



**Universidade de Brasília**  
**Faculdade UnB Planaltina**  
**Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural**

**QUALIDADE AMBIENTAL DE RECURSOS HÍDRICOS ASSOCIADOS A PIVÔS-  
CENTRAIS DE IRRIGAÇÃO NO DISTRITO FEDERAL**

**Carla Albuquerque de Souza**

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira  
Co-orientador: Prof. Dr. Rômulo José da Costa Ribeiro

Planaltina-DF  
Fevereiro de 2014.



**Universidade de Brasília**  
**Faculdade UnB Planaltina**  
**Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural**

**QUALIDADE AMBIENTAL DE RECURSOS HÍDRICOS ASSOCIADOS A PIVÔS-  
CENTRAIS DE IRRIGAÇÃO NO DISTRITO FEDERAL**

**Carla Albuquerque de Souza**

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira  
Co-orientador: Prof. Dr. Rômulo José da Costa Ribeiro

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural.

Linha de Pesquisa: Monitoramento Ambiental e Saúde.

Planaltina-DF  
Fevereiro de 2014.



Universidade de Brasília  
Faculdade UnB Planaltina  
Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural

**CARLA ALBUQUERQUE DE SOUZA**

**QUALIDADE AMBIENTAL DE RECURSOS HÍDRICOS ASSOCIADOS A PIVÔS-  
CENTRAIS DE IRRIGAÇÃO NO DISTRITO FEDERAL**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural.

Linha de Pesquisa: Monitoramento Ambiental e Saúde.

Aprovado em 26 de fevereiro de 2014.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira – Presidente da Banca  
Universidade de Brasília

---

Prof. Dr. João Carlos Nabout – Membro Efetivo, Externo ao Programa  
Universidade Estadual de Goiás

---

Prof. Dr. Eduardo Cyrino Oliveira Filho – Membro Efetivo, Interno ao Programa  
Embrapa Cerrados

---

Profa. Dra. Vânia Ferreira Roque-Specht – Membro Suplente  
Universidade de Brasília

## AGRADECIMENTOS

Estudar sempre foi minha paixão e é uma das coisas que pretendo fazer por toda a minha vida. Sonhei em fazer parte do PPG-MADER antes mesmo de ser aprovado pela CAPES. E me senti honrada em fazer parte da primeira turma. A Faculdade UnB Planaltina é minha casa, um *campus* diferenciado, um curso diferenciado, uma ideologia própria.

No decorrer desses dois anos, abri mão de muitas coisas, estudei muito, lutei, me dediquei e esforcei ao máximo. Porém, nada disso seria suficiente sem a presença de verdadeiros anjos em minha vida! Por isso, agradeço a minha família por todo carinho, compreensão e amor, por poder dividir com eles todas as emoções vividas ao longo desses dois anos e pelas carinhas de orgulho pela fase vencida da filha, irmã... À minha querida mãe, Piedade, por viver esse mestrado comigo com toda a sua intensidade e plenitude. Por acordar de madrugada para fazer o lanche de todas as pessoas que participaram das coletas, pelos cafés quentes e fortes quando meus olhos quase não ficavam mais abertos em frente ao computador... Por sempre ter certeza que eu conseguiria, mesmo quando, por várias vezes, eu acreditasse no contrário. À minha irmã, Daniela, por ser sempre meu maior exemplo de persistência, disciplina, dedicação e força de vontade. Ao meu lindo noivo, Júlio César, guerreiro, que sobreviveu ao mestrado comigo! Pela paciência, compreensão, ajuda, incentivo, amor... Por dar significância a todo o esforço e tornar minha vida mais colorida. Pelo simples fato de existir e fazer parte da minha vida!

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira por ter ido muito além em seu papel de orientador. Por compreender minha limitação de tempo, por acreditar e confiar em mim. Obrigada por estar sempre presente, pela disciplina, organização, comprometimento e, principalmente, por ser meu referencial de Biólogo, professor, orientador, profissional!

Agradeço ao meu co-orientador, Prof. Dr. Rômulo José da Costa Ribeiro, pela disponibilidade e pela enorme paciência em lidar com a minha incompetência computacional! Por ter me ensinado muito e contribuído tanto neste trabalho.

Agradeço à Karine Borges Machado e ao Prof. Dr. João Carlos Nabout, da Universidade Estadual de Goiás, pelas análises de fitoplâncton, além de toda a ajuda durante a escrita da dissertação. À Daphne Heloisa de Freitas Muniz e ao Prof. Dr. Eduardo Cyrino Oliveira Filho, da Embrapa Cerrados, pela execução das análises de fósforo total, cátions e ânions. Também agradeço aos professores acima citados pela disponibilidade em compor a

banca. À Carla Simone Vizzotto, da Faculdade de Tecnologia, pela ajuda com as análises de clorofila-*a*. E à prof. Poliana Dutra Maia pela ajuda e apoio!

Agradeço também a todos que participaram das coletas, em especial ao Antônio Gumiero de Lima (Tucano), Murillo Rodrigues de Souza, Jéssica Pliciey Nogueira de Souza, Cleber Nunes Kraus e Lucas Alcântara.

Agradeço ao Leonardo Fernandes Gomes e à Juliana Ferreira de Santana pela imensa ajuda com as leituras de zooplâncton, pela companhia, amizade, solidariedade. E também à Ana Caroline Alcântara! Obrigada por saber que posso sempre contar com vocês!

Agradeço às direções da Faculdade UnB Planaltina e do Centro de Ensino Médio 02 de Planaltina pelas flexibilizações de horário e por todo o apoio. À Administração de Planaltina, COOPA-DF, Emater do Rio Preto e do PAD-DF, pela intermediação com os agricultores das áreas agrícolas de Planaltina e Paranoá. Agradeço também aos agricultores por permitirem o nosso estudo em suas propriedades.

À todos os colegas e professores da primeira turma do PPG-MADER. Foi muito bom conhecer e conviver com todos! Também aos secretários da pós graduação por todo o empenho.

Ao CNPQ que financiou a execução deste trabalho (Edital Universal 2011 - Processo nº: 477076/2011-4).

À todos vocês, a minha eterna gratidão!

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

<b>Figura 1:</b> Mapa hidrológico do Distrito Federal com os pontos de amostragem e seus respectivos estados de trofia determinados neste estudo .....	10
<b>Figura 2:</b> Exemplos de barramentos (pontos 3 e 19) e barragens (pontos 4 e 10) correspondentes a alguns pontos de coleta deste trabalho .....	11
<b>Figura 3:</b> Ordenação das variáveis e dos pontos amostrados nos dois primeiros eixos da PCA .....	18
<b>Figura 4:</b> Uso do solo em torno de cada ponto de amostragem .....	19
<b>Figura 5:</b> Densidade e riqueza de espécies fitoplanctônicas distribuídas em classes em cada corpo hídrico associado à agricultura no Distrito Federal .....	23
<b>Figura 6:</b> Ordenação dos pontos amostrados com relação às espécies fitoplanctônicas (A), grupos funcionais (B) e grupos morfofuncionais (C) nos dois eixos da NMDS .....	24
<b>Figura 7:</b> Densidade e riqueza de espécies zooplanctônicas distribuídas em grupos em cada corpo hídrico associado à agricultura no Distrito Federal .....	27
<b>Figura 8:</b> Ordenação dos pontos amostrados com relação às espécies zooplanctônicas (A) e aos grupos cladóceros (B), copépodes (C), rotíferos (D) e tecamebas (E) nos dois eixos da NMDS .....	28
<b>Figura 9:</b> Ordenação das variáveis ambientais e das espécies fitoplanctônicas (A) e zooplanctônicas (B) obtida na CCA .....	31

### CAPÍTULO 2

<b>Figura 1:</b> Mapa hidrológico do Distrito Federal com os pontos de amostragem e seus respectivos estados de trófia determinados neste estudo .....	43
--	----

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1

<b>Tabela 1:</b> Índice de Estado Trófico (IET) e equivalência com a medida de clorofila- <i>a</i> (CL) .....	14
<b>Tabela 2:</b> Valores médios, mínimos (Min), máximos (Max), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das variáveis físico-químicas e de paisagem, e os loadings dos dois eixos obtidos na PCA .....	17
<b>Tabela 3:</b> Comparação entre as concentrações máximas toleradas pela Portaria n° 2914 de 12/12/2011 do Ministério da Saúde e os valores máximos encontrados neste estudo .....	20
<b>Tabela 4:</b> Resultados da MRPP avaliando se unidades de amostragem com o mesmo estado trófico apresentam composições fitoplanctônicas e zooplanctônicas mais similares .....	30

