classificações (Classe, Família, Gênero e Espécie) e os respectivos valores de P , sendo (a) e (b) para dados de biovolume e (c) e (d) para dados de densidade.

As comparações entre as ordenações geradas por grupos funcionais e família, grupos funcionais e gênero apresentaram os menores valores médios da estatística m^2 que foram altamente significativos ($P < 0,05$), tanto para dados de biovolume como para densidade (Figura 5). Portanto, durante os 24 meses de monitoramento, gêneros e famílias geraram padrões similares aos padrões gerados pelos grupos funcionais. Esses resultados permitem o uso de gêneros ou famílias em substituição aos grupos funcionais sem que haja alterações nos padrões gerados. Por outro lado, as trajetórias temporais dos escores da DCA obtidas com os dados agrupados em classes ou com os dados com a maior resolução taxonômica possível

(e.g. dados de densidade ou biovolume de espécies) diferiram consistentemente das trajetórias obtidas com os grupos funcionais (Figura 5).

A Figura 6 indica a variação espacial dos valores da estatística m^2 e o respectivo nível de significância para a comparação entre a resolução numérica de biovolume e densidade para os grupos funcionais. Os valores foram significativos para todos os pontos ($P < 0,01$), excetuando-se o ponto 8.

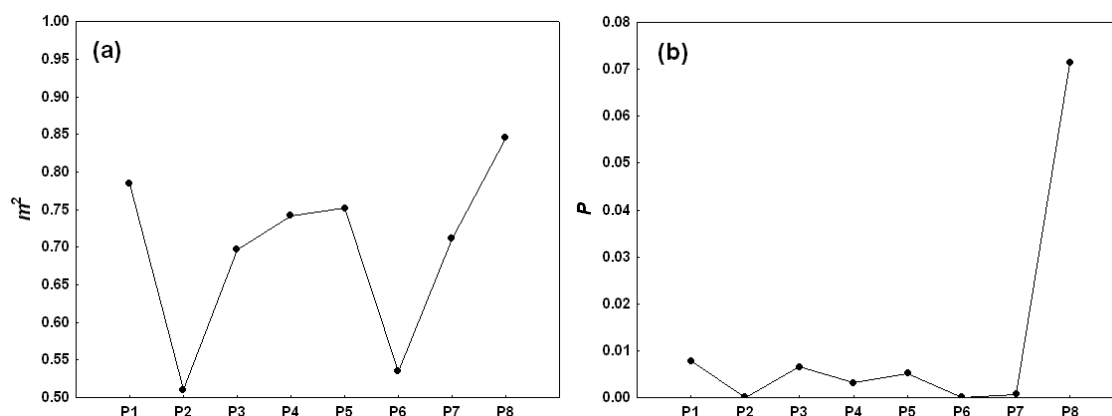


Figura 6. Variação espacial (P1 ao P8) da estatística m^2 (a) e dos respectivos níveis de significância (b) entre a ordenação das matrizes dos grupos funcionais em densidade e biovolume.

Discussão

Resolução Taxonômica e Numérica

Os valores não significativos da estatística m^2 entre o biovolume específico e o biovolume das demais resoluções taxonômicas impossibilitam a utilização de simplificações para dados de biovolume (Figura 2b), pois indicam que os escores derivados das maiores resoluções seguem um padrão diferente daqueles resultantes das menores resoluções (Khan 2006). Por outro lado, as evidências de diferenças não significativas entre os valores da estatística m^2 sugerem que as ordenações geradas com dados de biovolume de gêneros, famílias e classes apresentam níveis similares de discrepância em relação às ordenações geradas pelos dados de biovolume de espécies.

No entanto, o cálculo de biovolume em outros níveis que não o específico acarreta em um maior erro, pois o biovolume é geralmente baseado em aproximações geométricas de espécies ou gênero de algas, que apresentam uma alta variação em formas e tamanhos até

mesmo dentro de um mesmo táxon (Hillebrand *et al.* 1999). Contudo, é possível fazer a somatória do biovolume calculado em nível de espécie e/ou gênero para níveis taxonômicos mais elevados. Assim, essa simplificação mesmo acarretando em perda de informação (Figura 2) seria interessante para reduzir o ruído de análises, com a diminuição do efeito da espécie dominante (Lenat & Resh 2001), podendo ainda detectar impactos ambientais com maior precisão, pois em altos níveis taxonômicos os organismos são menos afetados por distúrbios naturais (Dauvin *et al.* 2003).

Em contrapartida, os dados de densidade de espécies podem ser adequadamente substituídos pelos dados mais simplificados de incidência ou densidade de gênero, pois foram significativamente concordantes ao padrão mais complexo (densidade de espécie) (Figura 3). Essas simplificações são chamadas de suficiência taxonômica (ST) e devem ser um compromisso entre a precisão da identificação com a necessidade da informação, ou seja, a identificação em níveis taxonômicos mais altos que espécie sem perdas significativas da informação (Guzmán-Alves & Carrasco 2005; Khan 2006).

Vários trabalhos de suficiência taxonômica com organismos bentônicos propõem a validade do uso de gênero ou família em substituição a espécie (Olsgard & Somerfield 2000; Maurer 2000; Wunsam *et al.* 2002; Dauvin *et al.* 2003; Waite *et al.* 2004; Melo 2005; Guzmán-Alvis & Carrasco 2005; Khan 2006; Marshall *et al.* 2006; Sánchez-Moyano *et al.* 2006; Heino & Soeninen 2007). Além disso, essa abordagem foi utilizada para outros grupos taxonômicos como plantas (Villaseñor *et al.* 2005); formigas (Andersen 1995), aranhas (Cardoso *et al.* 2004); coleópteros, dípteros e ácaros (Báldi 2003); nematelmintos (Somerfield & Clarke 1995); macromycetos (Balmford *et al.* 2000) e algas (Cottingham & Carpenter 1998; Passy & Legendre 2006; Heino & Soeninen 2007).

Apesar dos trabalhos enumerados acima recomendarem simplificações, uma vez que verificaram a reconstrução dos padrões detectados com espécies por dados em altos níveis, poucos estudos são realizados com gênero ou família (Dauvin *et al.* 2003). Em alguns casos quando se pretende detectar a toxicidade das algas, como nas cianobactérias, a identificação em nível de espécie pode ser necessária. Porém, mesmo existindo algumas espécies que são reconhecidamente tóxicas, a princípio todas as espécies pertencentes à classe Cyanophyceae são potencialmente tóxicas e capazes de formar florações bioativas (Sant'Anna *et al.* 2006). Portanto, dependendo da atenção que se pretende dar a essa toxicidade, as cianobactérias podem ser monitoradas em maior ou menor nível de resolução taxonômica, e ainda assim, obter resultados suficientes. Além disso, a identificação específica de todos os *taxa* pode não ser prática para avaliações de rotina (Irfanullah 2006).

A utilização de níveis de identificação supra-específicos é particularmente interessante quando não se dispõe de tempo, recurso, experientes taxonomistas ou se pretende monitorar grandes áreas por um longo período (Villaseñor *et al.* 2005). Ademais, a identificação em nível de gênero pode requerer a metade do tempo requerido para identificar espécie, diminuindo o custo e o tempo para execução da análise (Balmford *et al.* 2000) e garantir maior confiabilidade, pois a identificação de espécie é complexa e trabalhosa, principalmente em ambientes tropicais e subtropicais que apresentam maior diversidade (Sánchez-Moyano *et al.* 2006). O uso do fitoplâncton em nível de gênero em substituição ao nível de espécie, conforme sugerido nesse trabalho, oferece grandes facilidades, já que a identificação de espécies de algas requer a visualização de estruturas escassas (e.g. zigosporo de espécies de Zygnematales), a identificação de grupos com alta variabilidade morfológica (e.g. espécies dos gêneros *Scenedesmus*, *Cladophora* e *Stigeoclonium*), o conhecimento do ciclo de vida, além da identificação específica de grupos complexos como Bacillariophyceae e Chrysophyceae que apresentam estruturas físicas diminutas de difícil visualização (Irfanullah 2006).

