



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CÂMPUS ANÁPOLIS DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS –
HENRIQUE SANTILLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM RECURSOS
NATURAIS DO CERRADO**

EMILLY STEPHANNY SOUSA CAMPOS DOS SANTOS

**CONCORDÂNCIA ENTRE COMUNIDADES PLANCTÔNICAS EM UM
RESERVATÓRIO NO CERRADO**

Anápolis

2017

EMILLY STEPHANNY SOUSA CAMPOS DOS SANTOS

**CONCORDÂNCIA ENTRE COMUNIDADES PLANCTÔNICAS EM UM
RESERVATÓRIO NO CERRADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais do Cerrado, da Universidade Estadual de Goiás para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais do Cerrado.

Orientadora: Profa. Dra. Priscilla de Carvalho.

Co-orientadora: Dra. Vanessa Guimarães Lopes

Anápolis

2017

*Dedico este trabalho aos meus pais Railton e
Andreia, irmão Kevin, avós José e Francisca e
ao meu esposo Pedro.*

Agradecimentos

Agradeço ao meu eterno amor, Jesus Cristo que me amou primeiro e tem cuidado de mim em todas as fases dessa caminhada chamada vida.

A família por ser a base de amor, cuidado, ensino, carinho e respeito aqui na Terra que me motivaram em todas as circunstâncias a prosseguir na jornada. Em especial aos meus avós Zecas e Francisca que deram o ponta pé inicial no desejo de aprender e aperfeiçoar meus conhecimentos acadêmicos. Sou eternamente grata por seus conselhos Zecas e pelas longas conversas nas madrugadas frias e sonolentas em direção a parada de ônibus para a universidade, com certeza a estação de rádio da madrugada era mais divertida ao seu lado! Vó Francisca, obrigada pelos inúmeros cafés durante as tardes e noites longas de estudos, mais do que cafeína eu tomei doses diárias de amor e força para continuar superando minha limitação e exercitando a fé e paciência, obrigada por ser um exemplo de força vó! Aos meus pais Railton e Andreia que não mediram esforços em me educar e ensinar a caminhar com meus próprios pés, hoje sei que nenhuma dificuldade superou o amor que temos e não tenho palavras para expressar tamanha gratidão pela vida que me deram, obrigada! Obrigada Kevin que apesar de ser uma criança, tem um coração do tamanho do mundo e uma criatividade que me encanta, aprendo muito contigo meu irmão. A minha bisá “Mãezinha” por se preocupar sempre, e aos meus bisavôs (*in memorian*): Maria Conceição, Geraldo e “Paizinho” só me resta agradecer a Deus pela oportunidade que tive em compartilhar minha vida com pessoas tão especiais e exemplo de fé para minha geração, sinto tantas saudades. Agradeço também ao meu melhor amigo Pedro, que no decorrer da caminhada se tornou meu marido e referencial de paciência e perseverança. Obrigada por não fugir ao me ver falando sozinha sobre ecologia aquática com as paredes do quarto rsr. Agora somos um, e saiba que terminamos juntos esse trabalho, eu amo você e não é pouco!

Aos amigos que fiz na caminhada e que decidiram andar comigo mesmo sabendo dos meus descontroles emocionais e ausências em algumas fases da pós-graduação. Como os amigos que fiz no mestrado, as amigas no ICB- UFG Letícia e Carol que me acolheram com tanta atenção me presenteando com uma amizade incrível e construtiva, thanks my friends!!!As amigas de longa data: Wérika e Iliene, e aos amigos que o hip hop me presenteou: salve Ronan Marrom, Natan, Mc Dvolt, Jederson, Lis, Gleyde, Mika e Jenni.

A toda comunidade de fé que participo e atuo, obrigada por me ensinarem amar o próximo como Cristo nos ama, e por fortalecerem minha vida através da comunhão gerada em cada partir do pão. Em especial, Pr.André filho e Vanessa com quem aprendo tanto a respeito de uma vida com propósito perfeito e imutável. Aos meus irmãos de fé, em especial ao Neto pela amizade, confiança e suporte no

inglês. Ao grupo de jovens: Naná, Debs, Dadá, Jr., Lilian, Vini, Silas, Bibi, Leicy, Divael, (...) que tornaram a jornada tão leve e tranquila, a amizade de vocês é um presente para mim, obrigada meus queridos!

Agradeço à empresa “Life- Projetos Limnológicos” por disponibilizar os dados para a realização desse trabalho.

E por fim, agradeço imensamente ao corpo docente e gestores do PPGS RENAC pela oportunidade de aprendizado e aperfeiçoamento profissional e pessoal, e a Universidade Estadual de Goiás pelo suporte financeiro através da bolsa concedida pela Central de Bolsas UEG. A profa. Dra. Priscilla Carvalho que aceitou o desafio em me orientar e ensinar desde os conceitos básicos aos mais complexos de ecologia, limnologia e estatística sempre com uma paciência e didática incrível com seus papezinhos de rascunho, e por abrir as portas do laboratório de ecologia aquática na Universidade Federal de Goiás. Agradeço a minha co-orientadora, Dra. Vanessa Guimarães Lopes por apresentar um grupo tão interessante que são os zooplânctons, e por contribuir de forma prestativa na produção da dissertação em cada observação e questionamento me instigando a refletir e aprimorar a escrita deste trabalho, muito obrigada!

SUMÁRIO

Resumo.....	7
Abstract.....	8
Introdução.....	9
Área de estudo.....	11
Materiais e Métodos.....	12
Resultados.....	15
Discussão.....	26
Considerações Finais.....	29
Referências.....	30

Resumo

Diferentes organismos podem apresentar padrões similares em suas respostas a fatores abiótico e/ou bióticos, sugerindo que esses organismos são concordantes. Alguns autores sugerem que a busca por grupos substitutos pode contribuir para o desenvolvimento de ações práticas frente aos impactos na biodiversidade, como em projetos de conservação e em programas de biomonitoramento. Assim, o principal objetivo desse estudo foi de quantificar o nível de concordância entre as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas em um pequeno reservatório no Cerrado brasileiro (PCH Mosquitão). A análise de Procrustes indicou a ausência de concordância entre fitoplâncton e zooplâncton nesse reservatório. Quando avaliou-se os diferentes grupos pertencentes ao fitoplâncton e zooplâncton, registrou-se um baixo nível de concordância entre alguns grupos. Além disso, as variáveis ambientais foram correlacionadas somente com a comunidade fitoplanctônica, indicando que os organismos estudados respondem diferentemente aos gradientes ambientais. Esses resultados demonstraram que utilização dos grupos estudados como *surrogates* não é uma estratégia aconselhável nesse reservatório.

Palavras chaves: grupos substitutos, comunidade, hidrelétrica, fitoplâncton, zooplâncton.

Abstract

Different organisms may reveal similar patterns in their responses to abiotic and / or biotic factors, suggesting that these organisms are concordant. Some authors suggest that searching for surrogate groups would improve conservation planning and biomonitoring programs. The main goal of this study was to quantify the concordance between phytoplankton and zooplankton community in a small Brazilian Cerrado reservoir (PCH Mosquitão). Procrustes analysis demonstrated no relationships between phytoplankton and zooplankton in this reservoir. Some groups belonging to phytoplankton and zooplankton showed a weak concordance. Moreover, only phytoplankton community were predictable by environmental variables, indicating that phytoplankton and zooplankton communities are responding differently to the environmental gradients. These results suggested that the use of surrogate groups is not recommended in this reservoir.

Keywords: surrogates, community, hydroelectric, phytoplankton, zooplankton

Introdução

Os estudos sobre concordância entre comunidades biológicas buscam verificar a semelhança entre os resultados de ordenações e classificações gerados, separadamente, pelas comunidades que estão sendo testadas. Se diferentes comunidades biológicas exibem padrões semelhantes de distribuição (espacial e temporal), então elas são consideradas concordantes (Vieira et al. 2014). A concordância, quando detectada, pode ser explicada, minimamente, por dois mecanismos. Duas comunidades podem ser concordantes porque respondem similarmente aos gradientes ambientais ou porque são fortemente relacionadas por interações tróficas (Kilgour e Barton 1999). Claramente, estes mecanismos não são mutualmente exclusivos. Por outro lado, a inexistência de concordância indicaria que diferentes fatores ambientais controlam a distribuição dos diferentes grupos taxonômicos analisados (Heino et al. 2003; Trigal et al. 2014) e que as interações biológicas não são suficientemente fortes para gerar padrões de concordância.

A literatura científica sobre concordância entre comunidades biológicas tem crescido rapidamente nos últimos anos (e.g., Westgate et al. 2014). Pelo menos em ecossistemas aquáticos, o estudo desenvolvido por Jackson e Harvey (1993), sobre concordância entre peixes e macroinvertebrados em lago canadenses, poder ser considerado seminal. Esses autores encontraram que essas comunidades foram concordantes e, no entanto, correlacionadas com diferentes fatores ambientais. Essa associação de resultados (i.e. concordância e diferença nos fatores ambientais direcionadores) levou os autores a concluir que interações bióticas entre peixes e macroinvertebrados explicariam os níveis de concordância encontrados. Por outro lado, Kilgour e Barton (1999), estudando esses mesmos grupos biológicos em riachos do Canadá, inferiram que respostas semelhantes aos mesmos fatores ambientais (principalmente temperatura e tamanho do riacho) explicariam os níveis de concordância detectados. A influência de fatores ambientais similares também foi inferida por Paszkowski e Tonn (2000) para explicar a concordância entre peixes e aves aquáticas em lagos canadenses. Vários outros exemplos de estudos que detectaram concordância entre comunidades aquáticas, em diferentes regiões do mundo, podem ser citados (e.g., Paavola et al. 2006, em riachos da Finlândia; Bilton et al. 2006 em lagoas da Inglaterra; Bini et al. 2008, em reservatórios do Brasil, Gioria et al. 2011, em lagoas na Irlanda e Grenouillet et al. 2008, em riachos na França).

Além das questões acadêmicas, a análise de concordância entre comunidades é essencial para justificar o uso de grupos substitutos em programas de biomonitoramento (Heino 2010).

Implicitamente, muitos programas de biomonitoramento utilizam grupos substitutos com o objetivo de avaliar os efeitos de impactos ambientais sobre as condições ecológicas gerais dos ecossistemas. No entanto, a inferência de que uma determinada intervenção (intencional ou não e, em geral, de origem antrópica) afetou diferentes comunidades biológicas só seria, de fato, justificável pressupondo a existência de elevados níveis de concordância entre essas comunidades. As evidências disponíveis indicam, todavia, que a concordância não deve ser assumida (Vieira et al. 2013).