### CAPÍTULO 2

<b>Tabela 1:</b> Resultado da Análise de Espécies Indicadoras de trofia para fitoplâncton e zooplâncton. IV = valor de indicação. Os valores de IV acima de 0,60 estão em negrito .....	47
<b>Tabela 2:</b> Resultados do teste de Mantel para concordância entre grupos fitoplanctônicos e zooplanctônicos de ambientes aquáticos associados pivôs-centrais de irrigação do DF .....	49
<b>Tabela 3:</b> Resultados do teste de Mantel para concordância entre dados de densidade e presença/ausência de indivíduos .....	49
<b>Tabela 4:</b> Resultados do teste de Mantel para concordância entre maiores resoluções taxonômicas (gênero e família) e espécies de fitoplâncton e zooplâncton .....	49

## ANEXO A

**Tabela A1:** Lista de classes e espécies fitoplanctônicas identificadas em corpos hídricos associados à agricultura no Distrito Federal e dados referentes à média, desvio padrão (DP), abundância (AB) e frequência (FR) de espécies (ind/mL) 60

**Tabela A2:** Lista de famílias e espécies zooplanctônicas identificadas em corpos hídricos associados à agricultura no Distrito Federal e dados referentes à média, desvio padrão (DP), abundância (AB) e frequência (FR) de espécies (ind/m<sup>3</sup>) 62



## SUMÁRIO

RESUMO .....	1
ABSTRACT .....	2
APRESENTAÇÃO .....	3
BIBLIOGRAFIA .....	5
<b>CAPÍTULO 1: “Limnologia, uso do solo e comunidades planctônicas em ambientes aquáticos associados a pivôs-centrais de irrigação no Distrito Federal, Brasil” .....</b>	<b>6</b>
RESUMO .....	7
1. INTRODUÇÃO .....	7
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	9
2.1. ÁREA DE ESTUDO .....	9
2.2. VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS .....	12
2.3. VARIÁVEIS DE PAISAGEM .....	13
2.4. ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO .....	13
2.5. VARIÁVEIS BIOLÓGICAS .....	14
2.6. ANÁLISE DOS DADOS .....	15
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	16
3.1. VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E DE PAISAGEM .....	16
3.2. ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO E VARIÁVEIS BIOLÓGICAS .....	22
4. CONCLUSÃO .....	33
5. BIBLIOGRAFIA .....	34
<b>CAPÍTULO 2: “Simplificação do monitoramento ambiental com a utilização de diferentes abordagens ecológicas de fitoplâncton e zooplâncton” .....</b>	<b>37</b>
RESUMO .....	38
1. INTRODUÇÃO .....	39

2. MATERIAL E MÉTODOS .....	42
2.1. ÁREA DE ESTUDO .....	42
2.2. VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E DE PAISAGEM .....	44
2.3. ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO E VARIÁVEIS BIOLÓGICAS.....	45
2.4. ANÁLISE DOS DADOS .....	45
3. RESULTADOS .....	46
4. DISCUSSÃO .....	49
4.1. ANÁLISE DE ESPÉCIES INDICADORAS .....	49
4.2. ANÁLISES DE CONCORDÂNCIA .....	50
5. CONCLUSÃO .....	53
6. BIBLIOGRAFIA .....	53
ANEXO A .....	60

## RESUMO

A atividade agrícola provoca diversos impactos ao meio ambiente, incluindo aos corpos hídricos. Portanto, é importante a existência de programas de monitoramento ambiental que acompanhem todas as alterações causadas pela agricultura nestes ecossistemas, utilizando análises tradicionais físico-químicas e análises biológicas. Nesse sentido, os objetivos desse estudo foram: (i) caracterizar as condições físico-químicas, de paisagem, biológicas e tróficas da área de estudo, avaliando seu estado de degradação ambiental, composição de fitoplâncton e zooplâncton no gradiente trófico e os preditores ambientais dessas comunidades; (ii) avaliar e indicar alternativas para a simplificação do monitoramento ambiental na área de estudo utilizando bioindicadores, grupos substitutos, resoluções numéricas e taxonômicas. O estudo foi conduzido em 25 corpos hídricos que abastecem pivôs-centrais de irrigação em área predominantemente agrícola no Distrito Federal (Bacia Hidrográfica do Rio Preto) em outubro de 2012. Foram analisadas variáveis físico-químicas (temperatura, condutividade, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, profundidade, clorofila-*a*, íons dissolvidos na água e fósforo total), de paisagem (área e perímetro de cada corpo hídrico, uso do solo e área com vegetação remanescente na margem), Índice de Estado Trófico e a composição das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas. A área de estudo possui boas condições ambientais, apresentando composições das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas ricas e abundantes. As composições dessas comunidades não foram influenciadas pelo gradiente trófico. Para o fitoplâncton, todas as variáveis foram importantes para estruturar a comunidade. O zooplâncton apresentou algumas variáveis físico-químicas e de paisagem como preditoras. Para a simplificação do monitoramento ambiental, uma espécie de fitoplâncton foi considerada indicadora de ambiente oligotrófico, enquanto seis espécies de zooplâncton foram consideradas indicadoras de ambiente mesotrófico. Porém, sugere-se fazer mais amostragens em diferentes épocas do ano para verificar a existência de padrão. Todas as análises biológicas com fitoplâncton e zooplâncton na área de estudo podem ser realizadas utilizando dados de presença/ausência de indivíduos sem perda significativa de informação, ou podem ser utilizados dados em nível de gênero ou família para copépodes e tecamebas e apenas dados em nível de gênero para cladóceros e rotíferos.

**Palavras-chave:** fitoplâncton, zooplâncton, monitoramento ambiental, índice de estado trófico, grupos substitutos, resolução numérica e taxonômica.

## ABSTRACT

Agricultural activity causes many environmental impacts, including the water bodies. Therefore, it is important to have an environmental monitoring program to monitor any changes caused by agriculture in these ecosystems using traditional physical-chemical analysis with biological analyzes. In this sense, the objectives of this study were: (i) characterize the biological, physico-chemical and trophic conditions of the study area, assessing their state of environmental degradation, the composition of phytoplankton and zooplankton in the trophic gradient and environmental predictors of these communities, (ii) to evaluate and indicate alternatives to the simplification of environmental monitoring in the study area using bioindicators, surrogate groups, numerical and taxonomic resolutions. The study was conducted on 25 water bodies that supply central-pivot irrigation in predominantly agricultural area in the Federal District (Rio Preto Watershed) in October 2012. Physico-chemical variables (temperature, conductivity, pH, turbidity, dissolved oxygen, depth, chlorophyll-*a*, dissolved ions in the water and total phosphorus), landscape (area and perimeter of each water body, land use and area with remnant vegetation at the edges were analyzed), the Trophic State Index and composition of phytoplankton and zooplankton communities. The study area has good environmental conditions, presenting compositions of the phytoplankton and zooplankton communities rich and plentiful. The compositions of these communities were not influenced by the trophic gradient. For phytoplankton, all variables were important in structuring the community. Zooplankton showed some physico-chemical and landscape variables as predictors. For the simplification of environmental monitoring, one species of phytoplankton was considered indicative of oligotrophic environment, while six species of zooplankton were considered indicative of mesotrophic environment. However, it is suggested to do more sampling at different times of the year to verify the existence of pattern. All biological analyzes of phytoplankton and zooplankton in the study area can be performed using presence/absence of individuals without significant loss of information or data can be used at genus or family to copepods and testate amoebas and just at genus level for cladocerans and rotifers.

Keywords: phytoplankton, zooplankton, environmental monitoring, trophic state index, substitute groups, numerical and taxonomic resolutions.

## APRESENTAÇÃO

O Brasil é um grande produtor e exportador de soja, açúcar, café, laranja, aves, carne bovina e, mais recentemente, o etanol (Martinelli & Filoso, 2008). A exportação agrícola gera 40% de superávit comercial no Brasil e a sua produção gera quase 6% do Produto Interno Bruto (PIB). Essa conquista foi alcançada com um preço bastante elevado: forte desigualdade social e degradação ambiental (Martinelli et al., 2010). Desmatamento, erosão e compactação do solo, deterioração dos recursos hídricos causados pela destruição da vegetação ripária, assoreamento, deposição de nutrientes trazidos pelas chuvas e transporte de contaminantes, como pesticidas e metais pesados, e a eutrofização são alguns dos impactos ambientais decorrentes da desenfreada produção agropecuária no país (Martinelli & Filoso, 2008).

A irrigação é uma prática agrícola indispensável para a produção de alimentos em regiões com pluviosidade irregular, contribuindo significativamente para o aumento da produção e viabilizando, por exemplo, a produção de até três safras por ano em área que produziria apenas uma safra sem a irrigação (Simsek & Gunduz, 2007). Contudo, essa prática pode ocasionar graves impactos ambientais se não for manejada corretamente, pois a característica da água utilizada nesse processo pode interferir na qualidade do solo e da cultura que está recebendo a irrigação, além do fato que o excesso de nutrientes e/ou substâncias empregadas na plantação podem facilmente ser lixiviados a corpos hídricos e lençóis freáticos, alterando a qualidade da água (Kalavrouziotis & Drakatos, 2002).