Espécies enquadradas em um mesmo grupo de baixa resolução podem apresentar distintas histórias de vida e responderem de modo diferenciado às flutuações ambientais (Marshall *et al.* 2006). No entanto, considerando a grande magnitude dos impactos ambientais ocasionados nos ecossistemas aquáticos (Cottingham & Carpenter 1998), mesmo estudos que utilizaram menores resoluções taxonômicas foram capazes de detectar tais impactos e mais importantes, demonstraram que as inferências derivadas de dados obtidos ao nível de espécies foram similares àquelas obtidas com menores níveis de resolução taxonômica (Hirst 2006).

Assim, uma explicação para a congruência entre espécies e os gêneros de fitoplâncton, dos dados de densidade e incidência, poderia ser o nível de distúrbio ambiental. Frequentemente, a utilização de altos níveis taxonômicos em detrimento ao nível de espécie tem sido associada às condições de perturbação ambiental (Hill *et al.* 2001; Wunsam *et al.* 2002; Bilton *et al.* 2006). Assim, impactos ambientais seriam detectados sucessivamente pelo indivíduo, espécie, gênero, família e classe. Dessa forma, o nível de análise taxonômica necessária, por exemplo, em um estudo de biomonitoramento, seria dependente do grau de alteração ambiental (Khan 2006). Em geral, impactos ambientais em ecossistemas aquáticos não são sutis e, portanto, podem ser detectados com a análise de diferentes níveis taxonômicos (Dauvin *et al.* 2003; Khan 2006). No entanto, muitos ecólogos consideram espécie a unidade básica com requerimentos ecológicos diferenciados, indicando que o uso de simplificações não seria adequado (Odum 1988; Verdonschot 2006).

As maiores dificuldades em se detectar alterações ambientais com dados de espécies do que gênero e família podem ocorrer devido às altas variabilidades populacionais em curtos períodos (Cottingham & Carpenter 1998). Por outro lado, é essa alta variabilidade populacional que confere às algas a propriedade de responderem rapidamente a distúrbios ambientais, possuindo rápida capacidade de regeneração (Hill *et al.* 2001).

A concordância entre espécie e os demais níveis foi decrescente no sentido de gênero para classe nas três resoluções numéricas adotadas. Resultados similares foram obtidos em outros trabalhos sobre resolução taxonômica (Sommerfield & Clarke 1995; Gaston 2000; Guzmán-Alves & Carrasco 2005; Khan 2006; Heino & Soininen 2007). Assim, a concordância é comumente mais elevada entre espécie e gênero (Rahel 1990; Andersen 1995; Scheffer *et al.* 2003; Hirst 2006).

Apesar dos dados de densidade ser considerado mais apropriado que os de incidência para prever a interação entre as espécies e os distúrbios ambientais, detectando mudanças sutis na estrutura de comunidades (Rahel 1990; Gushman & McGarigal 2004), os resultados obtidos no presente estudo indicam que o uso de dados de incidência de gêneros não é suficiente para alterar os padrões gerados pelos dados mais complexos (densidade de espécies).

Já o biovolume é considerado como a única resolução numérica válida para analisar as teias alimentares ou mesmo as respostas dos organismos em função de gradientes de nutrientes (Hansson *et al.* 2004). Muitos processos fisiológicos das algas dependem da geometria das células (Morabito *et al.* 2007). O cálculo do biovolume é baseado em aproximações geométricas das formas das algas (Hillebrand *et al.* 1999), no entanto, devido à notável diversidade do fitoplâncton com ampla variação de tamanho e morfologia (Padisák 2003; Scheffer *et al.* 2003; Reynolds 2006), o cálculo do biovolume é complicado para alguns gêneros e dificilmente incorporado a procedimentos de rotina (Hillebrand *et al.* 1999). Assim, uma outra simplificação proposta por esse estudo é o uso de dados de densidades de espécies em substituição aos dados de biovolume, pois quando foi avaliado o grau de associação entre biovolume e densidade de espécie, os valores da estatística m^2 foram significativos para 7 das 8 unidades de amostragem (Figura 4). Portanto, de forma geral, os dados de densidade de espécies substituem adequadamente a classificação mais onerosa em biovolume específico.

Grupo Funcional

Os resultados da estatística m^2 e os respectivos valores de P (Figura 5) indicam que as trajetórias temporais descritas pelos grupos funcionais são similares àquelas seguidas por gênero e família. Embora alguns trabalhos tenham sugerido a superioridade da classificação funcional em relação a grupos taxonômicos para descrever a dinâmica da comunidade (Kruk *et al.* 2002; Irfanullah 2006), as informações contidas nos gêneros e famílias das algas são redundantes aos grupos funcionais criados e aprimorados por Reynolds (1997), (2006) e Reynolds *et al.* (2002).

A concordância entre grupos funcionais e classificações taxonômicas pode evidenciar que tais grupos são baseados em características filogenéticas (no entanto, ver Kruk *et al.* 2002), não adicionando mais informação que a classificação taxonômica de Round (1965,1971; Round *et al.*, 1990). Essa redundância poderia ser explicada pela base morfológica que é compartilhada tanto pela classificação taxonômica de Round (1965), (1971) como pela classificação de grupos funcionais, que também é baseada em atributos fisiológicos, morfológicos e ecológicos (Reynolds *et al.* 2002).

Apesar da classificação de grupos funcionais em biovolume ser comumente utilizada (Reynolds 1997; Padisák & Reynolds 1998; Huszar & Carrasco 1998; Kruk *et al.* 2002; Nabout *et al.* 2006) e inclusive recomendada (Kruk *et al.* 2002), os dados de densidade de grupos funcionais foram altamente concordantes com os de biovolume (Figura 6). Portanto o uso de densidade é recomendado em substituição a biovolume para classificação em grupos funcionais.

Conclusão

A importância de estudos ecológicos de longa duração ou de programas de monitoramento é indubitável. No entanto, com o objetivo de aumentar a eficiência desses estudos e, deste modo, maximizar as possibilidades de continuidade e de abrangência espacial, algumas simplificações que acarretam em reduções de custos podem ser implementadas. Os resultados do presente estudo indicam que as tendências temporais dos escores gerados pela DCA, utilizando dados de espécies, foram similares às trajetórias obtidas quando esta análise foi realizada com dados de gênero. Além de implicar em um menor custo, análises com menores resoluções taxonômicas podem ser justificadas considerando outros aspectos, tais como, as constantes revisões taxonômicas a qual este grupo está submetido e o

menor tempo de processamento das amostras. Um outro fator que pode influenciar a adoção de simplificações taxonômicas para o fitoplâncton é a alta diversidade deste grupo, de forma que o sucesso da identificação não requer somente perícia, mas também a visualização de estruturas reprodutivas que nem sempre estão disponíveis nas amostras. Entretanto, mesmo optando por uma menor resolução, é necessário ponderar os objetivos do estudo ou do programa de monitoramento, pois quando se pretende detectar respostas fisiológicas e/ou toxicológicas, por exemplo, há um óbvio interesse pelo nível específico.

Os resultados obtidos neste estudo indicam ainda que os grupos funcionais não representam uma maneira nova e independente de se classificar o fitoplâncton quando comparado à família ou gênero para dados de biovolume e densidade. Esses podem ainda ser quantificados em densidade ou biovolume sem perdas significativas de informação. Os dados de incidência de gêneros foram suficientes para reproduzir os padrões de ordenações derivados dos dados de densidade de espécies, bem como os dados de biovolume de espécies podem ser adequadamente substituídos pela densidade de espécies. Assim, apesar de cada resolução numérica atribuir pesos diferentes aos grupos taxonômicos, esses resultados permitem a utilização de resoluções numéricas mais simplificadas para o fitoplâncton.

Finalmente, em um país de dimensões continentais, com uma quantidade reduzida de cientistas e com grandes problemas ambientais, simplificações que garantam o aumento da abrangência espacial e a continuidade dos programas de monitoramento, em detrimento de informações refinadas (em geral, obtidas apenas localmente e em curtos períodos de tempo), parecem plenamente justificáveis.