Embora os estudos citados acima tenham detectado concordância, geralmente explicada por respostas similares aos gradientes ambientais, vários outros estudos também indicam fracos níveis de concordância (que não justificariam o uso de grupos substitutos; Heino 2010; Larsen et al. 2012; Padial et al. 2012; Doi et al. 2013; Backus-Freer e Pyron, 2015). O balanço qualitativo dessas evidências sugere que o uso de grupo substitutos para representar a biodiversidade como um todo é ainda controverso. Essa percepção é reforçada por revisões quantitativas. Por exemplo, Westgate et al. (2014) analisaram os níveis de concordância de 15 estudos realizados em diferentes regiões e concluíram que os níveis de concordância estimados não justificariam o uso de grupos substitutos. Conclusões similares foram obtidas por Heino (2010). Velghe e Gregory-Eaves (2013) concluíram que maiores níveis de concordância entre valores de riqueza de pares de grupos biológicos são, geralmente, encontrados entre aqueles grupos de organismos com tamanhos corporais similares.

No entanto, considerando os problemas com essas revisões quantitativas, as incertezas sobre a validade de grupos substitutos ainda persistem. Por exemplo, o estudo de Westgate et al. (2014) foi bastante restritivo e incluiu apenas 15 estudos e, além disso, considerou as várias medidas de concordância obtidas em um único estudo como evidências independentes. Já o estudo de Heino (2010) não foi conduzido usando os critérios fundamentais de revisões sistemáticas (tais como, critérios de inclusão de artigos e apresentação dos detalhes da busca por referências bibliográficas; ver Tabela 2 em Koricheva e Gurevitch, 2014 para outros critérios). Finalmente, o estudo de Velghe e Gregory-Eaves (2013) considerou apenas a concordância entre valores de riqueza de diferentes grupos taxonômicos.

Em uma breve pesquisa na plataforma de dados *Web of Science*, identificamos que os estudos sobre concordância realizadas no Brasil foram desenvolvidos tanto em ambientes terrestres (55,5%), quanto em ecossistemas aquáticos (44,4%).

Os trabalhos desenvolvidos em ambientes aquáticos, focaram principalmente em rios e reservatórios brasileiros da qual as regiões Norte e Centro Oeste apresentaram maior frequência no número de publicações em comparação as demais regiões. Para a região Norte, podemos citar o estudo sobre concordância desenvolvido por Lopes e colaboradores (2011), que avaliaram a concordância entre comunidades fitoplanctônicas, zooplanctônicas, macroinvertebrados e fatores ambientais em lagos localizados na região amazônica na Serra dos Carajás no estado do Pará. Ao correlacionar os grupos biológicos as características ambientais entre períodos de seca e chuva, alguns grupos apresentaram correlações significativas, porém apresentaram variação em função da escala temporal e período sazonal, resultando em uma fraca correlação entre os grupos biológicos e características ambientais.

Na região Centro Oeste os estudos sobre comunidades concordantes foram desenvolvidos principalmente em planícies de inundação. Os estudos de concordância foram abordados por diferentes autores, cujo objetivo consistia basicamente em identificar grupos substitutos aplicados a programas de monitoramento ambiental (Bini et al. 2008; Vieira et al. 2015). Em um estudo de concordância entre grupos taxonômicos de zooplâncton e variáveis ambientais desenvolvido em um reservatório no rio Tocantins, foi possível identificar fracos níveis de concordância entre fatores abióticos os grupos zooplanctônicos representados por cladóceros e rotíferos (Bessa et al. 2011). Em destaque, os grupos de macroinvertebrados apresentaram fortes níveis de concordância a variáveis abióticas, sugerindo ser um grupo substituto eficaz aplicado em programas biomonitoramento (Roque et al. 2012). De uma forma geral, os estudos desenvolvidos em ecossistemas aquáticos no Brasil apresentaram baixos níveis de concordância ao correlacionarem grupos de zooplâncton, macrófitas e fitoplâncton a fatores ambientais em reservatórios e planícies de inundação.

Usinas hidroelétricas são importantes componentes da matriz energética no Brasil e a pressão para construção de novos empreendimentos é notória (Rebolças et al. 2006). Em geral, os novos ecossistemas que são formados pelo barramento de ecossistemas lóticos, no Brasil e no mundo, são monitorados por comunidades planctônicas (fito e zooplâncton). Essas comunidades são consideradas excelentes modelos para o biomonitoramento por responderem rapidamente às variações ambientais. Em particular, essas comunidades são consideradas indicadoras do processo de eutrofização (aumento das concentrações de nutrientes) e de mudanças hidrológicas (e.g., causadas por variações climáticas sazonais ou mesmo aquelas que pode ser atribuídas às mudanças climáticas antropogênicas).

Os objetivos desse trabalho foram: (i) testar os níveis de concordância entre as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas utilizando dados de biomonitoramento coletados num pequeno reservatório da região Centro-Oeste do Brasil (Pequena Central Hidrelétrica de Mosquitão; Estado de Goiás); (ii) testar se essas comunidades respondem similarmente aos gradientes ambientais e, desta forma, (iii) avaliar a eficiência de grupos *substitutos* em programas de biomonitoramento nesse reservatório. A hipótese desse trabalho é de que as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas do reservatório apresentam similaridade em suas respostas às variáveis ambientais e bióticas indicando concordância entre os grupos

Material e Métodos

Área de Estudo

Esse estudo foi realizado na Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Mosquitão no rio Caiapó (um dos afluentes do rio Araguaia), localizada na divisa dos municípios de Iporá e Arenópolis, no estado de Goiás (Figura 1). Implantada em 2006, a PCH Mosquitão gera em torno de 30 MW. A área inundada dessa PCH é de aproximadamente 2,8 km² em sua cota máxima de enchimento (400m).

Coleta de dados

As amostras de dados biológicos e abióticos foram coletadas em três pontos no reservatório. O ponto 1 de coleta estava localizado à jusante da barragem, o ponto 2 localizado na região central do reservatório, enquanto que o ponto 3 de coleta estava situado à montante do reservatório, na porção lótica do rio Caiapó (Figura 1). As coletas foram realizadas semestralmente, entre os anos de 2007 e 2012, após o enchimento e formação do reservatório da PCH Mosquitão, contemplando os períodos sazonais de chuva e estiagem na região, resultando em um total de 12 amostragens.

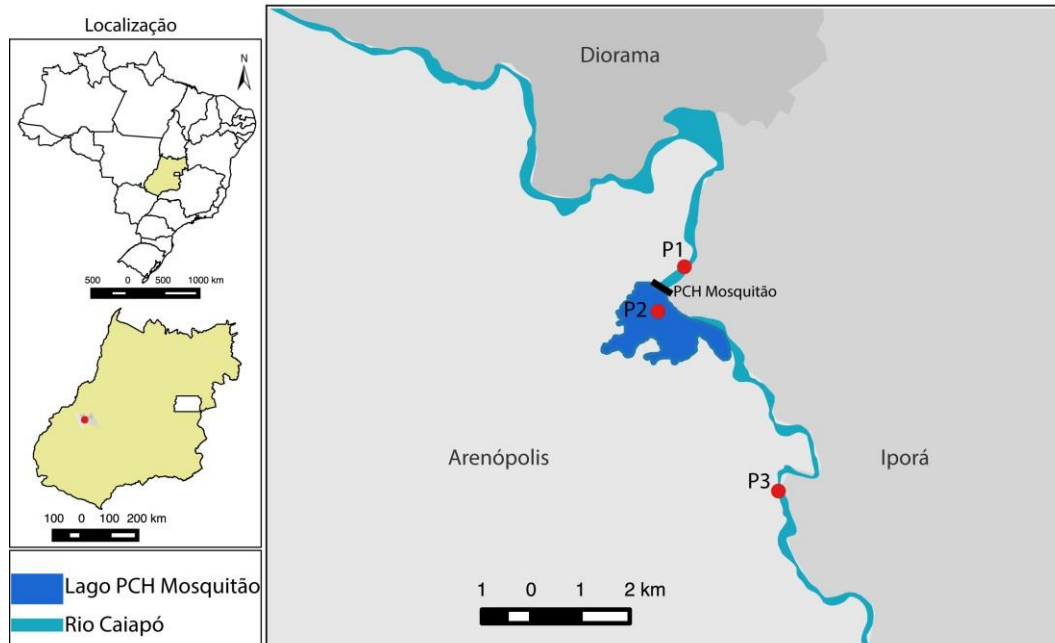


Figura 1. Localização dos pontos de coleta no eixo horizontal do reservatório da PCH Mosquitão (Coordenadas do ponto 1- latitude 16° 20' 25.3" e longitude 51° 26' 09.5"; ponto 2 - 16° 20' 55.4" e 51° 26' 25.8"; ponto 3 - 16° 22' 56" e 51° 25' 03.5").

Variáveis abióticas – Parâmetros físicos e químicos da água

As coletas das amostras de água foram realizadas logo abaixo da superfície (aproximadamente 20 cm) com frascos de polietileno e em seguida acondicionadas em caixas térmicas com gelo. Em campo, foram mensurados, imediatamente, os valores de pH, condutividade elétrica (aparelhos portáteis Digimed), oxigênio dissolvido, temperatura da água (YSI 550A) e turbidez (turbidímetro digital Digimed).

Em laboratório, as amostras foram filtradas em membranas Whatman GF/C, e as amostras filtradas e não filtradas foram preservadas em geladeira. A quantificação de fósforo total foi realizada a partir das amostras não filtradas, através da digestão das amostras em autoclave, adição de um reagente contendo ácido ascórbico e leitura em espectrofotômetro (882 nm) (Golterman et al., 1978). O fosfato inorgânico dissolvido (orto-fosfato) foi determinado diretamente das amostras filtradas, não ocorrendo a digestão em autoclave. O mesmo método do ácido ascórbico foi aplicado para essa análise (Golterman et al., 1978).

Os teores de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal foram determinados a partir das amostras filtradas. Todos os métodos de análises seguiram o Standard Methods (APHA, 2005).

A concentração de nitrato foi mensurada através do método de redução do cádmio (Método 4500-NO₃-E do Standard Methods), enquanto que a concentração de nitrito foi determinada através do método do ácido sulfanílico (Método 4500-NO₂-B do Standard Methods). A concentração de nitrogênio amoniacal foi determinada através do método fenol (Método 4500NH₃ F do Standard Methods) (APHA, 2005).

A concentração da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) foi mensurada através do cálculo do consumo de oxigênio nas amostras, durante incubação de cinco dias, a uma temperatura constante. Por fim, os valores de alcalinidade foram obtidos através da titulação da amostra com ácido sulfúrico (APHA, 2005).