Para acompanhar essas alterações é necessário que seja estabelecido um sistema de monitoramento ambiental em longo prazo nessas áreas com o objetivo de prever ou detectar precocemente qualquer distúrbio nos recursos hídricos (Serrano et al., 2010). Porém, é necessário que sejam utilizados métodos simples, rápidos e com custos reduzidos (Rodriguez-Gil et al., 2013).

Em termos de legislação brasileira, a Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (Resolução, 2005), estabelece que corpos hídricos devem manter, como uma de suas funções ecológicas, o “equilíbrio das comunidades aquáticas”. Este instrumento legal sustenta e abre caminho para o monitoramento ambiental voltado para a proteção das comunidades aquáticas, pois além de explicitar a necessidade da manutenção da vida aquática, alerta para que a manutenção dessa vida seja norteadora do controle de fontes emissoras de poluentes (Silva & Jardim, 2006).

Alguns organismos podem responder de maneira rápida às propriedades do meio, constituindo importantes indicadores biológicos do grau de contaminação de um ambiente

(Zettler et al., 2013). Dessa forma, mudanças qualitativas, quantitativas, funcionais e estruturais das comunidades aquáticas podem indicar perturbações nesses ecossistemas. As comunidades usualmente utilizadas para esse monitoramento são fitoplâncton, zooplâncton, macroalgas, bentos e peixes, pois apresentam relativamente curto ciclo de vida e respostas específicas a determinados impactos nos ecossistemas (Desrosiers et al., 2013). Neste trabalho, foram utilizados os organismos planctônicos devido a importância destes para os ecossistemas aquáticos.

Neste contexto, o objetivo geral deste estudo foi avaliar as condições físico-químicas, tróficas e biológicas (comunidades de fitoplâncton e zooplâncton) de recursos hídricos associados a pivôs-centrais de irrigação no Distrito Federal e sugerir alternativas para a simplificação do biomonitoramento ambiental nessa área.

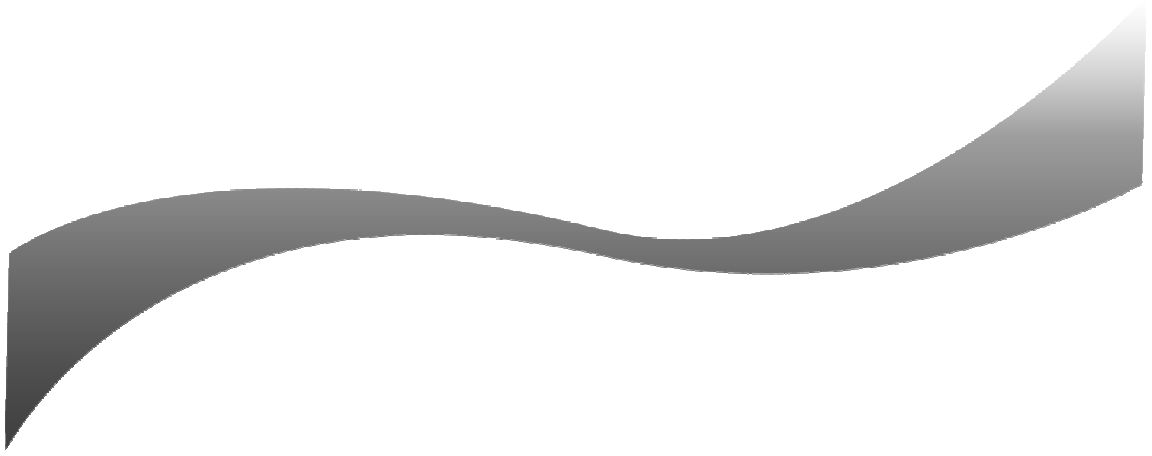
Portanto, essa dissertação está estruturada em dois capítulos escritos em formato de artigos científicos. O Capítulo I foi elaborado e formatado de acordo com as normas da revista *Agriculture, Ecosystems & Environment*. É intitulado “Limnologia, uso do solo e comunidades planctônicas em ambientes aquáticos associados a pivôs-centrais de irrigação no Distrito Federal, Brasil” e faz uma caracterização das condições físico-químicas, biológicas (comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica) e tróficas em ecossistemas hídricos na região agrícola no Distrito Federal. Esse capítulo objetiva responder as seguintes questões: (i) qual o estado de degradação ambiental dos corpos hídricos que abastecem pivôs-centrais de irrigação na região agrícola no Distrito Federal?; (ii) corpos hídricos classificados com o mesmo estado trófico apresentam composições de espécies de fitoplâncton e zooplâncton similares? e (iii) quais os principais preditores ambientais responsáveis pela estrutura das comunidades biológicas (fitoplâncton e zooplâncton)?

O Capítulo 2, intitulado “Simplificação do monitoramento ambiental com a utilização de diferentes abordagens ecológicas de fitoplâncton e zooplâncton”, foi elaborado e formatado de acordo com as normas da revista *Ecological Indicators*. Para esse capítulo, foram obtidos dados de densidade de espécies de fitoplâncton e seus grupos funcionais (GF) e morfofuncionais (MBFG), juntamente com os dados de densidade de espécies de todos os grupos zooplanctônicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas) em corpos hídricos associados a pivôs-centrais de irrigação em área agrícola do Distrito Federal. Assim, pretende-se responder as seguintes questões: (i) as espécies de fitoplâncton e zooplâncton podem ser utilizadas como indicadoras de estado trófico da água?; (ii) estas duas comunidades apresentam um padrão de distribuição espacial concordante?; (iii) a comunidade

fitoplanctônica está ordenada de maneira concordante com suas classificações funcionais e morfofuncionais?; (iv) é possível utilizar grupos substitutos dentro da comunidade zooplanctônica?; (v) os padrões de ordenação das variáveis físicas e ambientais são concordantes com os padrões de ordenação do fitoplâncton e do zooplâncton?; (vi) os padrões de ordenação são mantidos utilizando dados de densidade e presença/ausência de indivíduos? e, por fim, (vii) a identificação dos organismos aos níveis de gênero e família correspondem ao padrão gerado com os dados de espécie?

## **BIBLIOGRAFIA**

- Kalavrouziotis, I. K. & Drakatos, P.A., 2002. Irrigation of certain mediterranean plants with heavy metals. *International Journal of Environment and Pollution* 18, 294-300.
- Martinelli, L.A. & Filoso, S., 2008. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. *Eccological Applications* 18 (4), p. 885-898.
- Martinelli, L.A., Naylor, R., Vitousek, P.M., Moutinho, P., 2010. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2, p.431-438.
- Resolução CONAMA. N° 357, de 17 de março de 2005. conselho nacional do meio ambiente. disponível em:< <http://www.mma.gov.br/conama/>>.
- Rodriguez-Gil, J.L., Sauto, J.S.S., González-Alonso, S., Sanchez, P.S., Valcarcel, Y., Catalá, M., 2010. Development of cost-effective strategies for environmental monitoring of irrigated areas in Mediterranean regions: Traditional and new approaches in a changing world. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181, p.41-49.
- Serrano, L., González-Flor, C., Gorchs, G., 2010. Assessing vineyard water status using the reflectance based Water Index 139, p.490-499.
- Silva, G.S. & Jardim, W.F., 2006. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia-SP. *Química Nova* 29(4), p. 689-694.
- Simsek, C. & Gunduz, O., 2007. IQW Index: a GIS-integrated technique to assess irrigation water quality. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, 277-300.
- Zettler, M.L., Proffitt, C.E., Darr, A., Degraer, S., Devriese, L., Greathead, C., Kotta, J., Magni, P., Martin, P., Reiss, H., Speybroeck, J., Tagliapietra, D., Hoey, C.V., Ysebaert, T., 2013. On the myths of indicator species: issues and further consideration in the use of static concepts for ecological applications. *Plos One* 8(10), e78219.



# CAPÍTULO 1

**LIMNOLOGIA, USO DO SOLO E COMUNIDADES PLANCTÔNICAS EM  
AMBIENTES AQUÁTICOS ASSOCIADOS A PIVÔS-CENTRAIS DE IRRIGAÇÃO  
NO DISTRITO FEDERAL, BRASIL**

Capítulo elaborado e formatado conforme as normas da revista *Agriculture, Ecosystems & Environment*.