Referências Bibliográficas

- Andersen, A. N. (1995). Measuring More of Biodiversity: Genus Richness as a Surrogate for Species Richness in Australian Ant Faunas. *Biological Conservation*, (73): 39-43.
- Báldi, A. (2003). Using higher taxa as surrogates of species richness: a study based on 3700 Coleoptera, Diptera, and Acari species in Central-Hungarian reserves. *Basic and Applied Ecology*, 4: 589-593.
- Balmford, A.; Lyon, A. J. E.; Lang, R. M. (2000) Testing the higher-taxon approach to conservation planning in a megadiverse group: the macrofungi. *Biological Conservation*, (93): 209-217.
- Bicudo C. E. M.; Menezes M. (2006). Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. 2ª ed. RiMa, São Carlos. 489 pp.
- Bilton, D. T.; Mcabendroth, L.; Bedford, A.; Ramsay, P. M. (2006). How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. *Freshwater Biology*, 51: 578-590.
- Cardoso, P.; Silva, I.; Oliveira, N. G.; Serrano, A. R. M. (2004). Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 117: 453-459.
- Cottingham, K. L.; Carpenter, S. R. (1998). Population, community, and ecosystem variates as ecological indicators: phytoplankton responses to whole-lake enrichment. *Ecological Applications*, 8 (2): 508-530.
- Dauvin, J. C.; Gesteira, J. L. G.; Fraga, M. S. (2003). Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 552-555.
- Dayrat, B. (2005). Towards integrative taxonomy. *Biological Journal of the Linnean Society*, 85: 407-415.
- Faria, K. M. S.; Castro, S. S. (2004). Uso do solo na bacia do ribeirão João Leite em 1960 e 2003 e sua relação com os impactos ambientais. *In VI Congresso Brasileiro de Geógrafos, 2004, Goiânia. Caderno de resumos do VI Congresso de Geógrafos Brasileiros*, 248-248.
- Gaston, K. J. (2000). Biodiversity: higher taxon richness. *Progress in Physical Geography*, 24 (1): 117-127.
- Graham, L.E.; Wilcox, L.W. (2000). *Algae*. Prentice Hall Inc., New Jersey. 640 pp.
- Guzmán-Alvis, A. I.; Carrasco, F. (2005). Taxonomic aggregation and redundancy in a tropical macroinfaunal assemblage of the southern Caribbean in the detection of temporal patterns. *Scientia Marina*, 69 (1): 133-141.
- Gushman, S. A.; McGarigal, K. (2004). Patterns in the species-environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos*, 105: 117-124.
- Hansson, L. A.; Gyllstrom M.; Stahl-Delbanco, A.; Svensson, M. (2004). Responses to fish predation and nutrients by plankton at different levels of taxonomic resolution. *Freshwater Biology*, 49: 1538-1550.
- Heino, J.; Mikra, H. (2006). Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? *Biological Conservation*, 129: 418-426.

- Heino, J.; Soininen, J. (2007). Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation*, 137: 78-89.
- Hill, B. H.; Stevenson, R. J.; Pan, Y.; Herlihy, A. T.; Kaufmann, P. R.; Johnson, C. B. (2001). Comparison of correlations between environmental characteristics and stream diatom assemblages characterized at genus and species levels. *Journal of the North American Benthological Society*, 20 (2): 299-310.
- Hill, M. O.; Gauch, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42: 47-48.
- Hillebrand, H.; Durselen, C. D.; Kirschtel, D.; Pollinger, U.; Zohary, T. (1999). Biovolume Calculation for pelagic and microalgae. *Journal Phycology*, 35: 403-424.
- Hirst, A. J. (2006). Influence of taxonomic resolution on multivariate analyses of arthropod and macroalgal reef assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 324: 83–93.
- Huszar, V. L. M.; Carrasco, N. F. (1998). The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: A comparison of taxonomic and morphological-functional descriptors in six temperate lakes. *Freshwater Biology*, 40: 679-696.
- Irfanullah, H. M. D. (2006). Algal taxonomy in limnology: an example of the declining trend of taxonomic studies? *Hydrobiologia*, 559:1-9.
- Jackson, D. A. (1995). PROTEST: A PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance. *Ecoscience*, 2 (3): 297-303.
- Khan, S. A. (2006). Is species level identification essential for environmental impact studies? *Current Science*, 91 (1): 29-34.
- Kruk, C.; Mazzeo, N.; Lacerot, G.; Reynolds, C. S. (2002). Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, 24 (9): 901-912.
- Legendre, P.; Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129: 271-280.
- Legendre, P.; Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology, Developments in Environmental Modelling*. 2^o ed. Elsevier Science. 853 pp.
- Lenat, D. R.; Resh, V. H. (2001). Taxonomy and stream ecology – The benefits of genus and species-level identifications. *Journal of the North American Benthological Society*, 20 (2): 287-298.
- Marshall, J. C.; Steward, A. L.; Harch, B. D. (2006). Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: the benefits and costs of using species abundance data. *Hydrobiologia*, 572:171–194.
- Maurer, D. (2000). The dark side of taxonomic sufficiency (TS). *Marine Pollution Bulletin*, 40 (2): 98-101.
- Melo, A. S. (2005). Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Archiv Hydrobiololy*, 164 (3): 309-323.
- Morabito, G.; Oggioni, A.; Caravati, E.; Panzani, P. (2007). Seasonal morphological plasticity of phytoplankton in Lago Maggiore (N. Italy). *Hydrobiologia*, 578: 47-57.

- Nabout, J. C.; Nogueira, I. S.; Oliveira, L. G. (2006). Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research*, 28 (2): 181-193.
- Odum, E.P. (1988). *Ecologia*. Editora Guanabara Koogan S. A. 434pp.
- Olsgard, F.; Somerfield, P. J. (2000). Surrogates in marine benthic investigations – Which taxonomic unit to target? *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7: 25-42.
- Padisák, J.; Reynolds, C. S. (1998). Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia*, 384: 41-53.
- Padisák, J. (2003). Phytoplankton. In O'Sullivan, P. E. & Reynolds, C. S. (eds) *The Lakes Handbook 1. Limnology and Limnetic Ecology*. Blackwell Science Ltd, Oxford. pp. 251-308.
- Passy, S. I.; Legendre, P. (2006). Power law relationships among hierarchical taxonomic categories in algae reveal a new paradox of the plankton. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 528–535.
- Peres-Neto, P. R.; Jackson, D. A. (2001). How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129: 169-178.
- Philippi, T. E.; Dixon, P. M.; Taylor, B. E. (1998). Detecting Trends in Species Composition. *Ecological Applications*, 8 (2): 300-308.
- Rahel, F. J. (1990). The Hierarchical Nature of Community Persistence: A Problem of Scale. *The American Naturalist*, 136 (3): 328-344.
- Reynolds, C. S. (1980). Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecology*, (3): 141-159.
- Reynolds, C. S. (1997). *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Oldedorf, Luhe, Germany. 378pp.
- Reynolds, C. S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press. 530 pp.
- Reynolds, C. S.; Huszar, V.; Kruk, C.; Naselli-Flores, L.; Melo, S. (2002). Review: Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24 (5), 417-418.
- Round, F. E. (1965). *The biology of the algae*. Edward Arnold (Publishers) Ltd, London 269 pp.
- Round, F. E. (1971). The Taxonomy of the Chlorophyta II. *British Phycological Journal*, 6 (2): 235-264.
- Round, F. E.; Crawford, R. M.; Mann, D. G. (1990). *Diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press. 758 pp.
- Sánchez-Moyano, J. E.; Estacio, D. A. Fa. F. J.; García-Gómez, J. C. (2006). Monitoring of marine benthic communities and taxonomic resolution: an approach through diverse habitats and substrates along the Southern Iberian coastline. *Helgoland Marine Research*, 60: 243–255.
- Saneago. (2004). *Relatório de Análise de Qualidade de Água Bruta*. Superintendência de Desenvolvimento Operacional e Controle Ambiental.