Comunidade fitoplanctônica

As amostras da comunidade fitoplanctônica foram tomadas em subsuperfície em frascos de vidro. As amostras foram fixadas com solução de Lugol acético e guardadas no escuro até o momento da identificação e contagem dos organismos (Bicudo e Menezes, 2006). A análise taxonômica e quantitativa do fitoplâncton foi realizada em microscópio invertido (Carl Zeiss – modelo Axiovert 135), com aumento de 400 vezes. A densidade fitoplanctônica foi estimada segundo o método de Utermöhl (1958) com prévia sedimentação da amostra. Os resultados foram dados em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro.

Comunidade Zooplanctônica

As amostragens de zooplâncton foram efetuadas com uma moto-bomba, sendo filtrados 500 litros de água por amostra, em uma rede de plâncton de 68 μ m de abertura de malha. O material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno e fixado em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio. Para as análises quantitativas e qualitativas, as amostras de zooplâncton foram concentradas em um volume conhecido e variável (75 a 300 ml), considerando a quantidade de organismos e, principalmente, a quantidade de sedimento na amostra. A composição zooplanctônica foi avaliada utilizando-se lâminas e lamínulas comuns e microscópio óptico. A abundância da comunidade foi estimada através da contagem, em câmaras de Sedgwick-Rafter, de 5 subamostras, de 1,5 ml (total de 7,5 ml), obtidas com pipeta do tipo Hensen-Stempel. Os resultados de densidade foram expressos em indivíduos por m³.

Análise dos dados

Todos os dados abióticos (exceto pH) foram previamente transformados em logaritmos (após a adição de uma constante igual a 1,0) para minimizar o efeito de valores discrepantes. Posteriormente, uma análise de componentes principais (PCA) (Legendre e Legendre, 1998) foi realizada para reduzir a dimensionalidade dos dados abióticos. O modelo de “broken-stick” foi utilizado para determinar quais componentes principais seriam retidos para interpretação (Jackson, 1993).

Diferentes métodos estatísticos têm sido utilizados na literatura ecológica para quantificar o nível de concordância entre comunidades biológicas (Gioria et al., 2011). No entanto, o teste de Mantel e a análise de Procrustes são os métodos mais comuns (e.g., ver Tabela 2 em Heino 2010). Considerando que o teste de Mantel tem sido criticado por diversos motivos (Guillot e Rousset 2013), especialmente por apresentar elevadas taxas de erros estatísticos, nesse estudo, optou-se por utilizar a análise de Procrustes. Assim, para investigar o nível de concordância entre as comunidades biológicas (fitoplâncton e zooplâncton), foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCoA), e os escores dessa análise foram submetidos a uma análise de Procrustes. (PROTEST). Essa técnica é utilizada para comparar conjunto de dados multivariados (Peres-Neto e Jackson, 2001), quantificando o nível de concordância entre esses conjuntos (Legendre e Legendre, 1998). Para a PCoA, os dados biológicos foram previamente transformados (utilizando o método de Hellinger; seguindo recomendações de Legendre e Cáceres, 2013) e, posteriormente, a distância Euclidiana foi utilizada.

Para interpretar a análise de Procrustes, foi utilizada a estatística m^2 , que é a minimização da soma de resíduos quadráticos entre as amostras. A significância de m^2 foi avaliada através de 1000 permutações aleatórias dos escores. Assim, um valor observado de m^2 foi considerado significativo se este não foi frequentemente encontrado na distribuição aleatória (e.g. com uma frequência menor a 5%).

A análise de Procrustes também foi realizada para medir a concordância dentro de cada grupo taxonômico: fitoplâncton e zooplâncton (e.g. entre as diferentes classes fitoplanctônicas). A análise também foi realizada separadamente para os períodos de chuva e estiagem, com o objetivo de verificar se a sazonalidade interfere na concordância entre os grupos.

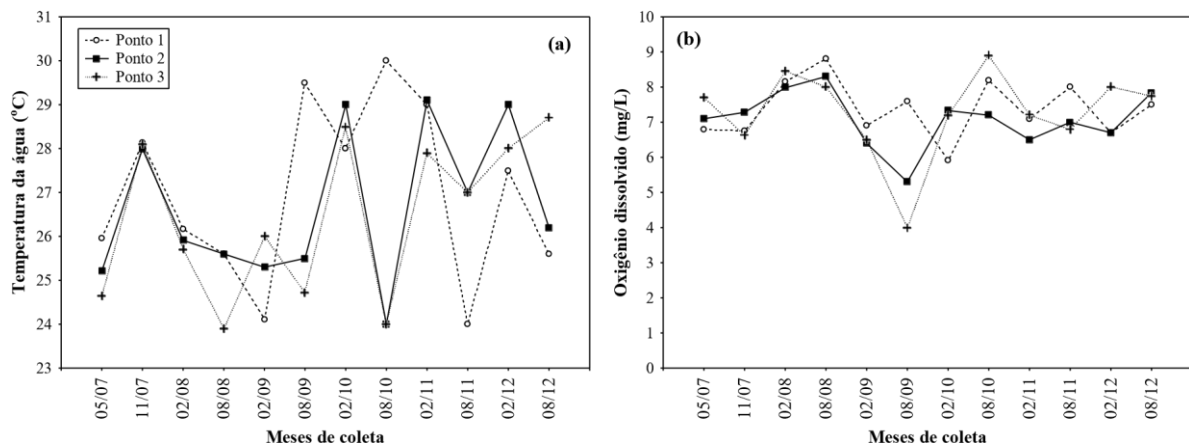
Para identificar a relação entre os fatores abióticos e a composição de espécies das comunidades de fitoplâncton e zooplâncton, os dados foram submetidos a uma análise de

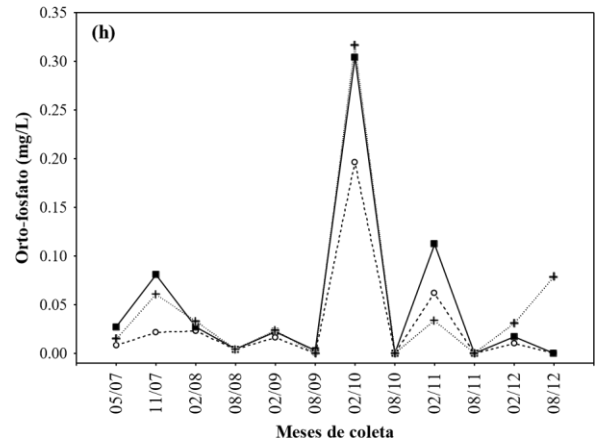
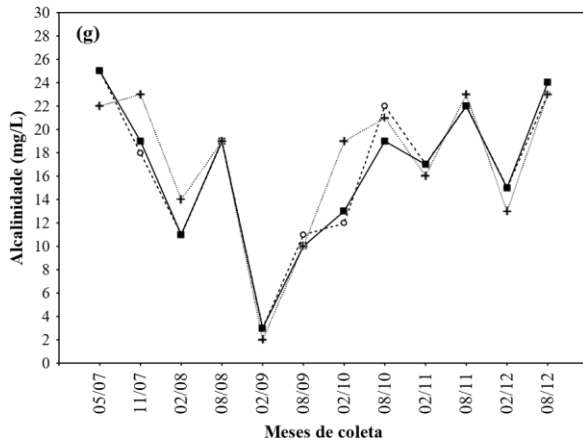
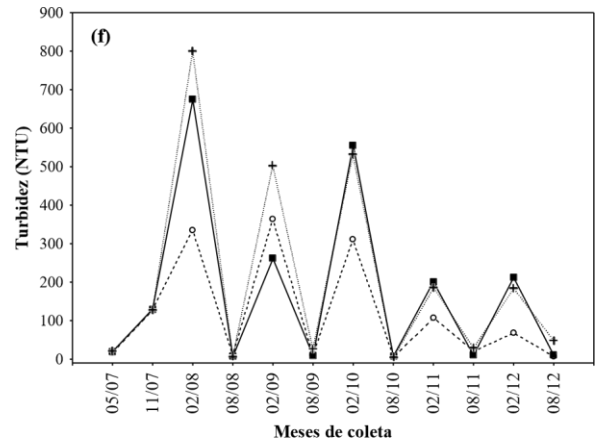
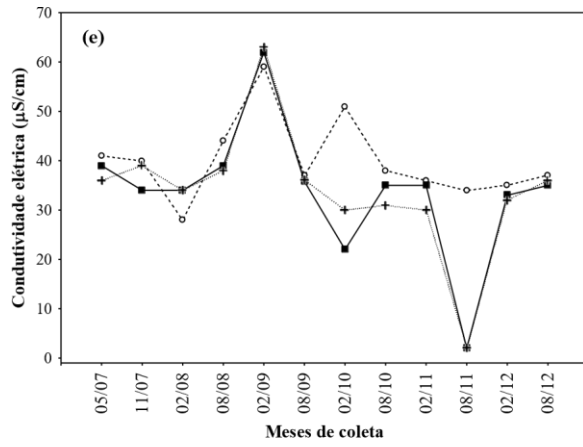
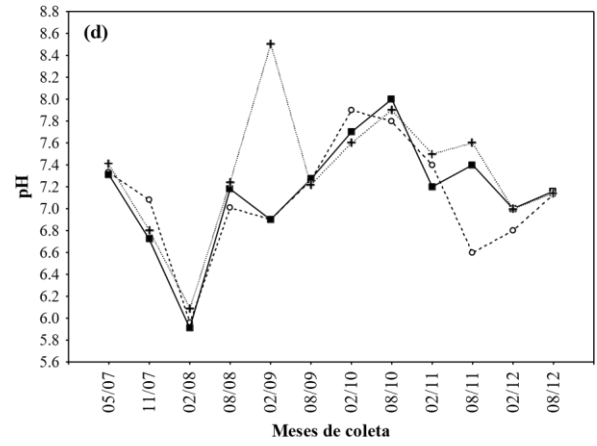
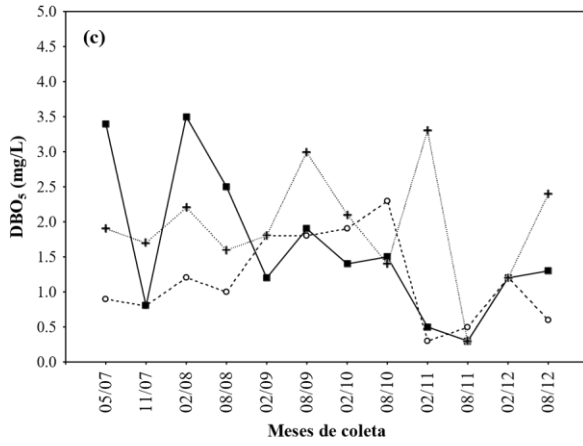
redundância (RDA). A RDA consiste em uma técnica de ordenação que relaciona simultaneamente dois conjuntos de dados multivariados sendo geralmente aplicada para quantificar a relação entre espécies e fatores ambientais (Legendre e Legendre, 2012). Em seguida foi realizado um teste de significância através do método de permutação de Monte Carlo (999 permutações) para avaliar se os valores obtidos das relações entre fatores ambientais e composição de espécies poderiam ser encontrados puramente ao acaso ou se de fato as variáveis predictoras (ambientais) explicam a variável resposta (composição das espécies).