## **Resumo**

A atividade agrícola provoca diversos impactos ao meio ambiente, incluindo os ecossistemas aquáticos. Portanto, é importante a existência de programas de monitoramento ambiental utilizando análises físico-químicas tradicionais e biológicas integradas para acompanhar as alterações causadas pela agricultura nestes ecossistemas. Dessa forma, mudanças qualitativas, quantitativas, funcionais e estruturais das comunidades aquáticas podem indicar perturbações nesses ecossistemas. Os objetivos desse estudo foram: (i) caracterizar as condições ambientais, biológicas e tróficas da área de estudo; (ii) avaliar seu estado de degradação ambiental; (iii) verificar se corpos hídricos classificados com o mesmo estado trófico apresentam composições de espécies fitoplanctônicas e zooplanctônicas similares e (iii) identificar os principais preditores ambientais responsáveis pela estrutura das comunidades biológicas. O estudo foi conduzido em 25 corpos hídricos que abastecem pivôs-centrais de irrigação em área predominantemente agrícola no Distrito Federal (Bacia Hidrográfica do Rio Preto) em outubro de 2012. Foram analisadas variáveis ambientais (temperatura, condutividade, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, profundidade, clorofila-*a*, íons dissolvidos na água e fósforo total), físicas (área e perímetro de cada corpo hídrico, uso do solo e área com vegetação remanescente em torno da margem), o estado trófico e a composição das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas. A área de estudo possui boas condições ambientais, mas exceções com relação a degradação da margem de algumas barragens e o ponto eutrófico encontrado (ponto 24) devem alertar para o acompanhamento dessas alterações. As composições das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas foram ricas e abundantes, não tendo sido influenciadas pelo gradiente trófico. Zooplâncton apresentou algumas variáveis ambientais e físicas como preditoras.

**Palavras-chave:** fitoplâncton, zooplâncton, monitoramento ambiental, preditores ambientais.

## **1. Introdução**

A atividade agrícola provoca diversos impactos ao meio ambiente devido à intensa utilização dos recursos extraídos da natureza. O desmatamento, o desenvolvimento de processos erosivos, o assoreamento de rios e reservatórios e o uso indiscriminado de fertilizantes e pesticidas são exemplos dos efeitos nocivos dessa atividade (McLaughlin & Mineau, 1995; Soldner et al, 2004; Zalidis et al., 2002). Além disso, o excesso de nutrientes

e/ou substâncias empregadas nas plantações podem facilmente ser lixiviados a corpos hídricos e lençóis freáticos (principalmente se essa irrigação for maior do que a necessária), alterando a qualidade da água (Kalavrouziotis & Drakatos, 2002).

O monitoramento de corpos hídricos em áreas sob pressão agrícola pode ser uma valiosa ferramenta para a detecção precoce de distúrbios nesses ambientes (Serrano et al., 2010). Atualmente, essa prática avalia a qualidade da água e a saúde do ecossistema por meio das tradicionais análises físico-químicas (pH, condutividade, oxigênio e íons dissolvidos, entre outras) (Rodriguez-Gil et al., 2013). Porém, essas análises têm sido reconhecidas como insuficientes para a avaliação da qualidade da água (Crane et al., 1996). Isto se deve, em parte, devido ao fato de que o distúrbio pode ter sido causado por uma ampla variedade de substâncias que não podem ser analisadas rotineiramente e que podem ser de natureza transitória. Além disso, a análise química da água não pode, por si só, identificar possíveis efeitos tóxicos sobre os indivíduos, populações ou conjuntos de organismos (Crane et al., 1996), não sendo possível detectar alterações oriundas da atividade agrícola nas comunidades aquáticas (Rodriguez-Gil et al., 2013).

Devido a isso, os métodos de avaliação biológica são muitas vezes utilizados para complementar as análises físico-químicas tradicionais (Rodriguez-Gil et al., 2013). Essas avaliações empregadas no monitoramento biológico fornecem um diagnóstico preciso sobre a resposta dos organismos com relação aos fatores ambientais. Contudo, ainda é limitada a utilização do monitoramento biológico em avaliações de rotina devido à necessidade de recursos humanos altamente qualificados e a elevada demanda de tempo. Dessa forma, o desenvolvimento de metodologias eficazes de acompanhamento ambiental enfrenta o desafio de incorporar novas técnicas capazes de relacionar custo, eficiência, confiabilidade, alto poder de prognóstico e relevância ecológica (Rodriguez-Gil et al., 2013).

Organismos de água doce podem responder a estressores ambientais, incluindo combinações sinérgicas de poluentes (Al-Shami et al., 2012). Dessa forma, mudanças qualitativas, quantitativas, funcionais e estruturais das comunidades aquáticas podem indicar perturbações nesses ecossistemas. As comunidades usualmente utilizadas para esse monitoramento são fitoplâncton, zooplâncton, macroalgas, bentos e peixes, pois apresentam relativamente curto ciclo de vida e respostas específicas a determinados impactos no ecossistema (Desrosiers et al., 2013). Neste trabalho foram utilizados os organismos planctônicos (fitoplâncton e zooplâncton). O fitoplâncton apresenta grande importância para os ecossistemas aquáticos, pois além do potencial de toxicidade de alguns organismos, este

grupo é considerado como o principal produtor primário e base da cadeia alimentar (Reynolds, 1997; Sousa et al. 2009) destes ambientes. Os organismos que compõem o zooplâncton, apesar de serem morfológico, funcional e filogeneticamente diversos, tem em comum a função de transferir grande parte da energia para níveis tróficos superiores em ambientes aquáticos (Sommer, 1994).

Nesse contexto, o presente estudo faz uma caracterização das condições físico-químicas, biológicas (comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica) e tróficas em ecossistemas hídricos na região agrícola no Distrito Federal. Assim, as seguintes questões podem ser formuladas: (i) qual o estado de degradação ambiental dos corpos hídricos que abastecem pivôs-centrais de irrigação na região agrícola no Distrito Federal?; (ii) corpos hídricos classificados com o mesmo estado trófico apresentam composições de espécies de fitoplâncton e zooplâncton similares? e (iii) quais os principais preditores responsáveis pela estrutura das comunidades biológicas (fitoplâncton e zooplâncton)?

## **2. Material e Métodos**

### *2.1. Área de Estudo*

A Bacia do Rio Preto faz parte da bacia do Rio São Francisco e compreende uma área de 1.045.900 hectares, localizada nos Estados de Goiás, Minas Gerais e Distrito Federal (DF). No DF, a bacia compreende uma área de 131.300 hectares, representando 22,5% do seu território, de uso eminentemente rural e responsável por cerca de 80% da produção agrícola dessa região (Rodrigues & Irias, 2004). Por estar inteiramente inserida no bioma Cerrado, apresenta forte variação climática sazonal, destacando-se a ocorrência de duas estações bem definidas, uma seca, que vai de abril a setembro, e a outra chuvosa, que vai de outubro a março.

O uso do solo é caracterizado pela pecuária intensiva e agricultura mecanizada de alta tecnologia, especialmente da utilização intensiva de pivôs centrais no processo de irrigação (Borges et al., 2007). O uso da água na bacia se destina principalmente às atividades agropecuárias, destacando-se a irrigação, que representa mais de 90% do total utilizado, sendo os 10 % restantes representados por piscicultura, suinocultura, e a bovinocultura (Maldaner, 2003).

A água para a irrigação é captada diretamente dos cursos d'água e de centenas de barragens. O processo de retenção e armazenamento utilizando barragens é a forma mais

segura para garantir o fornecimento contínuo de água para a irrigação (Rodrigues et al., 2007). Portanto, foram selecionados 25 pontos de amostragem que abastecem pivôs-centrais de irrigação, sendo estes compostos por 6 barramentos e 19 barragens (Figura 1).