- Sant'Anna, C. L.; Azevedo, M. T. P.; Agujaro, L. F.; Carvalho, M. C.; Carvalho, L. R.; Souza, R. C. R. (2006). Identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Editora Interciência. 58 pp.
- Scheffer, M.; Rinaldi, S.; Huisman, J.; Weissing, F. J. (2003). Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. *Hydrobiologia*, 491: 9–18.
- SEMARH. (1999). Zoneamento Ecológico – Econômico da Microrregião do Meia Ponte. Secretaria do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Habitação; Proteção Ambiental e Metais de Goiás S/A- METAGO. Convênio SAE- PR/ SEMARH-GO nº 011/96. Goiânia-GO. Volume I. 262p.
- Somerfield, P. J.; Clarke, K. R. (1995). Taxonomic levels, in marine community studies, revisited. *Marine Ecology Progress Series*, 127: 113-119.
- Su, J. S.; Debinski, D. M.; Jakubauskas, M. E.; Kindscher, K. (2004). Beyond Species Richness: Community Similarity as a Measure of Cross-Taxon Congruence for Coarser-Filter Conservation. *Conservation Biology*, 18 (1): 167-173.
- Utermöhl H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *mitteilungen der internationale vereinigung für theoretische und angewandte limnologie*, (9): 1-38.
- Van der Hoek C., Mann S. G.; Jahns H. M. (1995). *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge: University of Cambridge Press. 627pp.
- Verdonschot, P. F. M. (2006). Data composition and taxonomic resolution in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia*, 566: 59-74.
- Villaseñor, J. L.; Ibarra-Manríquez, G.; Meave, A. J.; Ortiz, E. (2005). Higher Taxa as Surrogates of Plant Biodiversity in a Megadiverse Country. *Conservation Biology*, 19 (1): 232-238.
- Waite, I. R.; Herlihy, A. T.; Larsen, D. P.; Urquhart, N. S.; Klemm, D. J. (2004). The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, U.S.A. *Freshwater Biology*, 49: 474-489.
- Weithoff G. (2003). The concepts of “plant functional types” and “functional diversity” in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*, 48, 1669-1675.
- Wunsam, F.; Cattaneo, A.; Bourassa, N. (2002). Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring: a case study from streams in the Laurentians (Québec, Canada). *Freshwater Biology*, 47: 325-340.

Capítulo 2:

Concordância entre assembléias de algas em ambiente lótico

Concordância entre assembléias de algas em ambiente lótico

Resumo

A análise de concordância entre assembléias biológicas tem como objetivo verificar a resposta de diferentes grupos taxonômicos aos gradientes ambientais. Quando duas assembléias são concordantes (e.g. ordenam ou classificam as unidades amostrais de modo similar) as possibilidades de encontrar grupos substitutos (“surrogates”) adequados aumentam. Nesse contexto, o nível de concordância entre três classes de algas do ribeirão João Leite (Centro-Oeste, Goiás, Goiânia) foi quantificado com o objetivo de verificar se essas diferentes classes apresentam padrão similar de ordenação e, portanto, se são controladas por conjuntos similares de variáveis ambientais. A concordância foi calculada através da análise de Procrustes, entre as classes mais representativas da comunidade de algas (Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae) no ribeirão João Leite e a relação entre as variáveis ambientais e as espécies de cada classe foi estimada por uma análise de correspondência canônica (CCA). As ordenações das unidades de amostragem obtidas com as classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae foram significativamente concordantes. No entanto, as três classes de algas compartilharam apenas algumas poucas variáveis ambientais explanatórias e, deste modo, a despeito da significância, os níveis de concordância foram baixos. Assim, mesmo grupos taxonômicos com ecologias similares (classes de algas) podem responder diferentemente aos gradientes ambientais, demonstrando que, em alguns casos, o uso de grupos substitutos não deve ser usado em detrimento da análise de outros grupos taxonômicos em estudos de biomonitoramento.

Palavras-chave: concordância, fitoplâncton, Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanophyceae.

Abstract

The analysis of concordance among biological assemblages aims to verify the response of different taxonomic groups to environmental gradients. When high levels of assemblage concordance are measured (i.e. they classify or ordinate sampling units similarly), there is an increased likelihood to find reliable surrogate groups. Thus, the level of assemblage concordance among the classes of algae in a Brazilian river (João Leite River, State of Goiás, Central Brazil) was quantified in order to verify if the classes of algae show similar ordination patterns and, in this way, if they are controlled by the same set of environmental drivers. A Procrustean approach was used to measure the levels of concordance among the more abundant classes of algae (Bacillariophyceae, Chlorophyceae and Cyanophyceae). Canonical Correspondence Analysis was used to identify which environmental predictors most influenced the biological assemblages. Sampling units ordinations derived from Bacillariophyceae, Chlorophyceae and Cyanophyceae were significantly concordant. However, despite the statistical significance, these assemblages shared only a few set of environmental predictors and, therefore, the levels of concordance were low. Even taxonomic groups with similar ecologies (classes of algae) may be controlled by different environmental drivers indicating that, in some cases, surrogate groups may be not a valid substitute to the analyses of other taxonomic groups in biomonitoring studies.

Key words: concordance, phytoplankton, Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanophyceae.

Introdução

A ecologia de comunidades tipicamente estuda as relações entre grupos de espécies e características ambientais. Geralmente, os ecólogos não consideram que variações ambientais podem afetar de modo similar, diferentes comunidades (Jackson & Harvey 1993), como predito pela teoria de Hutchinson (1957), em que cada espécie apresenta requerimentos ambientais diferenciados. Gradientes ambientais conspícuos podem, no entanto, determinar respostas similares de diferentes grupos de organismos (Paszkowski & Tonn 2000).

Recentemente, o conceito de concordância tem sido utilizado em ecologia para quantificar o grau de similaridade entre as respostas de diferentes grupos de organismos em relação a variáveis ambientais (Paszkowski & Tonn 2000; Heino & Mykra 2006). Seguindo esta lógica, a concordância entre comunidades ou assembléias biológicas, formadas por grupos taxonômicos diferentes, é detectada quando estas apresentam respostas similares aos mesmos gradientes ambientais (Paszkowski & Tonn 2000; Paavola *et al.* 2003; Heino *et al.* 2003; Bini *et al.* 2007).

A concordância entre comunidades (similaridade nos padrões de ordenação ou classificação) é importante no monitoramento ambiental (Bini *et al.* 2007), pois em caso de fortes evidências de concordância, os padrões de classificação ou de ordenação das unidades de amostragem obtidos para um determinado grupo taxonômico podem ser extrapolados para os demais grupos analisados (Heino & Mikra 2006). Considerando a impossibilidade de monitorar toda a biota, devido a grande quantidade de recursos e tempo necessários, o uso de indicadores que apresentam rápidas respostas às mudanças ambientais tem sido uma prática recorrente (Cottingham & Carpenter 1998). Assim, a concordância entre grupos possibilita a escolha de um grupo com vantagens relacionadas aos procedimentos de amostragem e determinação taxonômica (Pawar 2003).

Através dessa abordagem, a avaliação dos impactos ambientais derivados de ações antrópicas poderia ser feita com qualquer um dos grupos concordantes, uma vez que essa congruência sugere respostas similares à maioria dos fatores ambientais (Gaston & Williams 1996). A identificação destes fatores ambientais também é importante para um maior conhecimento e conservação da biota aquática, pois a oscilação desses fatores implicaria na detecção de respostas da comunidade (Tolomen *et al.* 2005). Por outro lado, resultados divergentes nas respostas das comunidades aos gradientes ambientais anulariam as possibilidades de extrapolação e indicariam a existência de fatores ambientais distintos que controlam os diferentes grupos (Paavola *et al.* 2003; Heino & Mykra 2006).