Resultados

Variáveis abióticas

A análise temporal das características abióticas nos pontos estudados no reservatório da PCH Mosquitão demonstrou maior variação ao longo dos períodos sazonais do que ao longo do espaço (Figura 2). Os menores valores de temperatura da água foram registrados nos meses de agosto, ou seja, no período de estiagem, assim como os menores valores de turbidez, maiores valores de pH e alcalinidade, e menores concentrações de orto-fosfato, fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal (Figura 2 e Tabela 1). Por exemplo, durante o período de chuvas foram registrados valores de turbidez que variaram entre 67,9 NTU e 800 NTU (média igual a 315,27 NTU), enquanto que no período de estiagem tais valores variaram entre 6,08 NTU e 47,1 NTU (média igual a 14,98 NTU). O mesmo foi observado para as concentrações de fósforo total. Durante o período de chuvas foram registrados valores que variaram entre 0,048 mg/L e 0,424 mg/L (média igual a 0,216 mg/L). Por outro lado, no período de estiagem os teores de fósforo total variaram entre concentrações inferiores ao limite de detecção do método (<0,001 mg/L) e 0,091 mg/L (média igual a 0,017 mg/L) (Tabela 1).





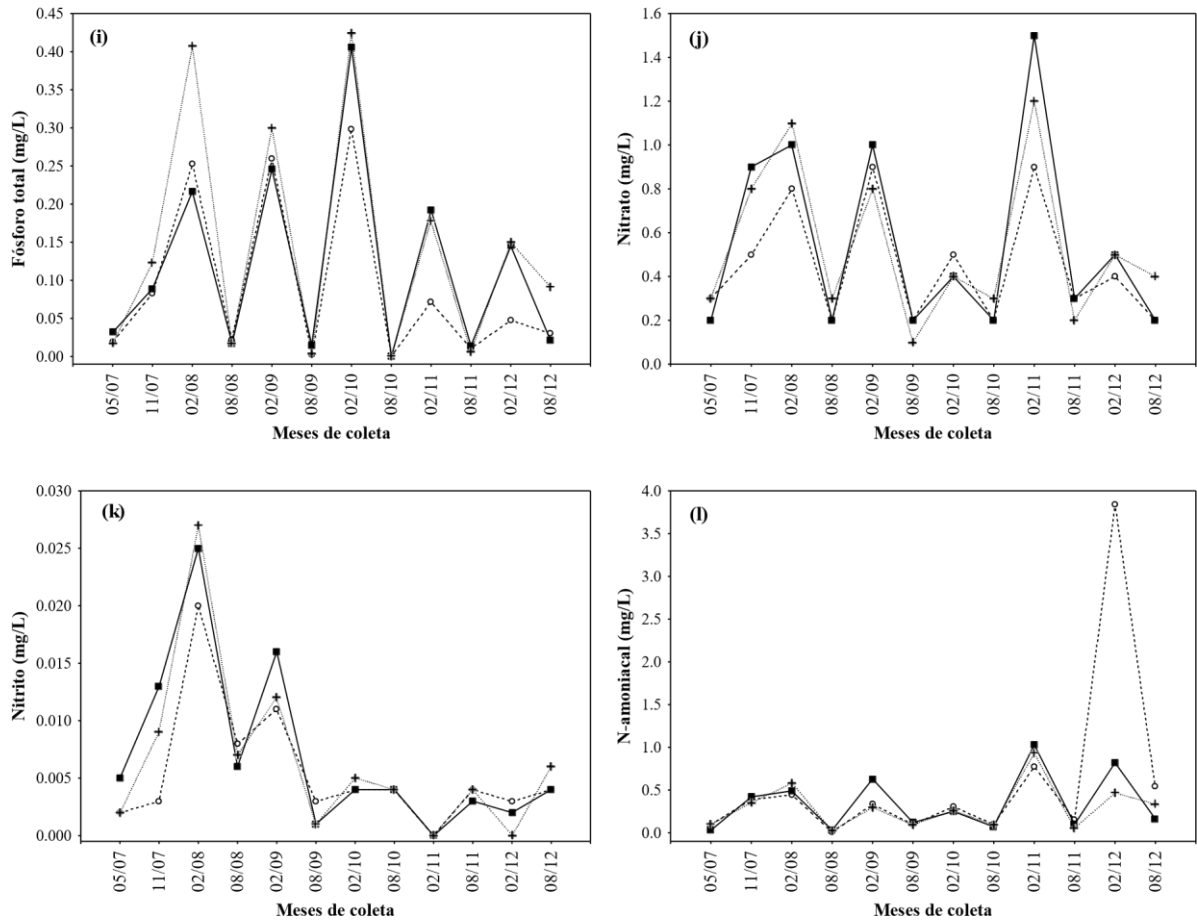


Figura 2. Variação temporal de alguns parâmetros limnológicos avaliados no reservatório da PCH Mosquitão, entre maio de 2007 e agosto de 2012.

Tabela 1. Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão dos parâmetros limnológicos mensurados em três pontos no reservatório da PCH Mosquitão, entre 2007 e 2012, considerando a variabilidade sazonal.

	Chuva			
	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
Temperatura da água (°C)	27,411	24,1	29,1	1,4958
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,093	5,92	8,45	0,6838
DBO ₅ (mg/L)	1,561	0,3	3,5	0,8500
pH	7,053	5,91	8,5	0,6682

Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	38,722	22,0	63,0	11,9351
Turbidez (NTU)	315,272	67,9	800,0	213,7900
Alcalinidade (mg/L)	13,389	2,0	23,0	5,8121
P-orto (mg/L)	0,0773	0,01000	0,3168	0,0962
P-total (mg/L)	0,2161	0,04800	0,4245	0,1180
Nitrato (mg/L)	0,7833	0,4	1,5	0,3148
Nitrito (mg/L)	0,0086	<0,001	0,027	0,0087
N-amoniaco (mg/L)	0,7011	0,25	3,84	0,8174
Estiagem				
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	25,952	23,9	30,0	1,8592
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,377	4,0	8,9	1,1833
DBO ₅ (mg/L)	1,589	0,3	3,4	0,9055
pH	7,331	6,6	8,0	0,3317
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	33,106	2,0	44,0	11,6550
Turbidez (NTU)	14,979	6,08	47,1	10,7667
Alcalinidade (mg/L)	19,944	10,0	25,0	4,8200
P-orto (mg/L)	0,0081	<0,001	0,079	0,0190
P-total (mg/L)	0,0177	<0,001	0,091	0,0208
Nitrato (mg/L)	0,2389	0,1	0,40000	0,0698
Nitrito (mg/L)	0,0040	0,001	0,008	0,0019
N-amoniaco (mg/L)	0,1217	0,01	0,54	0,1277

Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA) explicaram 50% da variabilidade dos dados (33% e 17%, respectivamente). De acordo com o modelo de brokenstick, os principais padrões de variação foram sintetizados por esses eixos. O primeiro componente foi negativamente correlacionado com a turbidez, fósforo total e nitrato, enquanto que o segundo componente foi negativamente correlacionado com a temperatura da água (Figura 3 e Tabela 2).

De maneira geral, a análise de componentes principais, demonstrou a influência da sazonalidade sobre as características limnológicas do reservatório. Como apresentado acima, os maiores valores de turbidez, fósforo total e nitrato foram mensurados durante o período de chuvas (Figura 3). Além disso, é possível observar maior variabilidade nas características limnológicas, entre os meses estudados, no período de chuvas, comparando com o período de

estiagem. A PCA também demonstrou a similaridade limnológica entre os pontos de coleta, ou seja, a variação temporal foi mais importante do que a variação espacial nesse reservatório (Figura 3).

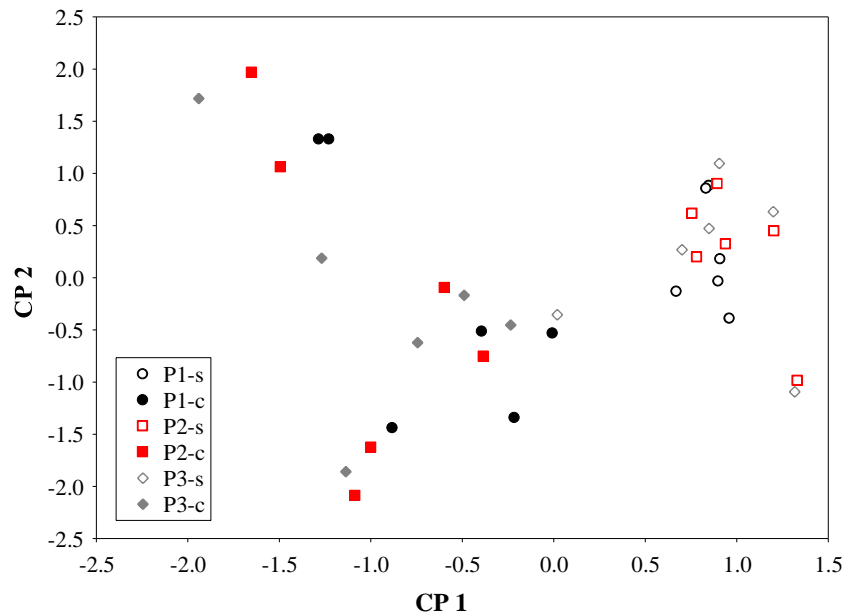


Figura 3. Escores dos pontos/meses de coleta obtidos através da análise de componentes principais (PCA), no reservatório da PCH Mosquitão. s= estiagem; c= chuva; P1, P2 e P3 representam os 3 de locais de coleta.

Tabela 2. Variáveis abióticas relacionadas com os dois primeiros componentes (CP 1 e CP2). As relações $> |0,7|$ estão destacadas em negrito.