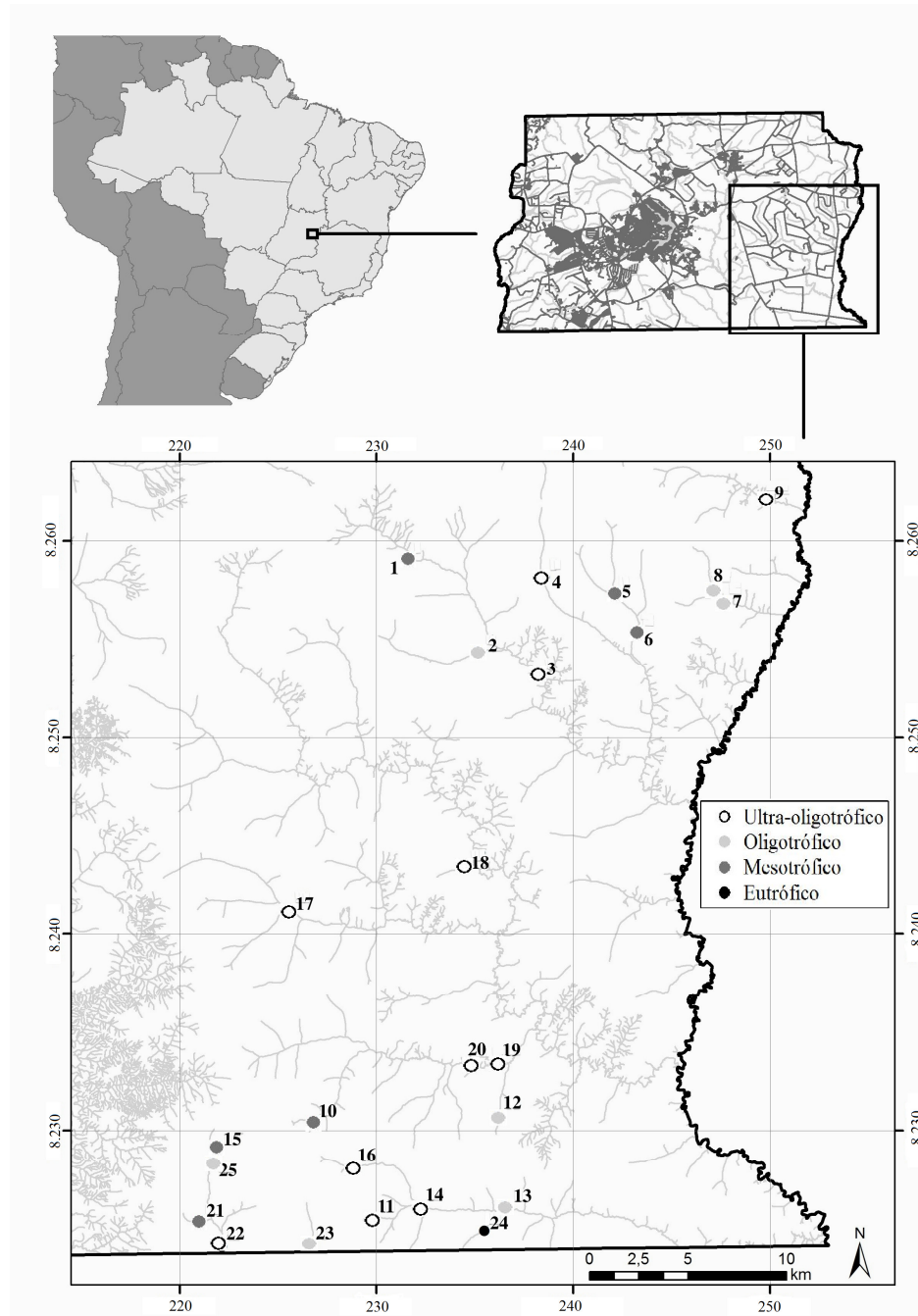


Figura 1: Mapa hidrológico do Distrito Federal com os pontos de amostragem e seus respectivos estados de trofia determinados neste estudo.

Consideramos *barramento* como um pequeno desvio perpendicular ao canal central do corpo hídrico, cuja função é proporcionar um ambiente lântico para captação de água. Os pontos que correspondem a barramentos são 2, 3, 5, 18, 19 e 20 (Figura 2).

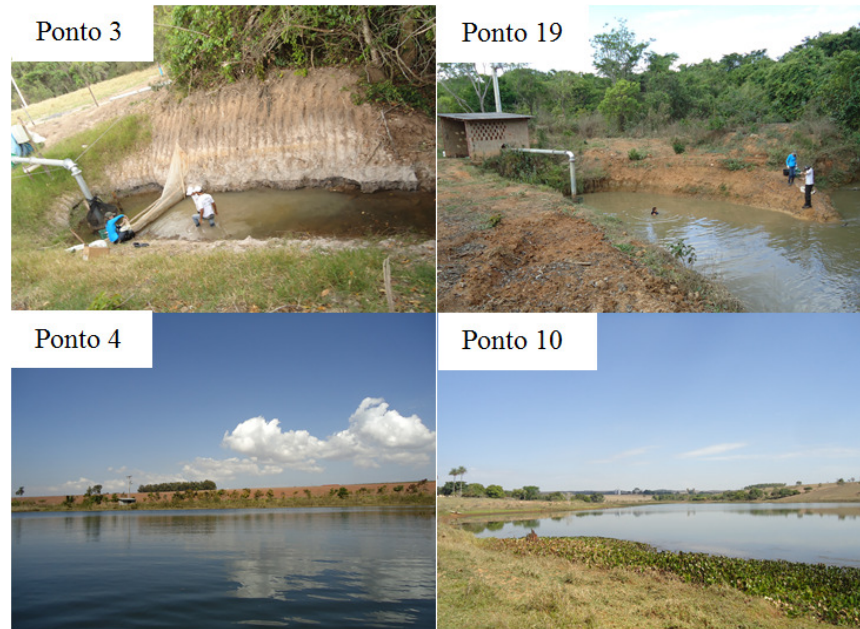


Figura 2: Exemplos de barramentos (pontos 3 e 19) e barragens (pontos 4 e 10) correspondentes a alguns pontos de coleta deste trabalho.

Por outro lado, *barragem* se refere à construção de uma barreira artificial ou mudança em cursos hídricos para a retenção de grandes quantidades de água (Figura 2). Sua finalidade é atender a usos múltiplos, como geração de energia, abastecimento de água e até mesmo irrigação.

Vale ressaltar que os pontos 15 e 25 se referem a uma mesma barragem (área de 250.284m<sup>2</sup>). Estes pontos foram coletados cada um em uma extremidade da barragem, pois abastecem pivôs de propriedades distintas. Foi decidido incluí-los no trabalho pelo fato de possuírem características limnológicas distintas.

As coletas foram realizadas no início de outubro de 2012 por ser o período no qual os pivôs são intensamente utilizados.

## 2.2. Variáveis Físico-Químicas

Para a determinação das variáveis físico-químicas foram utilizados equipamentos portáteis da DIGIMED: temperatura da água e condutividade (modelo DM-3P); pH (modelo DM-2P); turbidez (modelo DM-TU) e oxigênio dissolvido (modelo DM-4P).

Para as análises de clorofila-*a*, foram coletados 2L de água nos primeiros 50cm da coluna d'água no centro de cada ponto. As amostras foram mantidas resfriadas e no escuro até chegar ao Laboratório de Geociências e Física da Faculdade UnB Planaltina. No laboratório, as amostras foram filtradas no mesmo dia da coleta com filtros de fibra de vidro (1µm de abertura de malha). Os filtros foram embalados em papel alumínio, congelados e posteriormente analisados no Laboratório Análise de Água da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília utilizando a metodologia Clorofórmio-Metanol (APHA, 1995). Esse método se baseia na extração, utilizando solução de clorofórmio-metanol (2:1 v/v), da clorofila-*a* retida no filtro de fibra de vidro. A concentração de clorofila-*a* foi obtida em função da absorbância da solução medida no espectrofotômetro de UV/Vis em 665 e 750nm.

Para a determinação de cátions, ânions e fósforo total foram coletadas amostras de 500mL de água nos primeiros 50cm da coluna d'água no centro de cada ponto. Elas foram mantidas resfriadas até chegar ao Laboratório de Geociências e Física da Faculdade UnB Planaltina, onde foram filtradas (membrana de 0,45 µm) e congeladas no mesmo dia da coleta. As análises foram realizadas no Laboratório de Química de Água da Embrapa Cerrados. O fósforo total foi determinado pelo método Colorimétrico (APHA, 1995) que é baseado na reação do molibdato de amônio e do antimoniltartarato de potássio em meio ácido com o ortofosfato presente na amostra, com a formação do ácido fosfomolibdico que é reduzido a molibdeno azul por meio do ácido ascórbico. A absorbância, que é medida em espectrofotômetro UV/Vis em 882nm, é proporcional à concentração de ortofosfato na amostra.

Os cátions e ânions foram determinados pelo método de Cromatografia Iônica (APHA, 1995), que se baseia na interação dos íons de uma solução (fase móvel) e uma substância sólida (fase estacionária). Para a análise dos cátions (lítio, sódio, potássio, amônio, cálcio e magnésio) foi utilizada a coluna Metrosep C2, tendo como eluente a solução preparada com ácido dipicolínico e ácido tartárico. Para a análise dos ânions (cloreto, nitrito, brometo, nitrato, fosfato e sulfato) foi utilizada a coluna Metrosep A Supp5-100, tendo como eluente solução preparada com carbonato de sódio e bicarbonato de sódio, e como regenerante de

supressor, o ácido sulfúrico. O limite de detecção dessas análises é  $\leq 0,001$ mg/L. Valores abaixo desse limite foram atribuídos a zero.

### 2.3. Variáveis de Paisagem

A localização geográfica de cada ponto foi realizada no momento da coleta utilizando um equipamento de GPS modelo Garmin GPSMAP 62Sc.

As ortofotocartas utilizadas neste trabalho possuem escala de 1:10.000 e são datadas de 2009. Foram baixadas gratuitamente do site da Secretaria de Habitação, Regularização e Desenvolvimento Urbano – SEDHAB ([http://www.sedhab.df.gov.br/mapas\\_sicad/index\\_sirga.shtm](http://www.sedhab.df.gov.br/mapas_sicad/index_sirga.shtm)). Os pontos georreferenciados foram inseridos nas ortofotocartas utilizando o programa ArcMap 10.1 (ESRI, 2012). As barragens e os barramentos foram identificados, selecionados e transformados em polígonos. Com isso, foi calculada a área e o perímetro de cada corpo hídrico utilizando a ferramenta Xtools (extensão do ArcGis).