Grande parte dos trabalhos sobre concordância foram feitos com grupos taxonômicos bastante diferenciados. Por exemplo, Allen *et al.* (1999) avaliou a concordância entre macroinvertebrados bentônicos, aves, diatomáceas e zooplâncton, verificando a possibilidade da utilização de um grupo taxonômico de mais fácil identificação em substituição ao outro. A concordância foi ainda testada entre outros organismos, como peixes, macroinvertebrados bentônicos e briófitas (Paavola *et al.* 2003; Heino *et al.* 2005; Paavola *et al.* 2006); diferentes guildas de aves (Paszkowski & Tonn 2006); macroinvertebrados e diatomáceas (Heino & Soininen 2007) e microcrustáceos, rotíferos e tecamebas (Bini *et al.* 2007). Dentro de um mesmo grupo taxonômico essa abordagem também pode ser interessante, pois em função das menores distâncias filogenéticas entre as espécies que compõem esse grupo, as chances de detecção de subgrupos concordantes, teoricamente, são maiores (Wolters *et al.* 2006).

A comunidade fitoplanctônica é um grupo taxonômico diversificado (\approx 5000 táxons descritos para ambientes de água doce) e frequentemente utilizado como indicador ambiental de ecossistemas lóticos (Hill *et al.* 2001). No entanto, em muitas regiões do mundo, a escassez de taxonomistas treinados é um problema que não pode ser negligenciado (Dayrat 2005). Nesse sentido o uso de uma classe taxonômica do fitoplâncton em substituição à outra também seria uma possibilidade para a simplificação de estudos em ficologia (Scheffer *et al.* 2003).

Um outro aspecto importante no uso de uma das classes do fitoplâncton em substituição a outra classe é que considerando a potencial toxicidade de espécies da classe Cyanophyceae, seu monitoramento é exigido por lei em todos os mananciais de abastecimento público em países como o Brasil (Ministério da Saúde, Portaria nº1469 2000). Assim, os padrões detectados por essa classe, dada a exigência legal do monitoramento da mesma, poderia ser extrapolado para o restante da comunidade de algas. Portanto, o estudo de concordância dentro da comunidade fitoplanctônica pode auxiliar na redução dos custos de programas de monitoramento da qualidade da água ou de estudos ecológicos de longa duração.

Neste contexto, o objetivo desse estudo foi testar a ocorrência de concordância entre as assembleias compostas pelas espécies das três classes mais abundantes do fitoplâncton da bacia do ribeirão João Leite. Mais especificamente, verificar se essas três classes taxonômicas do fitoplâncton (Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae) apresentam padrões similares de ordenação de amostras obtidas ao longo do espaço (8 locais de coleta) e do tempo (2 períodos sazonais em dois anos distintos). Além disso, as variações na estrutura dessas assembleias foram modeladas em função de variáveis físicas e químicas utilizando análises de

gradientes diretas. Assim, espera-se que, detectando níveis de concordância significativos, as variáveis que predizem as alterações das composições e das abundâncias das três assembleias (compostas por diferentes classes de algas) devem ser similares. Caso contrário, os gradientes ambientais que são responsáveis pelas respostas similares (concordância) não foram mensurados e, portanto, não incluídos na análise. Uma outra explicação para a evidência de concordância consiste nas interações ecológicas entre os grupos. Tendo em vista as relações de ancestralidade entre essas três classes de algas, espera-se ainda que o maior nível de concordância seja encontrado para as classes Cyanophyceae e Chlorophyceae (Falkowski *et al.* 2004).

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A área de estudo localiza-se no Estado de Goiás, que apresenta clima tropical úmido, com duas estações bem definidas: seca, de maio a setembro e chuvosa de outubro a abril (Galinkin 2002).

A bacia do ribeirão João Leite está localizada entre as duas maiores cidades do Estado (Goiânia e Anápolis) e, deste modo, sofre constantes transformações (http://portalsepin.seplan.go.gov.br/pub/anuario/2005/demografia/tab01_demografia.htm).

Embora sua maior extensão esteja localizada em áreas urbanas, são nas áreas rurais que se concentram os impactos ambientais de maiores proporções, como erosões e atividades de mineração. Pastagens plantadas dominam a paisagem, contribuindo para a degradação da mata ciliar, degradação das nascentes, aumento na produção de sedimentos e conseqüente assoreamento (Faria & Castro 2004). Especificamente, a bacia do ribeirão João Leite possui 60% de suas terras convertidas para uso da pecuária, com cerca de 30% de cobertura vegetal (SEMARH 1999).

O Ribeirão João Leite é utilizado para o abastecimento com água de 55% da população que vive na cidade de Goiânia (Saneago 2004). Esse rio pertence à bacia do rio Meia Ponte, que apresenta intensa atividade humana.

Coleta e Amostragem

Os dados físicos e químicos e da comunidade fitoplanctônica foram obtidos em um programa de monitoramento, executado através de uma parceria entre a companhia de Saneamento de Goiás S/A e outras empresas de consultoria ambiental, com o objetivo de avaliar a qualidade da água do ribeirão João Leite, bem como os impactos provocados pelo futuro reservatório que será formado pela barragem homônima.

Foram estabelecidos oito pontos de coleta na bacia do ribeirão João Leite, dos quais cinco se localizam neste ribeirão e três em tributários. Nesses pontos, foram avaliadas durante 24 meses de amostragem, 14 variáveis limnológicas e a comunidade fitoplanctônica. As variáveis limnológicas analisadas foram: temperatura da água, turbidez, condutividade elétrica, pH, gás carbônico (CO₂), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais dissolvidos, cloretos (Cl), Magnésio (Mg), Cálcio (Ca), ferro solúvel (Fe), nitritos (NO₂⁻), fósforo total (P), Sulfato (SO₄⁻). Todos os métodos utilizados na realização das análises estão descritos em APHA (1995). Foi ainda incluída a precipitação acumulada mensal para cada um dos meses avaliados.

Para o estudo do fitoplâncton foram coletados 100 mL de amostra em cada ponto em sub-superfície. Estas foram acondicionadas em frasco âmbar, sob refrigeração e preservadas com solução de Lugol acético (Bicudo & Menezes 2006). A densidade do fitoplâncton foi estimada através do método de Utermöhl (1958), com microscópio invertido, marca ZEISS, em aumento de 400X. As espécies identificadas foram inseridas nas classes taxonômicas estabelecidas por Van den Hoek *et al.* (1995).

Análise de Dados

As densidades mensais de cada espécie, para as diferentes classes, foram convertidas em médias para as estações secas e chuvosas de 2004 e 2005. Assim, foram geradas matrizes biológicas para as classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae sem as espécies raras ($N < 3$) e com as espécies raras para dados de densidade, de maneira que cada matriz foi composta pelos oito pontos amostrais e as médias das densidades para as quatro estações amostradas (seca e chuva/2004, seca e chuva/2005). Conforme recomendado por Legendre & Legendre (1998), com o objetivo de minimizar as discrepâncias entre os valores de abundância (comumente observados em comunidades biológicas), as médias das abundâncias das espécies foram transformadas em $\log(Y + 1)$, onde Y é a densidade média de cada espécie inclusa em uma das três classes estudadas.

Em seguida, foi realizada uma análise de correspondência “detrended” (DCA; Hill & Gauch 1980) para cada matriz. Essa análise ordena as unidades de amostragem reduzindo o efeito do arco (dependência não-linear entre os eixos de ordenação; Hill & Gauch 1980). Para verificar as relações entre as ordenações geradas pela DCA, para cada uma das três classes taxonômicas com e sem as espécies raras, foi realizada a análise de Procrustes. A estatística m^2 gerada por essa análise mede o nível de concordância entre as ordenações que estão sendo comparadas (Jackson 1995; Peres-Neto & Jackson 2001). Simultaneamente, foi feito o Procrustes com 9999 permutações para medir a significância dessa estatística (Jackson 1995). Ainda com os escores gerados pela DCA para os dados de densidade dessas três classes taxonômicas (Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae) foi feita uma ANOVA para verificar a influência do período chuvoso sobre essas classes.