Variáveis	CP 1	CP 2
Temperatura da água	-0,270	-0,735
Oxigênio dissolvido	0,062	0,289
DBO ₅	-0,220	0,333

pH	0,360	-0,516
Condutividade elétrica	-0,338	0,331
Turbidez	-0,953	-0,150
Alcalinidade	0,578	-0,236
P-orto	-0,489	-0,617
P-Total	-0,907	-0,145
Nitrato	-0,830	0,016
Nitrito	-0,587	0,639
N-amoniacal	-0,508	-0,204
<hr/> Prp.Totl	0,330	0,170
<hr/>		

Caracterização da comunidade planctônica

Entre maio de 2007 e agosto de 2012 foram identificados 151 táxons fitoplanctônicos e 148 táxons zooplanctônicos. Os táxons fitoplanctônicos pertenceram a 9 grupos taxonômicos: Bacillariophyceae (diatomáceas), Cyanophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae, Zygnemaphyceae, Dinophyceae e Xantophyceae. Os grupos com maior contribuição para a diversidade de espécies, ao longo desses 5 anos de estudo, foram Chlorophyceae (51 táxons), Bacillariophyceae (44 táxons), Zygnemaphyceae (16 táxons) e Cyanobacteria (15 táxons) (Figura 4).

Os maiores valores de riqueza fitoplanctônica foram registrados durante o período de estiagem, principalmente em agosto de 2011 (47 táxons no ponto 1, 40 táxons no ponto 2 e 38 táxons no ponto 6), agosto de 2010 (34 táxons no ponto 1 e 28 táxons no ponto 2) e maio de 2007 (28 táxons no ponto 3) (Figuras 4 e 5). Bacillariophyceae foi o grupo melhor representado qualitativamente no período chuvoso, enquanto que as clorofíceas foram mais especiosas no período seco (Figura 4). Considerando ambos os períodos sazonais (chuva e estiagem), os valores de riqueza foram, em média, similares entre os pontos de coleta (valores médios iguais a 17 táxons no ponto 1, 16 táxons no ponto 2 e 17 táxons no ponto 3).

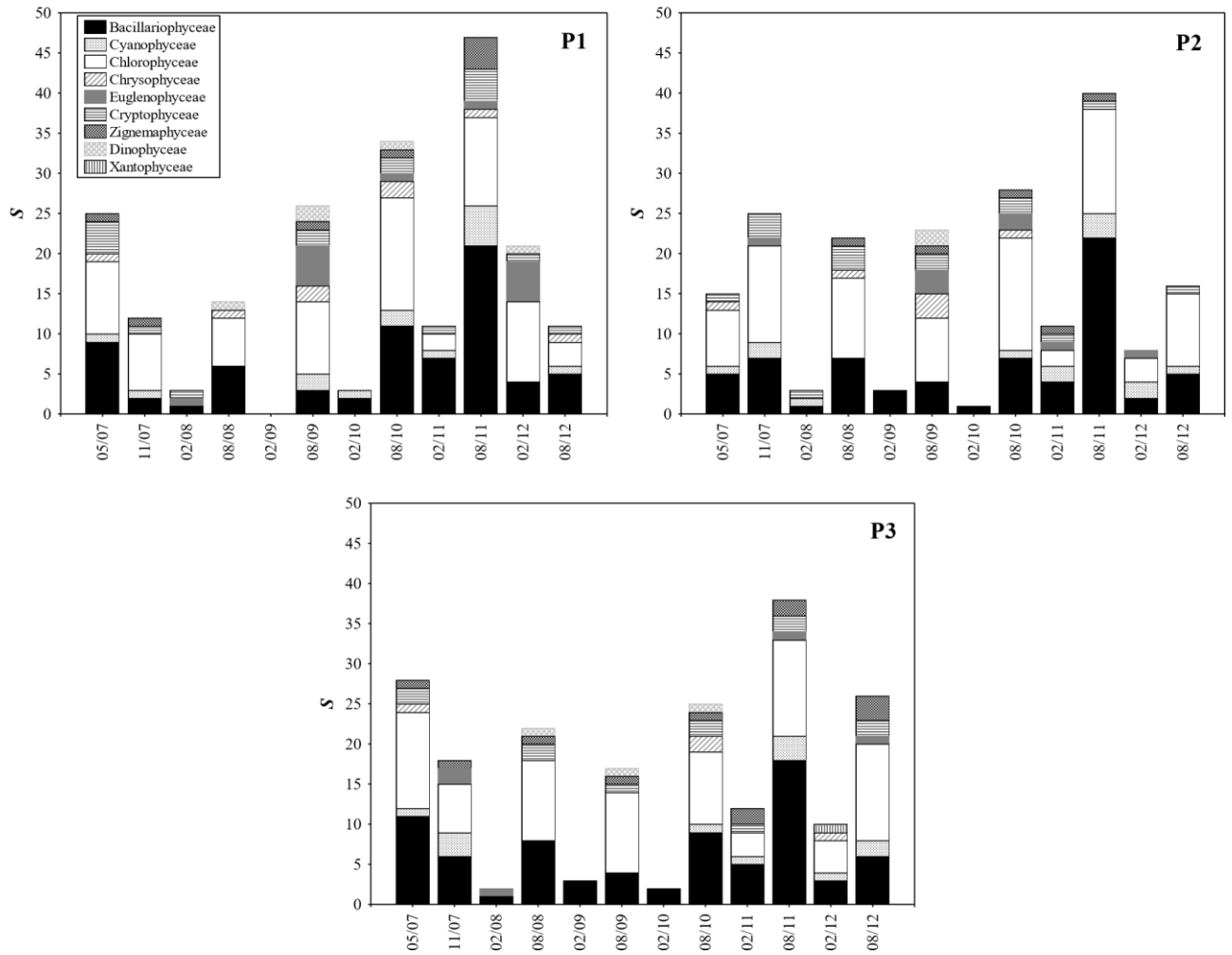


Figura 4. Variação temporal da riqueza dos diferentes grupos fitoplancônicos em cada ponto de coleta (P1, P2 e P3), na área de influência da PCH de Mosquitão, entre maio de 2007 e agosto de 2012.

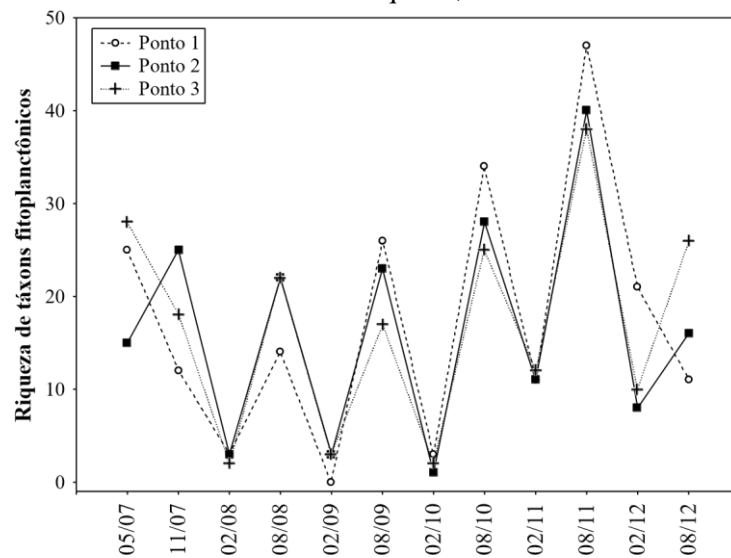


Figura 5. Variação espacial e temporal da riqueza de táxons fitoplancônicos, no reservatório da PCH de Mosquitão, entre maio de 2007 e agosto de 2012.

A comunidade de zooplâncton foi representada pelos rotíferos, cladóceros, copépodes e testáceos. Os grupos com maior contribuição a diversidade de espécies, ao longo desses 5 anos de estudo foram os testáceos e rotíferos (61 e 56 táxons, respectivamente), seguidos pelos cladóceros (16 táxons) e copépodes (15 táxons) (Figura 6).

Os maiores valores de riqueza de táxons foram registrados durante o período de chuva, principalmente em fevereiro de 2008 (32 táxons no ponto 2), novembro de 2007 (31 táxons no ponto 3, 28 táxons no ponto 2 e 27 táxons no ponto 1) e fevereiro de 2010 (30 táxons no ponto 1) (Figuras 6 e 7). Os testáceos e rotíferos foram os grupos com maior diversidade em todos os pontos de coleta (Figura 6). Assim como observado para a comunidade fitoplancônica, os valores de riqueza foram, em média, similares entre os pontos de coleta (valores médios iguais a 19 táxons no ponto 1, 18 táxons no ponto 2 e 17 táxons no ponto 3).