Em seguida, foi realizado um *buffer* de 50m em torno de cada ponto. Esse valor foi estabelecido com base no novo código florestal brasileiro (lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 – Brasil, 2012) que sugere essa faixa de 50m em torno dos reservatórios como Área de Preservação Permanente (APP). Foi realizada a delimitação de duas classes dentro do *buffer* de 50m: (i) remanescente, que se refere a faixa de vegetação preservada em torno do corpo hídrico e (ii) uso, que se refere a faixa utilizada para qualquer tipo de uso ou ocupação, de forma a suprimir a vegetação nativa local. Essas classes foram identificadas pelo processo de interpretação visual das imagens. Cada *buffer*, já com a classificação, foi recortado da imagem e transformado em polígonos. A área das classes em m<sup>2</sup> foi calculada para cada ponto de amostragem utilizando a ferramenta Xtools.

### 2.4. Índice de Estado Trófico

O Índice de Estado Trófico (IET) foi definido por meio da metodologia proposta por Carlson (1977) e modificada por Cunha et al. (2013) para ambientes lênticos. De acordo com este índice, pode ser realizado o cálculo utilizando as variáveis transparência da água, fósforo total ou clorofila-*a* ou uma junção dessas três variáveis. Neste trabalho, fizemos os cálculos utilizando os dados de clorofila-*a*, pois em vários pontos (i) o disco de Secchi encostava no fundo do corpo hídrico ou (ii) os valores de fósforo total estiveram abaixo do limite de detecção.

Sendo assim, o IET foi definido de acordo com o cálculo abaixo e a interpretação foi feita de acordo com a Tabela 1, sendo que ultraoligotrófico se refere ao ambiente com menor concentração de clorofila-*a*, enquanto hipereutrófico se refere a uma alta concentração dessa variável no corpo hídrico.

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2))$$

Onde:

CL: concentração de clorofila-*a* medida à superfície da água, em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ;

ln: logaritmo natural.

Tabela 1: Índice de Estado Trófico (IET) e equivalência com a medida de clorofila-*a* (CL).

Nível Trófico	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	IET
Ultraoligotrófico	$\leq 1,17$	$\leq 47$
Oligotrófico	$1,17 < \text{CL} \leq 3,24$	$47 < \text{IET} \leq 52$
Mesotrófico	$3,24 < \text{CL} \leq 11,03$	$52 < \text{IET} \leq 59$
Eutrófico	$11,03 < \text{CL} \leq 30,55$	$59 < \text{IET} \leq 63$
Supereutrófico	$30,55 < \text{CL} \leq 69,05$	$63 < \text{IET} \leq 67$
Hipereutrófico	$> 69,05$	$> 67$

Fonte: Cunha et al. (2013)

### 2.5. Variáveis Biológicas

Para a determinação das variáveis biológicas, as amostras de fitoplâncton foram coletadas na sub-superfície da água (0,5m) em frascos de coloração escura e capacidade para 100mL. Em seguida, foram fixadas com solução de lugol-acético modificado (Vollenweider, 1974). A densidade do fitoplâncton foi estimada de acordo com o método do Utermöhl (1958), utilizando um microscópio invertido da marca Zeiss e ampliação de 400x. Os membros da comunidade fitoplanctônica foram classificados ao nível de espécie, gênero, família, ordem e classe de acordo com o sistema taxonômico proposto por Round (1965), Round (1971) e Round et al. (1990) e sua densidade foi expressa em ind/mL.

As espécies fitoplanctônicas encontradas também foram classificadas de acordo com seu grupo funcional e grupo morfofuncional. O grupo funcional foi proposto por Reynolds et al. (2002) e Padišák et al. (2009) e consiste em agrupar as espécies fitoplanctônicas de acordo



com a sua morfologia, fisiologia e caracteres ecológicos semelhantes, levando em consideração as características adaptativas, mas que não são exclusivas de grupos que possuem a mesma filogenia (Padisák et al., 2009). O grupo morfofuncional foi descrito por Kruk et al. (2010) e é baseado exclusivamente na morfologia. Não requer informações fisiológicas, ambientais ou taxonômicas, mas analisa características como volume, dimensão linear, área de superfície, presença de mucilagem, flagelos, vesículas de gás, heterocistos e estruturas exoesqueléticas de sílica.

Para cada amostra de zooplâncton, foram filtrados 300L de água utilizando balde e uma rede de plâncton de 68µm de abertura de malha. As amostras foram fixadas em formalina a 4%, tamponadas e concentradas num volume final de 60mL. Para as análises quantitativas, as amostras foram concentradas em 60mL e sub-amostradas cerca de 10% desse volume com uma pipeta tipo Hensen-Stempel. Pelo menos 250 indivíduos de cada grupo zooplânctônico foram contados por amostra utilizando uma câmara de *Sedgwick-Rafter* e um microscópio óptico marca Olympus, modelo CX31(aumento de 100x). As amostras que apresentaram poucos indivíduos foram lidas integralmente. Para a análise qualitativa, após decantação, foi retirado cerca de 2mL do fundo do frasco com uma pipeta do tipo *Pasteur* e realizada leitura em busca apenas de espécies novas. A identificação do zooplâncton foi realizada ao menor nível taxonômico possível e a densidade total foi expressa em indivíduos/m<sup>3</sup> (ind/m<sup>3</sup>).

## 2.6. Análise dos Dados

Com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados físicos e ambientais, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA, Legendre & Legendre, 1998). Quando necessário, as variáveis foram transformadas (log ou raiz quadrada) para se aproximar de uma distribuição normal. Foi adotado o critério de Broken-Stick para a escolha do número de eixos.

Análises de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS, Hill & Gauch, 1980) foram utilizadas para avaliar a estrutura das comunidades de fitoplâncton e zooplâncton na área de estudo. As NMDS foram realizadas por meio de matrizes de distância de Bray-Curtis, com os dados previamente transformados (log x+1).

Para avaliar a similaridade nas composições de fitoplâncton e zooplâncton nos reservatórios hídricos com o mesmo estado trófico, foi realizado um Multiple Response Permutation Procedure (MRPP), utilizando as ordenações das unidades de amostragem

obtidas por meio das NMDS. A significância foi calculada por meio de 9.999 aleatorizações. Como apenas o ponto 24 foi classificado como eutrófico, ele foi desconsiderado desta análise.

Visando identificar a influência das variáveis ambientais sobre as espécies fitoplanctônicas e zooplanctônicas, realizou-se uma Análise de Correspondência Canônica (CCA, Legendre & Legendre, 1998). Apenas os dados de fitoplâncton foram previamente transformados em  $\log(x+1)$ .

Todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team, 2013), utilizando o pacote vegan (Oksanen *et al.*, 2011). Foram utilizadas as funções `env.pca`, `metaMDS`, `mrpp` e `cca` para a PCA, NMDS, MRPP e CCA, respectivamente.

Por fim, foi estabelecida a frequência das espécies fitoplanctônicas e zooplanctônicas por meio da seguinte equação:

$$F_A = (P_A / P) \times 100$$

onde:

$F_A$  = frequência da espécie A.

$P_A$  = número de amostras nas quais a espécie A está presente.

$P$  = número total de amostras.

sendo:

$F \geq 50\% \rightarrow$  a espécie é considerada CONSTANTE

$10\% < F \leq 49\% \rightarrow$  a espécie é considerada COMUM

$F \leq 10\% \rightarrow$  a espécie é considerada RARA

### 3. Resultados e Discussão

#### 3.1. Variáveis Físico-Químicas e de Paisagem

As concentrações dos íons lítio, amônio, nitrito, brometo e fosfato estiveram abaixo do limite de detecção em todos os pontos amostrados. Por esse motivo eles não foram incluídos nas análises.

Houve pouca variação dos valores de pH, temperatura e oxigênio dissolvido entre os pontos analisados. Por outro lado, maiores variações foram observadas em relação a turbidez, clorofila-*a*, fósforo total, potássio, cálcio, magnésio, fluoreto, nitrato, sulfato, perímetro e área dos corpos hídricos (Tabela 2 e Figura 3).

As variáveis que mais influenciaram a ordenação dos pontos de amostragem em relação ao Eixo 1 da PCA foram a condutividade, turbidez, cloreto, nitrato e sulfato (positivamente) e temperatura, oxigênio dissolvido, profundidade e perímetro do corpo

hídrico (negativamente). Já no Eixo 2, as variáveis que mais influenciaram a ordenação dos pontos foram sódio, potássio, cálcio e magnésio, todas positivamente (Tabela 2 e Figura 3).

Os pontos 2, 3 e 5 (barramentos) são pontos mais parecidos entre si, sendo ordenados principalmente em função da condutividade, área de vegetação remanescente em torno do barramento e concentrações de cálcio e magnésio (Figura 3). Os pontos 18, 19 e 20 (barramentos) também se assemelham entre si, influenciados principalmente pelas variáveis nitrato, cloreto, sulfato, fluoreto e fósforo total.