A partir das matrizes de dados das espécies mais abundantes (com frequência de ocorrência > que 3; ver Lenat & Resh 2001; Arscott *et al.* 2006) e dos dados ambientais (log-transformados; excetuando-se o pH), uma análise de correspondência canônica (CCA; ver Braak 1986) foi realizada com o objetivo de identificar as variáveis ambientais que mais se relacionaram com as mudanças nas abundâncias e composições de espécies de cada uma das classes taxonômicas. Além das variáveis limnológicas quantitativas, uma variável modelo (“dummy”) também foi incluída nas análises canônicas com o objetivo de diferenciar os pontos de monitoramento localizados na calha principal do rio daqueles pontos localizados nos tributários. As significâncias das correlações canônicas (correlação de Pearson entre os escores derivados dos dados biológicos e os escores derivados das combinações lineares dos dados ambientais) foram avaliadas utilizando métodos de Monte Carlo com 999 permutações.

Resultados

Durante o período de estudo, o mês de dezembro de 2003 foi caracterizado como período chuvoso, apresentando uma precipitação acumulada de 182,2 mm. Em 2004, os meses de maio, junho, julho, agosto e setembro caracterizaram o período de estiagem e os meses de janeiro, fevereiro, março, abril, outubro, novembro e dezembro caracterizaram o período chuvoso. No ano de 2005, o período de estiagem ocorreu nos meses de abril, maio, junho, julho, agosto e setembro, enquanto que os meses de janeiro, fevereiro, março, outubro, novembro caracterizaram o período chuvoso (Figura 1).

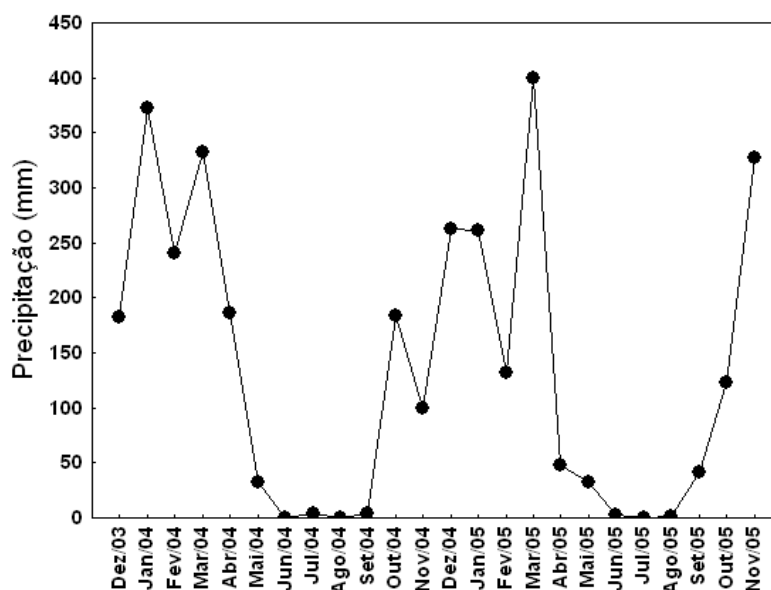


Figura 1. Precipitação mensal acumulada para os 24 meses de amostragem (dados coletados na Estação Evaporimétrica da Escola de Agronomia, UFG, Goiânia-GO, coordenadas 16° 41''S, 49° 17''W).

Análise de concordância entre as assembléias

Os valores da estatística m^2 foram significativamente menores que o esperado ao acaso, indicando que as três assembléias se associaram de maneira significativa. As ordenações mais concordantes com o número total de espécies foram, respectivamente, aquelas geradas por Chlorophyceae-Cyanophyceae, Cyanophyceae-Bacillariophyceae, e Bacillariophyceae-Chlorophyceae (Tabela 1). Enquanto que as ordenações que mais se associaram na ausência das espécies raras foram respectivamente entre Chlorophyceae-Bacillariophyceae, Cyanophyceae-Bacillariophyceae e Cyanophyceae-Chlorophyceae.

Tabela 1. Resultados da análise de ProTest (Jackson 1995) entre os escores gerados pela DCA para as classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae. Essa análise foi realizada com número total de espécies em cada classe e sem as espécies raras ($N < 3$). Os valores da estatística m^2 estão abaixo da diagonal principal e os valores da significância (P) dessa estatística estão acima.

Classes	Bacillariophyceae	Chlorophyceae	Cyanophyceae
Bacillariophyceae (66 taxa)		0,0478	0,0044
Chlorophyceae (73 taxa)	0,87		0,0022
Cyanophyceae (30 taxa)	0,79	0,77	
Bacillariophyceae (47 taxa)		0,0002	0,0008
Chlorophyceae (39 taxa)	0,64		0,0011
Cyanophyceae (20 taxa)	0,77	0,78	

Relações entre as assembléias e as variáveis ambientais

De acordo com os testes de Monte Carlo, as duas primeiras correlações canônicas foram significativas para os dados da classe Bacillariophyceae (Tabela 2). As mudanças na composição dessa classe foram correlacionadas, principalmente, com variáveis que apresentam um padrão de variação sazonal (e.g. precipitação, turbidez e temperatura da água). Além dessas, duas outras variáveis foram importantes, a saber: a variável modelo “RJL” (diferenciando a calha principal do ribeirão João Leite de tributários) e a concentração de CO₂.

Somente a primeira correlação canônica foi significativa para as classes Chlorophyceae e Cyanophyceae (Tabela 2). As variações na composição de Chlorophyceae foram relacionadas, predominantemente, com as alterações da concentração iônica da água. As principais variáveis detectadas pela CCA para os dados da classe Cyanophyceae foram: ferro solúvel, CO₂, sulfato, precipitação e a variável modelo “RJL”. Na tabela 2, são listadas as variáveis que foram importantes para mais de uma classe de algas: precipitação, CO₂ e “RJL” (para Bacillariophyceae e Cyanophyceae), turbidez (para Bacillariophyceae e Chlorophyceae) e ferro solúvel (para Chlorophyceae e Cyanophyceae).

Tabela 2. Resultados da análise de correspondência canônica (CCA) para os dados de densidade das classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae. As variáveis ambientais incluídas nas análises foram: Cálcio, Condutividade elétrica (Cond.), Gás carbônico (Gás carbon.), Magnésio, Ferro solúvel, Precipitação pluviométrica, Sulfato, Temperatura da água (TAG), Turbidez e a variável categórica que discrimina os pontos pertencentes ao ribeirão João Leite de seus tributários (RJL).

	Bacillariophyceae		Chlorophyceae		Cyanophyceae	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Espécies (%)	12,7	8,7	11,3	8,0	21,6	10,4
Espécie-Ambiente (<i>r</i>)	0,99	0,97	0,97	0,90	0,96	0,91
Espécie-Ambiente (<i>P</i>)	0,001	0,002	0,004	0,511	0,016	0,258
Ordem	Principais variáveis					
1 ^a	Precipitação (-0,83)		Ferro solúvel (0,72)		Ferro solúvel (0,52)	
2 ^a	Turbidez (-0,82)		Cond. (0,72)		Gás carbon. (0,51)	
3 ^a	RJL (-0,80)		Cálcio (0,70)		Sulfato (0,49)	
4 ^a	Gás carbon. (-0,73)		Magnésio (0,53)		Precipitação (0,48)	
5 ^a	TAG (-0,72)		Turbidez (0,47)		RJL (-0,38)	

Assim como os resultados apresentados pela CCA, os resultados da DCA também evidenciam uma clara diferenciação sazonal entre os pontos de amostragem com os dados de Bacillariophyceae e Cyanophyceae, onde existiu diferença significativa entre o período de

chuva e estiagem apenas para o segundo eixo (Figura 2a; $F = 7,15$; $P = 0,012$ e Figura 2c; $F = 4,95$; $P = 0,034$). No entanto, esse padrão não foi tão conspícuo para a classe chlorophyceae (Figura 2b).