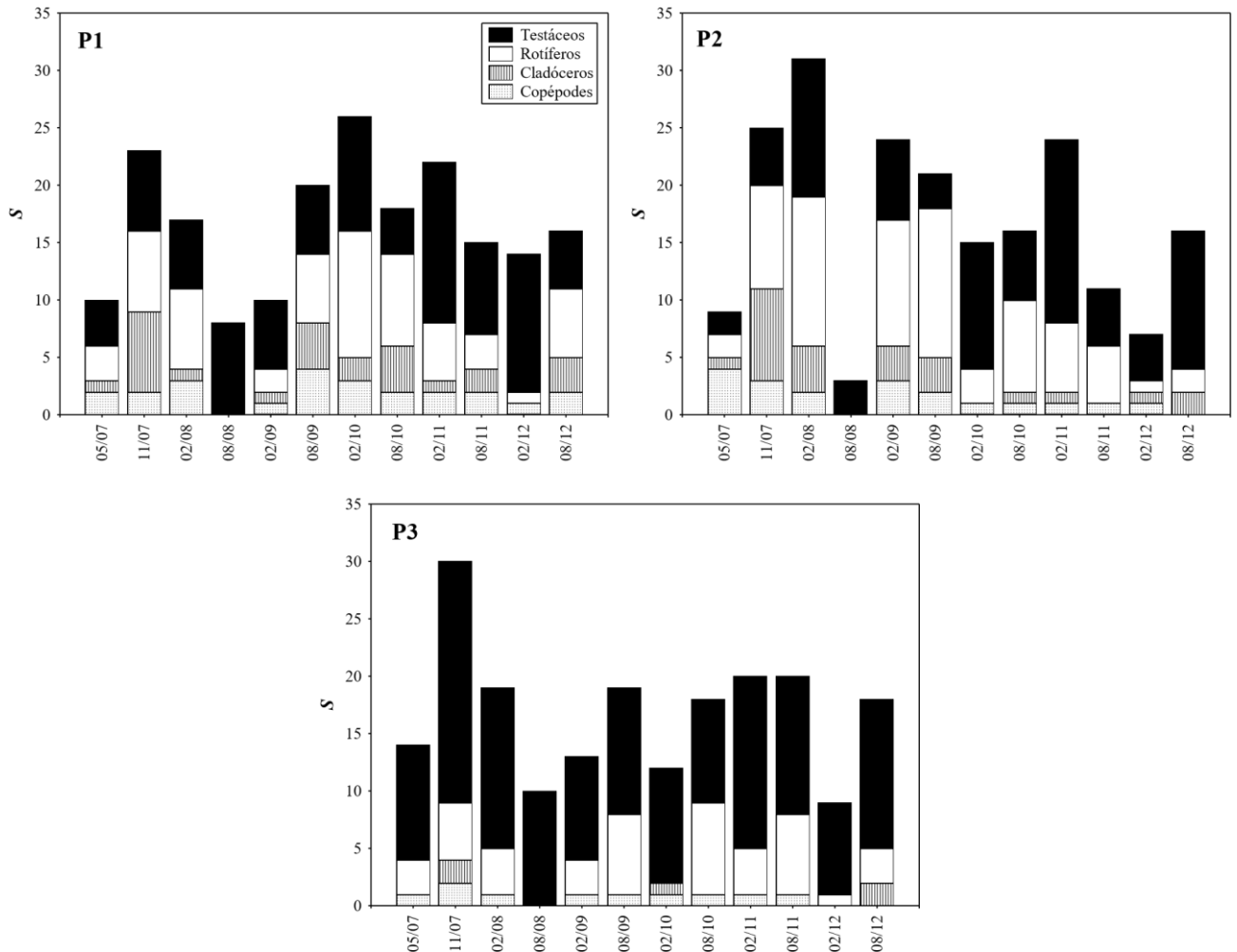


Figura 6. Variação temporal da riqueza dos diferentes grupos zooplancônicos em cada ponto de coleta (P1, P2 e P3), na área de influência da PCH de Mosquitão, entre maio de 2007 e agosto de 2012.

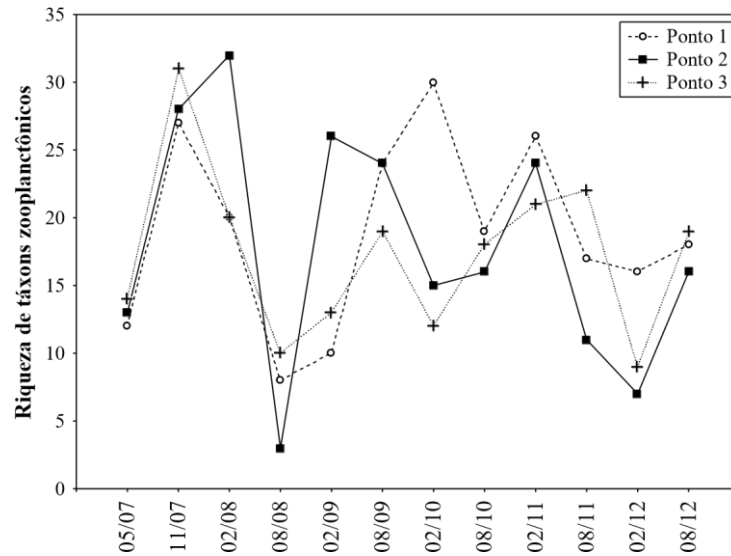


Figura 7. Variação espacial e temporal da riqueza de espécies do zooplâncton, na área de influência da PCH de Mosquito, entre maio de 2007 e agosto de 2012.

Concordância entre os grupos planctônicos

Os resultados das análises de concordância demonstraram, em geral, que não houve concordância temporal entre as comunidades de fitoplâncton e zooplâncton (Tabela 3). Para o período de chuvas, os resultados demonstram a ausência de concordância. No período de estiagem, as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas foram concordantes apenas no ponto 1 (Tabela 3).

Tabela 3. Resultado da análise de Procrustes, avaliando a relação entre a comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica. Valores foram considerados significativos quando $P < 0,05$.

Pontos	m^2	P	m^2	P	m^2	P
	Total		Chuva		Estiagem	
P1	0,253	0,232	0,772	0,681	0,333	0,038
P2	0,268	0,352	0,730	0,570	0,725	0,551
P3	0,246	0,341	0,628	0,340	0,678	0,435

Considerando os grupos pertencentes à comunidade fitoplanctônica, houve concordância somente entre Chlorophyceae e Bacillariophyceae, tanto no período de estiagem quanto no período de chuvas (Tabela 4). Bacillariophyceae e Cyanobacteria foram concordantes somente quando considerou-se o conjunto total de dados, sem distinguir entre os períodos sazonais.

Para a comunidade zooplanctônica, foi possível verificar maior concordância entre os grupos no período de estiagem (Tabela 5). Considerando o conjunto total dos dados, observouse concordância entre Rotífero e Cladóceros e entre Cladóceros e Copépodos.

Tabela 4. Resultados das análises de Procrustes entre os grupos taxonômicos de fitoplâncton em períodos de seca e chuva separadamente para o total dos 3 pontos amostrais. Valores foram considerados significativos quando $P < 0,05$.

	Total		Estiagem		Chuva	
	m^2	P	m^2	P	m^2	P
Bacillariophyceae x Chlorophyceae	0,883	0,017	0,735	0,015	0,784	0,042
Bacillariophyceae x Cyanobactérias	0,895	0,050	0,958	0,770	0,895	0,310
Bacillariophyceae x Zygnemaphyceae	0,909	0,055	0,909	0,426	0,889	0,310
Chlorophyceae x Cyanobactéria	0,928	0,167	0,810	0,068	0,803	0,064
Chlorophyceae x Zygnemaphyceae	0,919	0,111	0,877	0,236	0,795	0,056
Zygnemaphyceae x Cyanobactéria	0,987	0,903	0,975	0,899	0,869	0,191

Tabela 5. Resultados das análises de Procrustes entre os grupos taxonômicos de zooplâncton em períodos de seca e chuva separadamente para o total dos 3 pontos amostrais. Valores foram considerados significativos quando $P < 0,05$.

	Total		Estiagem		Chuva	
	m^2	P	m^2	P	m^2	P
Rotíferos x Cladóceros	0,870	0,018	0,528	<0,001	0,933	0,548
Rotíferos x Copépodes	0,918	0,085	0,746	0,023	0,883	0,245
Rotíferos x Testáceos	0,909	0,076	0,718	0,006	0,927	0,520
Cladóceros x Copépodes	0,883	0,029	0,679	0,010	0,924	0,489
Cladóceros x Testáceos	0,922	0,138	0,780	0,041	0,938	0,606
Testáceos x Copépodes	0,935	0,195	0,838	0,120	0,712	0,010

De acordo com os resultados da RDA, a comunidade fitoplanctônica foi significativamente correlacionada com as variáveis ambientais ($F = 1,77$; $P = 0,001$; R^2 ajustado = 0,21). As variáveis turbidez, nitrato, N-amoniaco e fósforo total foram as principais responsáveis pelas variações na estrutura da comunidade de fitoplâncton (Figura 8). Por outro lado, o modelo de RDA para a comunidade zooplanctônica não foi estatisticamente significativo ($F = 1,16$; $P = 0,086$; R^2 ajustado = 0,05).

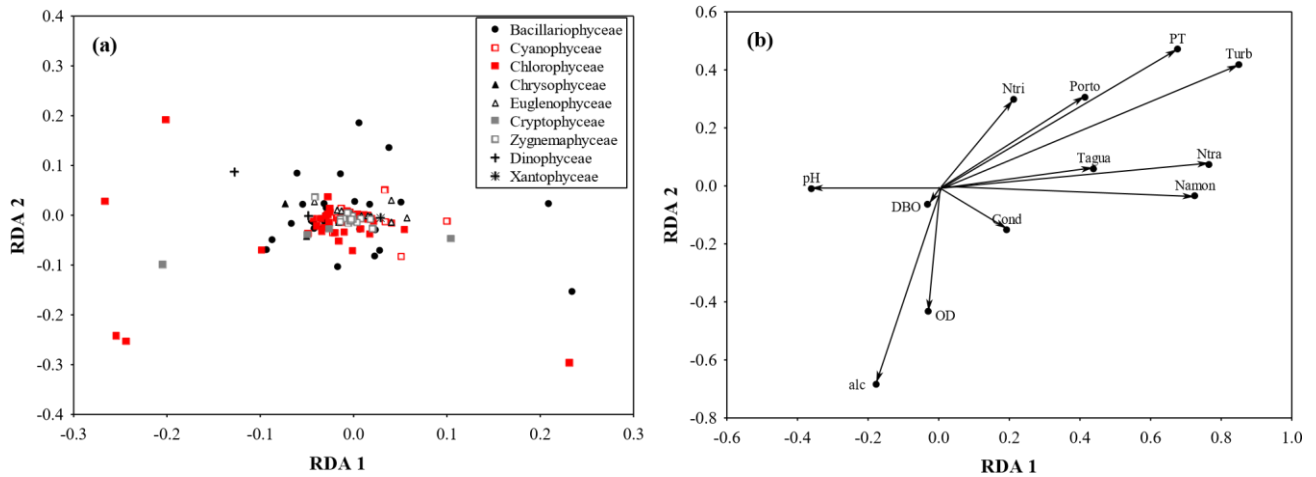


Figura 8. Resultados da RDA para a comunidade fitoplanctônica. (a) Escores das espécies; (b) Escores das variáveis ambientais.

Discussão

Variação espacial e temporal das características limnológicas abióticas e biológicas

De acordo com Thornton et al. (1990), os reservatórios podem exibir um gradiente ao longo do eixo longitudinal, com características distintas no sentido rio - barragem, passando de um ambiente lótico, para uma zona de transição até um ambiente lacustre. De acordo com esse gradiente, poder-se-ia esperar um decréscimo, no sentido rio - barragem, das concentrações de sólidos suspensos, dos valores de turbidez e das concentrações de nutrientes. Nesse caso, o tempo de residência da água e os aportes de matéria, a partir do rio de montante, seriam os principais fatores responsáveis por essa zonação longitudinal (Kimmel et al. 1990; Thornton et al. 1990). O reservatório da PCH Mosquitão é um pequeno reservatório do tipo fio de água, ou seja, não mantém um estoque de água acumulado (baixo tempo de retenção de água), o que explica a ausência de um gradiente longitudinal nesse reservatório e a grande similaridade ambiental entre dos pontos de coleta. Um maior tempo de retenção de água está diretamente relacionado a heterogeneidade espacial dos reservatórios (Kennedy e Walker 1990). Como exemplo, é possível verificar que não há uma redução no sentido rio-barragem dos valores de turbidez.