Tabela 2: Valores médios, mínimos (Min), máximos (Max), desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) das variáveis físico-químicas e de paisagem, e os loadings dos dois eixos obtidos na PCA.

Variáveis	Média	Min-Max	DP	CV (%)	Eixo 1	Eixo 2
pH	6,32	4 - 7,7	0,80	12,7	-0,41	-0,07
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	10,33	2,2 - 32,1	7,64	73,9	<b>0,65</b>	0,50
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	24,50	21,1 - 28	1,80	7,3	<b>-0,78</b>	0,02
Turbidez (NTU)	12,41	1,7 - 52,1	13,11	105,7	<b>0,79</b>	0,02
Oxigênio Dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	4,95	3,1 - 6,1	0,64	12,9	<b>-0,66</b>	-0,10
Profundidade (cm)	247,08	43 - 750	175,77	71,1	<b>-0,70</b>	0,04
Clorofila- <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	2,77	0 - 22,9	4,62	166,9	-0,42	0,43
Fósforo Total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	0,46	0 - 5,5	1,14	249,0	0,53	-0,28
Sódio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,39	0 - 1,06	0,28	72,6	-0,20	<b>0,81</b>
Potássio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,19	0 - 1,33	0,36	187,8	0,07	<b>0,65</b>
Cálcio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	1,50	0 - 6,16	1,63	108,5	0,11	<b>0,89</b>
Magnésio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,19	0 - 0,73	0,24	125,6	0,11	<b>0,90</b>
Fluoreto ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,05	0 - 1,14	0,23	423,3	0,46	-0,28
Cloreto ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,39	0,07 - 1,11	0,32	82,6	<b>0,66</b>	-0,14
Nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,16	0 - 0,72	0,21	129,2	<b>0,74</b>	-0,08
Sulfato ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,04	0 - 0,36	0,09	235,2	<b>0,82</b>	-0,39
Perímetro (m)	1099,49	28 - 4980	1319,30	120,0	<b>-0,89</b>	-0,12
Área (m)	59333,45	44 - 362554	99960	168,5	-0,56	-0,22
Uso (%)	34,53	9 - 74	20,09	58,2	-0,57	-0,24
Remanescente (%)	65,47	26 - 90,5	20,09	30,7	0,56	0,17

Todos os barramentos amostrados neste trabalho foram ordenados no lado positivo do Eixo 1. Certo grau de similaridade entre esses seis barramentos já era esperado (exceto com relação às concentrações de cálcio e magnésio), tendo em vista que possuem pouco tempo de retenção de água e localizam-se próximos ao canal principal do corpo hídrico, do qual recebem água diretamente. Além disso, são ambientes rasos (média de 93,3cm) e pequenos (médias da área de 113,82m<sup>2</sup> e do perímetro de 50,45m), como evidenciado pelos escores da

PCA, os quais estão inversamente proporcionais às variáveis profundidade, área, perímetro e uso do solo em volta do barramento. Possuem, também, concentrações de nutrientes ligeiramente superiores aos demais pontos, corroborado pelo maior valor de condutividade (média de 20,78  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

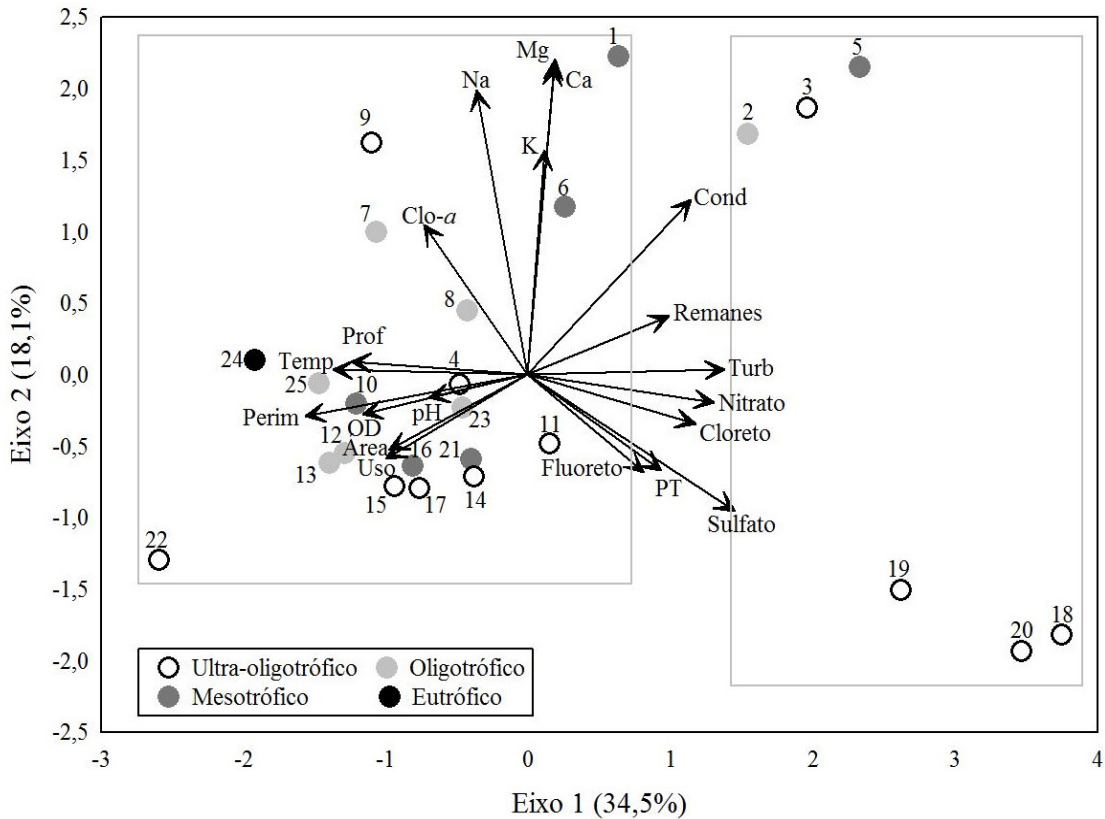


Figura 3: Ordenação das variáveis e dos pontos amostrados nos dois primeiros eixos da PCA. Mg = magnésio; Ca = cálcio; K = potássio; Cond = condutividade; Remanes = vegetação remanescente em torno do corpo hídrico; Turb = turbidez; PT = fósforo total; Uso = área em torno do corpo hídrico com supressão da vegetação nativa; Área = área do corpo hídrico; Perim = perímetro do corpo hídrico; OD = oxigênio dissolvido; Temp = temperatura; Prof = profundidade; Clo-a = clorofila-a; Na = sódio. Os pontos de 1 a 25 se referem às unidades amostrais.

O ponto 22 foi o que apresentou maior área e profundidade e um dos que apresentou maior concentração de oxigênio dissolvido na água. Os pontos 7 e 9 foram influenciados principalmente pela concentração de sódio, magnésio e cálcio. O ponto 1 possui uma das maiores concentrações de magnésio e potássio. O ponto 24 possui a maior temperatura e concentração de clorofila-a, sendo um dos mais profundos e que possuem maior concentração de fósforo. Os pontos 4, 8, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 21, 23 e 25 (referentes a barragens)

apresentaram características ambientais similares, sendo apresentados na Figura 3 como uma grande concentração de pontos na região central da PCA.