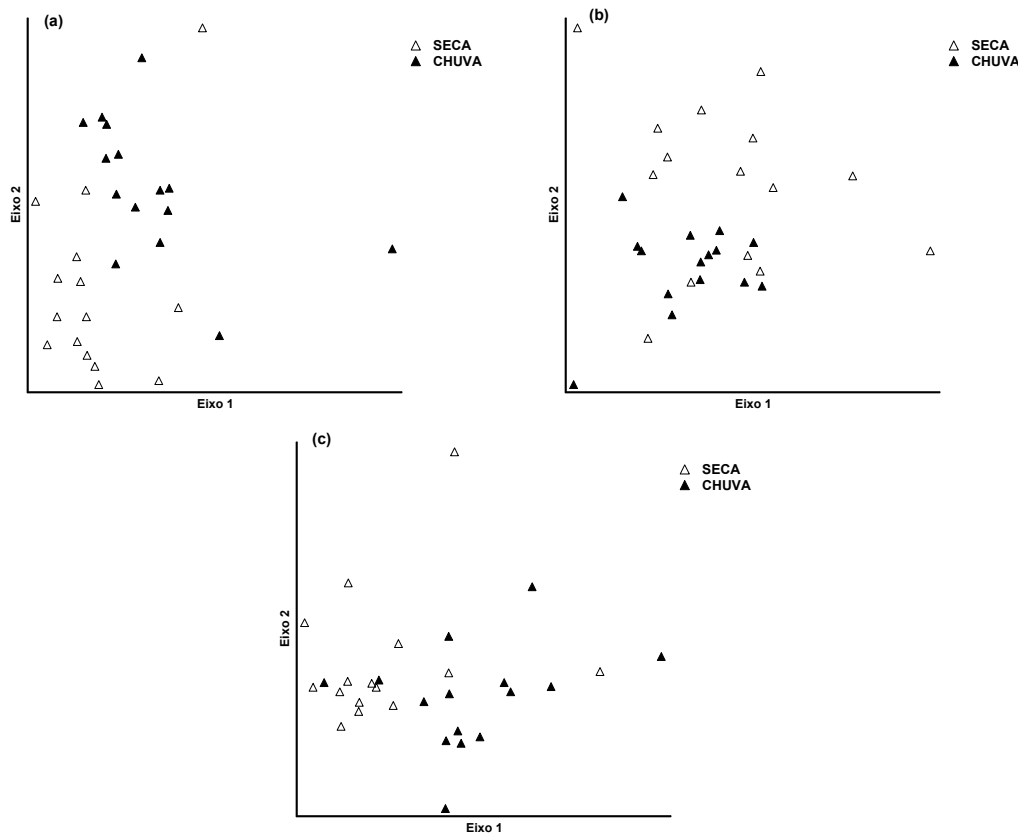


Figura 2. Escores derivados da DCA aplicados às médias das densidades das espécies das classes Bacillariophyceae (a), Chlorophyceae (b) e Cyanophyceae (c) por período (chuva e seca) nos oito pontos durante dezembro de 2003 a novembro de 2005.

Discussão

Estudos de concordância entre assembléias são realizados, geralmente, com grupos taxonômicos distintos e que são representados por espécies de diferentes níveis tróficos (e.g. peixes, briófitas e macroinvertebrados bentônicos; Paavola *et al.* 2006). Neste estudo, a análise de concordância foi realizada entre grupos muito mais homogêneos tanto do ponto de vista taxonômico como trófico. Mesmo considerando essa homogeneidade, é importante destacar que, a despeito da significância estatística, os elevados valores da estatística m^2 indicaram baixos níveis de concordância (Tabela 1).

As variáveis ambientais mais correlacionadas com as assembléias fitoplanctônicas foram aquelas que apresentam um forte padrão sazonal de variação (e.g. precipitação, turbidez). Assim, provavelmente, os níveis de concordância entre as assembléias detectados nesse estudo foram determinados em função das respostas similares das assembléias frente às variações ambientais temporais, enquanto que em um mesmo período sazonal as variações dos escores foram fortemente dispare. Especificamente, embora o uso de uma classe de fitoplâncton para a predição de outra qualquer pode ser justificável, de acordo com os nossos resultados, em uma escala temporal, o mesmo não pode ser assumido em um mesmo período sazonal. Como demonstrado recentemente por Paavola *et al.* (2006), a influência da escala espacial na detecção da concordância entre grupos taxonômicos é um importante aspecto que deve ser considerado nas análises de grupos substitutos (“surrogates”).

Assembléias biológicas podem, no entanto, apresentar padrões concordantes de classificação ou ordenação em escalas espaciais locais quando estas são controladas por um forte gradiente ambiental (Paszkowski & Tonn 2000; Paavola *et al.* 2006). Por outro lado, em um mesmo período sazonal, os baixos níveis de concordância detectados nesse estudo indicam que as três classes de algas foram relacionadas com distintos fatores ambientais e que não existe um gradiente ambiental dominante, o que pode implicar em respostas diferentes das algas a esse gradiente. Por exemplo, a classe Cyanophyceae é a única que apresenta a capacidade de controlar sua posição na coluna de água através de vacúolos de gás e também fixar o nitrogênio atmosférico (Reynolds 2006). Já as diatomáceas possuem uma dependência particular por sílica quando comparada com as demais algas (Padisák 2003), enquanto que para a classe Chlorophyceae não há derivações reais de características próprias, pois esse grupo não possui características exclusivas (Reviere 2006).

Grupos filogeneticamente relacionados tendem a apresentar respostas similares às variações ambientais (Beccaloni & Gaston 1995; Wolters *et al.* 2006). Assim, apesar das algas constituírem um grupo polifilético (Reviere 2006) a teoria da endossimbiose apresentada por Margulis (1971) relaciona as classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae com a classe Cyanophyceae. Portanto, os três grupos são evolutivamente relacionados e esta relação de ancestralidade é maior entre Chlorophyceae e Cyanophyceae (Margulis 1971; Falkowski *et al.* 2004). Assim, os resultados obtidos, quando abordadas todas as espécies, coadunam com a expectativa de maior nível de concordância entre Chlorophyceae e Cyanophyceae em função da maior relação evolutiva entre elas. No entanto, essa relação evolutiva foi estabelecida entre os grandes grupos ao longo de milhares de anos, de maneira que poucas características que foram compartilhadas ainda estão presentes nos diferentes grupos. O que pode ser

evidenciado pela fraca influencia dessa da ligação entre os grupos na ausência das espécies raras, em que os grupos que mais se associaram foram Chlorophyceae e Bacillariophyceae. A retirada das espécies raras implicou ainda, em um aumento do grau de concordância entre os grupos, que apresentaram menores valores da estatística m^2 juntamente com menores valores de P . Esse efeito é justificável, pois a remoção das espécies raras torna os locais mais similares e, portanto, mais concordantes (Arscott *et al.* 2006). Assim, de uma forma geral, tanto a abordagem de todas as espécies quanto para os dados das espécies mais abundantes ($N > 3$), todas as classes concordaram significativamente.

Conclusão

Muito dos estudos ecológicos de observação (ex. biomonitoramento, estudos de longa duração, análises de impacto ambiental, inventários de biodiversidade e priorização de áreas para conservação) são enviesados em termos taxonômicos. Deste modo, as análises de concordância entre as assembléias biológicas são necessárias para avaliar se os resultados obtidos para o grupo “substituto” podem ser generalizados para aqueles grupos omitidos nos estudos. Uma outra aplicação para essa abordagem são os trabalhos de modelagem ecossistêmica para ambientes aquáticos, no qual as evidências de concordância entre as classes ou não possibilitariam agrupamentos mais consistentes, já que os organismos estão em geral, separados em grandes grupos (e.g. fitoplâncton, zooplâncton e peixes).