A maior variabilidade nas características limnológicas na PCH Mosquitão foi observada temporalmente. Durante o período de chuvas, o trecho estudado apresentou maiores valores de turbidez, maiores concentrações de nutrientes fosfatados e nitrogenados. O período de 5 anos foi suficiente para verificar que a sazonalidade é bem demarcada nesse ambiente, assim como observado em outros reservatórios tropicais (Tundisi et al. 2008; Dalu et al. 2013; Toor et al. 2013). Diversos estudos demonstram que durante o período de chuvas ocorre maior entrada de nutrientes em um corpo aquático devido a carga transportada de fontes não pontuais de poluição, ou mesmo do carreamento de matéria orgânica terrestre para o sistema aquático (Esteves 2011; Toor et al. 2013).

De maneira similar, as comunidades aquáticas também respondem a essas variações sazonais. No presente estudo, o grupo das Bacillariophyceae (comunidade fitoplanctônica) foi o grupo melhor representado qualitativamente no período chuvoso, enquanto que as clorofíceas foram mais especiosas no período seco. Inúmeros pesquisadores têm demonstrado que as diatomáceas (Bacillariophyceae) são predominantes no período chuvoso devido à maior contribuição de táxons epilíticos e bentônicos, além da vantagem competitiva das diatomáceas em ambientes turvos e turbulentos.

Por outro lado, as clorofíceas são predominantes em ambientes com maiores valores de transparência da água e menor vazão (Reynolds, 1997; Reynolds et al. 2002). De acordo com Straskraba e Tundisi (1999), reservatório pequenos, como este do presente estudo, são afetados pelas modificações hidrodinâmicas associadas ao regime de chuvas, e isso fica evidente nas mudanças temporais que ocorrem na comunidade fitoplanctônica.

A predominância de testáceos e rotíferos no reservatório da PCH Mosquitão corrobora a expectativa para ambientes com menor tempo de retenção da água. Os testáceos apresentam maior diversidade em ambientes lóticos, ou em regiões lóticas de reservatórios, tendo em vista que são organismos aderidos em substratos, sedimentos ou plantas aquáticas (Velho et al. 1999; Lansac-Toha et al. 2000; Velho et al. 2004). Os rotíferos apresentaram elevada riqueza de táxons em todos os pontos e meses de coleta. Diferentes estudos demonstraram a elevada diversidade de rotíferos em reservatórios brasileiros (Lansac-Toha et al. 1999; Lansac-Toha et al. 2005). Os animais do filo Rotífera são organismos oportunistas (*r*-estrategistas) e muitos táxons apresentam ovos de resistência, que auxiliam a manter o tamanho populacional mesmo em ambientes que sofrem distúrbio (Fontaneto et al., 2005).

Nos estudos em grandes reservatórios no Brasil, maior riqueza de rotíferos e testáceos são, frequentemente, registrados na fase pré-enchimento do reservatório, tendo em vista que

muitas espécies são litorâneas. Após a formação do reservatório e a transformação do ambiente lótico em lêntico, ocorre a predominância de organismos planctônicos, principalmente cladóceros e copépodes, principalmente nos locais de coleta mais próximos da barragem (Lansac-Tôha et al. 1999; Bonecker et al. 2001; Serafim-Junior 2016). Além disso, a baixa variabilidade espacial da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica, pode ser atribuída ao fluxo da água do reservatório, que é do tipo fio d' água, como discutido anteriormente.

As comunidades planctônicas podem ser usadas como grupos substitutos?

Embora os dados abióticos tenham variado de forma acentuada, aumentando as chances de respostas similares de diferentes grupos taxonômicos aos gradientes ambientais, as análises de concordância realizadas nesse estudo, entre as comunidades zooplanctônica e fitoplanctônica, não apresentam fortes evidências para justificar o uso de grupos substitutos. Essa visão também é compartilhada por Heino (2010) e Westgate et al. (2014).

Esses autores compilaram resultados de diferentes estudos e concluíram que os níveis de concordância eram muito baixos para permitir predições confiáveis sobre os padrões de biodiversidade de diversos grupos. Os resultados obtidos nesse estudo também não apoiam a hipótese de que grupos com tamanhos similares deveriam apresentar maiores níveis de concordância (Velghe & Gregory-Eaves 2013).

Conjuntos de espécies de um mesmo grupo taxonômico podem ser usados como substitutos?

A hipótese de que táxons filogeneticamente próximos tenderiam a responder de forma similar aos gradientes ambientais, conhecida como hipótese de conservação do nicho (Wiens & Graham 2005), fornece o arcabouço teórico para prever maiores níveis de concordância entre conjuntos de espécies (dentro) de um mesmo grupo taxonômico (e.g. entre cladóceros e copépodes ou entre diferentes grupos de algas). Em geral, os resultados obtidos sugerem que, para o fitoplâncton, houve concordância entre Bacillariophyceae e Chlorophyceae, grupos distantes filogeneticamente, tanto no período de estiagem quanto no período de chuvas, enquanto que para os organismos zooplanctônicos, os grupos foram concordantes independentemente da relação filogenética, principalmente no período de estiagem. Assim, esses resultados não apoiam a hipótese de conservação de nicho. Embora significativos, as

análises dentro de um mesmo grupo taxonômico, no entanto, também indicaram que os níveis de concordância foram muito baixos para justificar o uso de grupos substitutos.

As comunidades planctônicas podem ser usadas para predição da variação ambiental?

Estudos de campo de ecologia de comunidades aquáticas, recorrentemente, produzem, como resultados primários, dois conjuntos de dados: um conjunto de dados biológicos com p espécies e um conjunto de dados com q variáveis ambientais. Esses dados são simultaneamente obtidos em n amostras (distribuídas no espaço e no tempo). Essa estrutura de dados é o material primário, por exemplo, para os trabalhos sobre metacomunidades que, nos últimos anos, tem apresentado um crescimento acentuado em termos de número de estudos (Logue et al. 2011).

O paradigma de seleção de espécies (“species sorting”; Leibold et al. 2004) da teoria de metacomunidades, baseado na teoria de nicho Hutchinsoniana, é o principal considerando estudos de biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. Especificamente, a utilização de grupos biológicos para inferir sobre a variação ambiental (se natural ou de origem antrópica), a rigor, teria validade apenas se existisse uma forte correlação entre os dados biológicos e ambientais (i.e., forte apoio ao paradigma de seleção de espécies). No entanto, os resultados obtidos, pelo menos nesse estudo, sugerem que somente a comunidade fitoplanctônica pode ser considerada um bom indicador de variação ambiental. Essa afirmação, embora controversa, também é sustentada pelos vários resultados obtidos em estudos sobre metacomunidades. Por exemplo, Soininen (2014) realizou uma revisão quantitativa da literatura e estimou que, em média, dados ambientais explicaram apenas 26,1 % ($IC_{95\%} = 0,243-0,279$) da variação de comunidades biológicas.

Especulações sobre baixos níveis de concordância e fracas respostas aos gradientes ambientais

Baixos níveis de concordância entre comunidades podem ser esperados se a variação ambiental for baixa. Pelo menos nesse estudo, no entanto, essa explicação é pouco verossímil uma vez que a variação ambiental ao longo do tempo foi evidente (ver Figura 2). Considerando os resultados da RDA, a hipótese mais provável está relacionada com o fato dos grupos terem respondidos diferentemente aos gradientes ambientais. Por exemplo, relações significativas

entre variação ambiental e variação biológica foram detectadas apenas para a comunidade fitoplanctônica.

Considerações Finais

O Brasil possui alto potencial hídrico, o que explica a segmentação de seus rios em represas, principalmente usinas hidrelétricas (Rebouças et al. 2006). Nos últimos anos a construção das Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) também aumentou. Por exemplo, atualmente, existem 463 PCHs no Brasil (<http://www.aneel.gov.br/>). O Estado de Goiás possui 22 empreendimentos em operação, um empreendimento em construção e oito empreendimentos aprovados (<http://www.aneel.gov.br/>).

A maior parte das PCHs construídas no Brasil apresenta a característica de possuir um reservatório do tipo fio d'água, com um fluxo quase contínuo da água. Esse tipo de reservatório tem a vantagem de não afetar, diretamente, a população do entorno através de seu deslocamento (Andrade, 2006). Por outro lado, o impacto nas características biológicas do rio afetado ainda é significativo, principalmente para a ictiofauna (Hirschmann 2015). Considerando que qualquer obra hidrelétrica irá resultar em um impacto ambiental, é importante conhecer o funcionamento do sistema afetado, para que seja possível realizar o monitoramento da forma mais eficiente, com questões claras (Lindenmayer e Likens, 210). Dentro desse contexto, a identificação de grupos concordantes é interessante com o objetivo de minimizar o esforço amostral e ter uma resposta mais rápida sobre as alterações ambientais em um determinado ambiente de estudo (Franklin et al. 2013; Meyer et al. 2014). No entanto, os resultados obtidos nesse estudo sugerem que (i) a estratégia de grupos substitutos em programas de biomonitoramento não é confiável, (ii) mesmo conjuntos de espécies dentro de um mesmo grupo taxonômico apresentam baixos níveis de concordância e (iii) a variação biológica não pode ser usada para predição da variação ambiental. O primeiro resultado indica a necessidade de monitorar diferentes grupos de organismos (Paavola, 2003). De maneira similar, em outro estudo realizado em um reservatório no Brasil, registrou-se ausência de concordância entre os organismos zooplanctônicos (Bessa et al., 2011). O segundo resultado sugere que a utilização de conjuntos de espécies (dentro de maiores grupos taxonômicos) para predizer outros conjuntos também não é uma estratégia aconselhável. Finalmente, o terceiro resultado sugere, de forma controversa (é necessário admitir), que a suposição recorrente da validade de bioindicadores não é indisputável. Assim, sugere-se que determinações de variáveis limnológicas abióticas (indicadoras diretas de diferentes problemas ambientais, tais como, eutrofização, acidificação e assoreamento) em

programas de monitoramento são, assim como previstas nas legislações ambientais, imprescindíveis e de maior valia quando comparadas com determinações biológicas.

Referências bibliográficas

- APHA. (2005). *Standard method for the examination of water and wastewater*. Washington: Byrd Prepress Springfield.
- Backus-Freer, J., & Pyron, M. (2015). Concordance among fish and macroinvertebrate assemblages in streams of Indiana, USA. *Hydrobiologia*, 758, 141–150.
- Begon, M., Harper, J. L., & Townsend, C. R. (2006). *Ecology: From individuals to Ecosystems*. 4^a ed. Blackwell Publishing.
- Bessa, G. F., Vieira, L. C. G., Bini, L. M., Reis, D. F., & Morais, P. B. (2011). Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE Luis Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins river, Tocantins State, Brazil. *Acta Scientiarum*, 33, 179–184.
- Bicudo, C.E.M., & Menezes, M. (2006). *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. RIMA: São Carlos.
- 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.
- Bini, L. M., Silva, L. C. F., Velho, L. F. M., Bonecker, C. C., & Lansac-Tôha, F. A. (2008). Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, 598, 247–255.
- Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A., Velho, L. F. M., & Rossa, D. C. (2001). The temporal distribution pattern of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. *Hydrobiologia*, 453, 375-384.
- Dalu, T., Thackeray, Z., Leuci, R., Clegg, B., Chari, L. D., & Nhiwatiwa, T. (2013). First results on bathymetry, stratification and physicochemical limnology of a small tropical African reservoir (Malilangwe, Zimbabwe). *Water SA*, 39, 119-130.
- Doi, H., Chang, K-H., Nishibe, Y., Imai, H., & Nakano, S-I. (2013). Lack of congruence in species diversity indices and community structures of plankton groups based on local environmental factors. *PlosOne*, 8, 1-6.
- Esteves, F. A. (2011). *Fundamentos de Limnologia*, 3^a ed. Interciência: Rio de Janeiro.

- Fontaneto, D., Melone, G., & Ricci, C. (2005). Connectivity and nestedness of the metacommunity structure of moss dwelling bdelloid rotifers along a stream. *Aquatic Biodiversity*, 542, 131–136.
- Franklin, E., Moraes, J., Landeiro, V. L., Souza, J. L. P., Pequeno, P. A. C. L., Magnusson, W. E., & Morais, J. W. (2013). Geographic position of sample grid and removal of uncommon species affect multivariate analyses of diverse assemblages: The case of oribatid mites (Acari: Oribatida). *Ecological Indicators*, 34, 172–180.
- Gioria, M., Bacaro, G., & Feehan, J. (2011). Evaluating and interpreting cross-taxon congruence: Potential pitfalls and solutions. *Acta Oecologica*, 37, 187-194.
- Grenouillet, G., Brosse, S., Tudesque, L., Lek, S., Baraille, Y., & Loot, G. (2008). Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Diversity and Distributions*, 14, 592-603.
- Guillot, G., & Rousset, F. (2013) Dismantling the Mantel tests. *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 336–344.
- Golterman, H.L., Clymo, R. S., & Ohmstad, M. A. M. (1978). *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters*. Blackwell Scientific Publication: Oxford.
- Jackson, D. A., & Harvey, H. H. (1993). Fish and benthic invertebrates - community concordance and community environment relationships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50, 2641-2651.
- Heino, J. (2010). Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*, 10, 112-117.
- Heino, J. M., Muotka, T., Paavola, R., & Paasivirta, L. (2003). Among-taxon congruence in biodiversity patterns: can stream insect diversity be predicted using sing taxonomic group? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(9), 1039-1049.
- Heino, J. M., Tolonen, K. T., Kotanen, J., & Paasivirta, L. (2009). Indicator groups and congruence of assemblage similarity, species richness and environmental relationships in littoral macroinvertebrates. *Biodivers Conservation*, 18(12), 3085-3098.
- Hirschmann, A. (2015). Variação da composição e estrutura da ictiofauna em três rios com e sem influência de barramento no sul do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 10(3),143-151.

- Jackson, D. A. (1993). Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, *74*, 2204-2214.
- Kennedy, R. H., & Walker W. W. (1990). Reservoir nutrient dynamics. In K. W. Thornton, B. L. Kimmel & E. F. Payne (Eds.), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives* (pp. 109–131). John Wiley & Sons: New York.
- Kimmel, B. L., Lind, O. T., & Paulson, L. J. (1990). Reservoir primary production. In K. W. Thornton, B. L. Kimmel & E. F. Payne (Eds.), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives* (pp. 133-194). Wiley & Sons: New York.
- Kilgour, B. W. & Barton, D. R. (1999). Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canadá. *Freshwater Biology*, *41*, 553-566.
- Koricheva, J., & Gurevitch, J. (2014). Uses and misuses of meta-analysis in plant ecology. *Journal of Ecology*, *102*, 828-844.
- Lansac-Tôha, F.A., Velho, L. F. M., & Bonecker, C. C. (1999). Estrutura da comunidade zooplancônica antes e após a formação do reservatório de Corumbá-GO. In Henry, R. (Ed.), *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais* (pp. 347-374). Fundibio/ Universidade Estadual Paulista: Botucatu.
- Lansac-Tôha, F. A., Velho, L. F. M., Bonecker, C. C., & Aoyagui, A. S. M. (2000). Horizontal distribution patterns of testate amoebae (Rhizopoda, Amoebozoa) in plankton samples of the Corumbá reservoir area, state of Goiás, Brazil. *Acta Scientiarum*, *22*, 347-353.
- Lansac-Tôha, F. A., Bonecker, C. C., & Velho, L. F. M. (2005). Estrutura da Comunidade Zooplancônica em Reservatórios. In L. Rodrigues, S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (Eds.), *Biocenose em Reservatórios: Padrões Espaciais e Temporais* (pp. 115-127). Rima Editora: São Carlos.
- Larsen, S., Mancini, L., Pace, G., Scalici, M., Tancioni, L. (2012). Weak Concordance between Fish and Macroinvertebrates in Mediterranean Streams. *Plos One*, *7*, e51115.
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. 2 ed, Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Legendre, L., & De Cáceres, M (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, *16*, 951–963.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., & Gonzalez, A. (2004). The

- metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7, 601–613.
- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143, 1317–1328.
- Logue, J. B., Mouquet, N., Peter, H., & Hillebrand, H. (2011). Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 482-491.
- Lopes, P. M., Caliman, A., Carneiro, L. S., Bini, L. M., Esteves, F. A., Farjalla, V., & Bozelli, R. L. (2011). Concordance among assemblages of upland Amazonian lakes and the structuring role of spatial and environmental factors. *Ecological Indicators*, 11, 1171–1176.
- Meyer, C. F. J., Aguiar, L. M. S., Aguirre, L. F., Baumgarten, J., Clarke, F. M. et al. (2014). Species undersampling in tropical bat surveys: Effects on emerging biodiversity patterns. *Journal of Animal Ecology*, 84, 113-123.
- Paavola, R. (2003). *Community Structure of Macroinvertebrates, Bryophytes and Fish in Boreal Streams: Patterns from Local to Regional Scales, with Conservation Implications*. Dissertation, University of Jyväskylä.
- Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J., & Kreivi, P. (2003). Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshwater Biology*, 48, 1912-1923.
- Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J., Jackson, D., & Maki-Petäys, A. (2006). Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams. *Ecological Applications*, 16, 368–379.
- Padiál, A. A., Declerck, S. A. J., De Meester, L., Bonecker, C. C., Lansac-Toha, F. A., Rodrigues, L. C., Takeda, A., Train, S., Velho, L. F. M., & Bini, L. M. (2012). Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. *Freshwater Biology*, 57(11), 2411–2423.
- Paszkowski, 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.
- 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.

- Rebouças, A. C., Braga, B., & Tundisi, J.G. (2006). *Águas Doces no Brasil*. 3 ed. Escrituras: São Paulo.
- Reynolds, C. S. (1997). *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Ecology Institute: Germany. 371p.
- Reynolds, C. S., Huszar, V. L. M., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24, 417-428.
- Roque, F. O., Lima, D.V.M., Siqueira, T., Vieira, L.J.S., Stefanos, M., Trivinho-Strixino, S. (2012). Concordance between macroinvertebrate communities and the typological classification of White and clear-water streams in Western Brazilian Amazonia. *Biota Neotropica*, 12, 83-92.
- Serafim-Júnior, M., Lansac-Tôha, F. A., Lopes, R. M., & Perbiche-Neves, G. (2016). Continuity effects on rotifers and microcrustaceans caused by the construction of a downstream reservoir in a cascade series (Iguaçu River, Brazil). *Braz. J. Biol.*, 76, 279-291
- Soininen, J. (2014). A quantitative analysis of species sorting across organisms and ecosystems. *Ecology*, 95, 3284–3292.
- Straskraba, M., & Tundisi, J. G. (1999). Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application. In Tundisi, J. G., & Straskraba, M. (Eds.), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Academy of Science and Backhuys Publishers: São Carlos.
- Thornton, K. W. (1990). Sedimentary processes. In Thornton, K. W., Kimmel, B. L., & Payne, F. E. (Eds.), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Wiley & Sons: New York.
- Toor, G. S., Han, L., & Stanley, C. D. (2013). Temporal variability in water quality parameters—a case study of drinking water reservoir in Florida, USA. *Environ. Monit. Assess.*, 185, 4305–4320.
- Trigal, C., Fernandez-Alaez, C., & Fernandez-Alaez, M. (2014). Congruence between functional and taxonomic patterns of benthic and planktonic assemblages in flatland ponds. *Aquatic Sciences*, 76, 61-72.
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., & Abe, D. S. (2008). The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. *Braz. J. Biol.*, 68 (4, Suppl.), 1079-1098.

- Velghe, K., & Gregory-Eaves, I. (2013). Body size is a significant predictor of congruency in species richness patterns: a meta-analysis of aquatic studies. *Plos One*, 8, e57019.
- Velho, L. F. M., Lansac-Tôha, F. A., & Bini, L. M. (1999). Spatial and temporal variation in densities of testate amoebae in the plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*, 411, 103-113.
- Velho, L. F. M., Alves, G. M., Lansac-Tôha, F. A., Bonecker, C. C., & Pereira, D. G. (2004). Testate amoebae abundance in plankton samples from Paraná State reservoirs. *Acta Scientiarum*, 26, 415-419.
- Vieira, L.C.G., Padial, A. A., Velho, L. F. M., Carvalho, P., & Bini, L. M. (2015). Concordance among zooplankton groups in a near-pristine floodplain system. *Ecological Indicators*, 58, 374-381.
- Vieira, L. C. G., Ribeiro, H. R., Vital, M. V. C., Silva, L. C. F., Souza, A. C. B., Pinheiro, R. C. D., & Bini, L. M. (2014). Concordance among aquatic communities in a tropical irrigation system. *Natureza & Conservação*, 12, 36-41.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitt. int. Verein. Limnol.*, 9, 1-38.
- Westgate, M. J., Barton, P. S., Lane, P. W., Lindenmayer, D. B., (2014). Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nature Communications*, 5, 3899.
- Wiens, J. J., & Graham, C. H. (2005). Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36, 519-539.

Neste artigo as citações e referências bibliográficas estão formatadas conforme as normas da revista científica: “*Environmental Monitoring and Assessment*”.