No entanto, a despeito da relativa homogeneidade taxonômica e ecológica dos grupos analisados nesse estudo, os baixos níveis de concordância mensurados, embora significativos, não permitem predições precisas. Assim, é necessário salientar que grupos taxonômicos particulares (geralmente, elegidos por contingências: disponibilidade de taxonomistas na região) não devem ser usados indiscriminadamente. De maneira que a abordagem de grupos substitutos não deve ser invariavelmente adotada visando menores investimentos na identificação de diferentes grupos que poderiam, por exemplo, indicar diferentes impactos ambientais ou mesmo novas áreas importantes para a conservação.

Referências Bibliográficas

- Allen, A. P.; Whittier, T. R.; Larsen, D. P.; Kaufmann, P. R.; O'Connor, R. J.; Hughes, R. M.; Stemberger, R. S.; Dixit, S. S.; Brinkhurst, R. O.; Herlihy, A. T.; Paulsen, S. G. (1999). Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. *Canadian Journal Aquatic Fisher Science*, 56: 2029-2040.
- APHA, American Public Health Association. (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19^a ed. Washington. 2635 pp.
- Arscott, D. B.; Jackson, J. K.; Kratzer, E. B. (2006) Role of rarity and taxonomic resolution in regional and spatial analysis of stream macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 25 (4): 977-997.
- Beccaloni, G. W.; Gaston, K. J. (1995). Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Irthomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation*, 71: 77-86.
- Bicudo C. E. M.; Menezes M. (2006). Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. 2^a ed. RiMa, São Carlos. 489 pp.
- Bini, L. M.; Vieira, L. C. G.; Machado, J.; Velho, L. F. M. (2007). Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. *Hydrobiologia*, 92 (1): 9-22.
- Braak, C. J. F. T. (1986). Canonical correspondence analyses: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analyses. *Ecology* 67 (5): 1167-1179.
- Cottingham, K. L.; Carpenter, S. R. (1998). Population, community, and ecosystem variates as ecological indicators: phytoplankton responses to whole-lake enrichment. *Ecological Applications*, 8 (2): 508-530.
- Dayrat, B. (2005). Towards integrative taxonomy. *Biological of Journal of the Linnean Society*, 85: 407-415.
- Falkowski, P. G.; Katz, M. E.; Knoll, A. H. K.; Quigg, A.; Raven, J. A.; Schofield, O.; Taylor, F. J. R. (2004). The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. *science*, 305: 354-360.
- Faria, K. M. S.; Castro, S. S. (2004). Uso do solo na bacia do ribeirão João Leite em 1960 e 2003 e sua relação com os impactos ambientais. *In VI Congresso Brasileiro de Geógrafos, 2004, Goiânia. Caderno de resumos do VI Congresso de Geógrafos Brasileiros, 248-248.*
- Galinkin. (2002). Geogoiás. 1^a ed. Goiânia: Agencia Ambiental de Goiás, Fundação CEBRAC: PNUMA: SEMARH, Goiânia, Goiás. 272 pp.
- Gaston K.J.; Williams P.H. (1996). Spatial patterns in taxonomic diversity. *In* Gaston, K.J. (ed.) *Biodiversity*. Blackwell Science, Oxford. pp 202-229.
- Heino, J.; Mikra, H. (2006). Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? *Biological Conservation*, 129: 418-426.
- Heino, J.; Soinen, J. (2007). Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation*, 137: 78-89.

- Heino, J.; Muotka, T.; Paavola, R.; Paasivirta, L. (2003). Among-taxon congruence in biodiversity patterns: can stream insect diversity be predicted using single taxonomic group. *Canadian Journal Aquatic Fisher Science*, 60: 1039-1049.
- Heino, J.; Paavola, R.; Virtanen, R.; Muotka, T. (2005). Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? *Biodiversity and Conservation*, 14: 415–428.
- Hill, B. H.; Stevenson, R. J.; Pan, Y.; Herlihy, A. T.; Kaufmann, P. R.; Johnson, C. B. (2001). Comparison of correlations between environmental characteristics and stream diatom assemblages characterized at genus and species levels. *Journal of the North American Benthological Society*, 20 (2): 299-310.
- Hill, M. O.; Gauch, Jr. (1980). Detrended correspondence analyses, an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42: 47-58.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks, Cold Spring Harbor Symposium. *Quantitative Biology*, 22: 415-427.
- Jackson, D. A. (1995). PROTEST: A PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance. *Ecoscienc*, 2 (3): 297-303.
- Jackson, D. A.; Harvey, H. H. (1993). Fish and benthic invertebrates: Community concordance and community-environment relationships. *Canadian Journal Aquatic Fisher Science*, 50: 2641-2651.
- Legendre, P.; Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. 2 ed. Edição inglesa. Amsterdam: Elsevier Science, 853 pp.
- Lenat, D. R.; Resh, V. H. (2001). Taxonomy and stream ecology – The benefits of genus and species-level identifications. *Journal of the North American Benthological Society*, 20 (2): 287-298.
- Margulis, L. (1971). Symbiosis and evolution. *Science American*. 225: 48-57.
- Ministério da Saúde. (2000). Portaria nº 1469, de 29 de dezembro, artigos 18 e 19. Brasil. 17 pp.
- Paavola, R.; Muotka, T.; Virtanen, R.; Heino J.; Kreivi P. (2003). Are biological classifications of headwaters streams concordant across multiple taxonomic groups. *Freshwater Biology*, 48: 1912-1923.
- Paavola R., Muotka T., Virtanen R., Heino J., Jackson D.; Maki-Petays, A. (2006). Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams. *Ecological Applications*, 16 (1): 368-379.
- Padisák, J. (2003). Phytoplankton. In O'Sullivan, P. E.; Reynolds, C. S. (eds) *The Lakes Handbook 1. Limnology and Limnetic Ecology*. Blackwell Science Ltd, Oxford. pp. 251-308.
- Paszokowski C. A.; Tonn W. M. (2000). Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology*, 43: 421-437.
- Paszokowski C. A.; Tonn W. M. (2006). Foraging guilds of aquatic birds on productive boreal lakes: environmental relations and concordance patterns. *Hydrobiologia*, 567: 19-30.
- Pawar, S. (2003). Taxonomic chauvinism and the methodologically challenged. *BioScience*, 53: 861-864.

- Peres-Neto, P. R.; Jackson, D. A. (2001). How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129: 169-178.
- Reynolds, C. S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press. 530 pp.
- Reviere, B. (2006). *Biologia e Filogenia das Algas*. Ed. Artmed, Porto Alegre. 280 pp.
- Saneago. (2004). *Relatório de Análise de Qualidade de Água Bruta*. Superintendência de Desenvolvimento Operacional e Controle Ambiental. Goiânia, Goiás.
- Scheffer, M.; Rinaldi, S.; Huisman, J.; Weissing, F. J. (2003). Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. *Hydrobiologia*, 491: 9–18.
- Secretaria de planejamento e infra-estrutura. Governo de Goiás. População residente, por situação do domicílio e sexo, segundo os municípios – 2000. Goiânia, 24 de julho de 2007. Disponível em: <http://portalsepin.seplan.go.gov.br/pub/anuario/2005/demografia/tab01demografia.htm>
- SEMARH. (1999). *Zoneamento Ecológico – Econômico da Microrregião do rio Meia Ponte*. Secretaria do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Habitação; Proteção Ambiental e Metais de Goiás S/A- METAGO. Convênio SAE- PR/ SEMARH-GO nº 011/96. Goiânia-GO. Volume I: 262 pp.
- Tolonen, K. T.; Holopainen, I. J.; Hämäläinen, H.; Rahkola-Sorsa, M.; Ylöstalo, P.; Mikkonen, K.; Karjalainen, J. (2005). Littoral species diversity and biomass: Concordance among organismal groups and effects of environmental variables. *Biodiversity and Conservation*, 14: 961-980.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton methodik. *Mitt. int. Ver. Limnol*, 9: 1–38.
- Van der Hoek, C.; Mann, S. G.; Jahns, H. M. (1995). *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge, University of Cambridge Press. 627 pp.
- Wolters, V.; Bengtsson, J.; Zaitsev, A. S. (2006). Relationship among the species richness of different taxa. *Ecology*, 87 (8): 1886-1895.