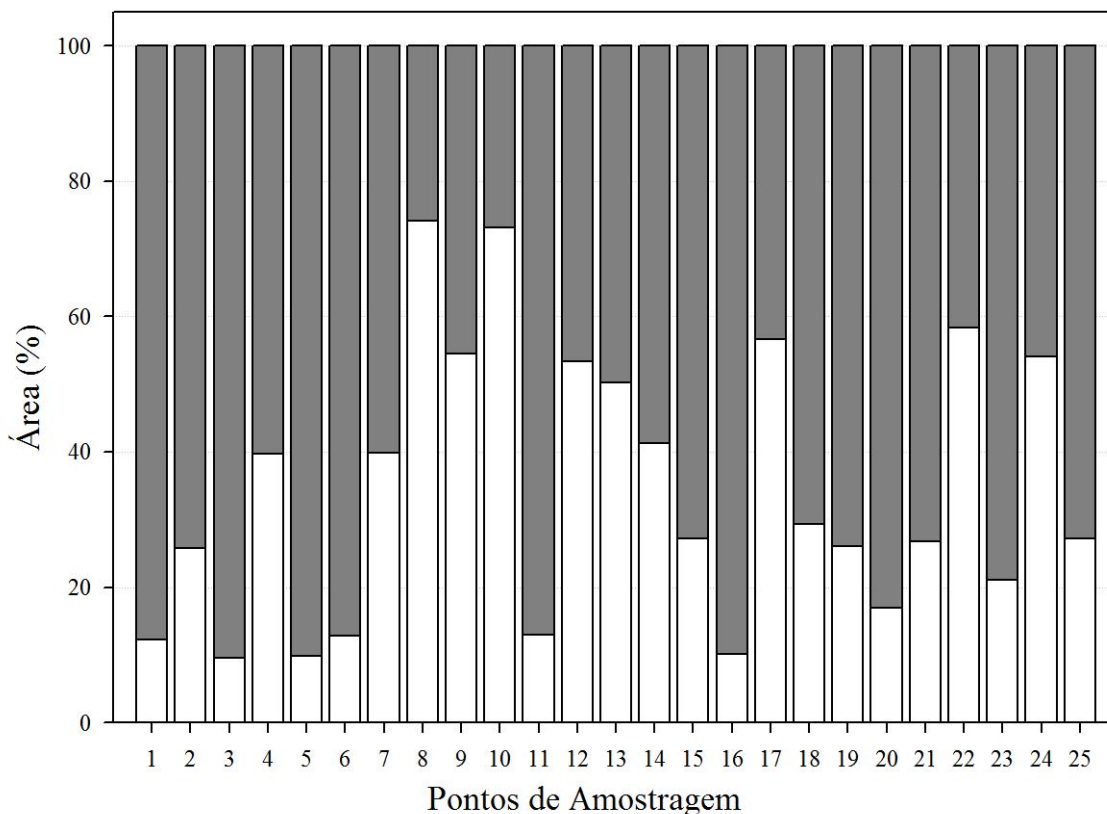


Figura 4: Uso do solo em torno de cada ponto de amostragem. Cinza representa a área remanescente e branco representa área em uso.

Com relação ao uso do solo, o novo Código Florestal Brasileiro (lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 – Brasil, 2012) sugere que uma faixa de 50m em torno dos reservatórios seja preservada com sua vegetação nativa (vegetação ripária) e considerada como Área de Preservação Permanente (APP) com a finalidade de garantir a qualidade da água, evitando a entrada de uma série de contaminantes. Neste estudo, o grau de preservação dos pontos foi avaliado pela porcentagem da vegetação nativa remanescente em um *buffer* de 50m em torno do corpo hídrico (Figura 4). Nenhum dos pontos apresentou 100% de vegetação remanescente preservada, possuindo, em média, 34,53% de vegetação desmatada (uso). Porém, os barramentos foram os pontos que apresentaram melhores condições de preservação ambiental, variando de 70% a 90% de vegetação remanescente. Apresentaram maior grau de preservação os pontos 3 e 5 (ambos com 90% de vegetação remanescente), o ponto 16 (89%), os pontos 1, 6 e 11 (todos com 87%) e o ponto 20 (83%). Por outro lado, 35% dos pontos apresentaram

vegetação remanescente inferior a 50% (pontos 8, 9, 10, 12, 13, 17, 22 e 24), sendo que o ponto que apresentou menor grau de preservação foi o 8 (cerca de 26% de vegetação remanescente). Estes últimos pontos sugerem maior cuidado por apresentar risco relacionado aos prejuízos oriundos da degradação ambiental.

Mesmo tendo apresentado elevados coeficientes de variação, as concentrações de nutrientes encontradas neste estudo são consideradas muito baixas. A Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde (Portaria, 2011) trata, entre outros assuntos, do padrão de potabilidade da água para consumo humano, estabelecendo valores máximos das variáveis que devem ser analisadas para avaliar a potabilidade da água. A Tabela 3 compara as quantidades máximas toleradas pela portaria para água potável e os valores máximos encontrados neste estudo.

Tabela 3: Comparação entre as concentrações máximas toleradas pela Portaria nº 2914 de 12/12/2011 do Ministério da Saúde e os valores máximos encontrados neste estudo.

<b>Variável</b>	<b>Maior valor encontrado</b>	<b>Valor estabelecido na Portaria</b>
Fluoreto (mg/L)	1,143	1,5
Nitrato (mg/L)	0,721	10
Nitrito (mg/L)	0	1
Cloreto (mg/L)	1,112	250
Sódio (mg/L)	1,068	200
Sulfato (mg/L)	0,360	250
pH	7,75	9,5
Turbidez (NTU)	52,1	5

Portanto, os valores máximos dos nutrientes encontrados neste trabalho estão abaixo dos valores máximos estabelecidos pela Portaria, exceto com relação à turbidez da água (52,1NTU encontrada no ponto 19). Contudo, deve ser levado em consideração que o alto valor da turbidez encontrado neste ponto pode estar relacionado a chuva ocorrida na noite anterior à coleta. Mesmo assim, os pontos 4, 12, 16 e 22 apresentaram valores de turbidez inferiores a 5NTU (maior valor permitido pela portaria). Vale ressaltar que, neste trabalho, não foram realizadas todas as análises necessárias para avaliar a potabilidade da água conforme a Portaria, não sendo possível afirmar que a água dos pontos amostrados seja

própria para o consumo. Essa legislação foi adotada para comparação neste estudo por possuir os parâmetros de qualidade da água mais restritivos.

Porém, ainda de acordo com os valores de turbidez, a Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (Resolução, 2005 - dispõe sobre a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões para o lançamento de efluentes), classifica todos os pontos amostrados neste trabalho como pertencentes a Classe I, exceto o ponto 19 que apresentou o maior valor de turbidez, sendo classificado como Classe II, próprias para serem utilizadas para abastecimento público (após tratamento), recreação, proteção de comunidades aquáticas e para irrigação em geral.

De acordo com Resende (2002), nitrogênio e fósforo (e suas diversas formas encontradas no ambiente) são as principais formas de contaminação da água oriundos de atividades agrícolas. Porém, em solos tropicais e principalmente no cerrado, há forte retenção de fósforo pelas partículas do solo devido a grande escassez deste elemento. Nesse caso, o processo de poluição da água por lixiviação de fosfatos é geralmente de magnitude desprezível. Ademais, analisando os inúmeros casos de acréscimo de fósforo nas águas superficiais, verifica-se que a erosão dos solos e a contaminação por esgoto doméstico são os principais agentes de contaminação das águas por fósforo (Isherwood, 2000). Possivelmente por esse motivo foram encontrados valores tão baixos de fósforo, sendo ausente em vários pontos (o valor máximo encontrado foi 0,0055mg/L no ponto 18).

Com relação ao nitrogênio, a amônia aplicada via fertilizantes tende a ser rapidamente convertida em nitrito e esse, por sua vez, é convertido em nitrato por processos microbianos do solo. Portanto, o nitrato é a principal forma de nitrogênio associada à contaminação da água pelas atividades agropecuárias. Isso ocorre pelo fato de que o ânion nitrato no solo fica muito propenso ao processo de lixiviação e, ao longo do tempo, pode haver considerável incremento nos teores desse íon nas águas profundas (Resende, 2002). Porém, em nenhum dos pontos analisados neste trabalho foi detectado nitrito ou amônio. Os valores de nitrato variaram de 0 a 0,721mg/L, muito abaixo inclusive do valor máximo permitido para potabilidade da água (10mg/L).

Os baixos valores de condutividade elétrica corroboram com a diminuta quantidade de íons dissolvidos na água. De acordo com Tundisi (1995), a condutividade está relacionada principalmente com a quantidade de íons dissolvidos no ambiente carregados eletricamente. Portanto, quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos na água, maior será sua condutividade elétrica (Barbosa et al., 2006).

### 3.2. Índice de Estado Trófico e Variáveis Biológicas

Com relação ao Índice de Estado Trófico (IET), onze pontos foram classificados como ultra-oligotróficos (pontos 3, 4, 9, 11, 14, 16, 17, 18, 19, 20 e 22), sete oligotróficos (pontos 2, 7, 8, 12, 13, 23 e 25), seis mesotróficos (pontos 1, 5, 6, 10, 15 e 21) e apenas um ponto foi classificado como eutrófico (ponto 24) levando em consideração as concentrações de clorofila-*a* (Figura 1). Entretanto, comparando esse resultado com as variáveis físico-químicas, percebe-se que o ponto 24 (eutrófico) possui características limnológicas semelhantes a outras barragens mesotróficas e oligotróficas (Figura 3).

Foram identificadas 90 espécies de fitoplâncton distribuídas em 8 classes (Tabela A1 - Anexo). As espécies mais abundantes foram *Monoraphidium griffithii* (4.613,67 ind/mL), *Peridinium* sp2 (2.490,0367 ind/mL), *Dinobryon elegantissimum* (1.873,8867 ind/mL), *Peridinium* sp3 (1.844,3567 ind/mL), *Chroococcus minutus* (1777,1767 ind/mL), *Dinobryon sertularia* (1730,5467 ind/mL) e *Merismopedia tenuissima* (1642,5367 ind/mL). Com relação à frequência, 7 espécies foram consideradas constantes, 32 foram consideradas comuns e 51 foram consideradas raras. A classe com maior riqueza de espécies foi a Chlorophyceae (29 espécies), seguida pela Bacillariophyceae (20 espécies) e Zygnemaphyceae (14 espécies). Já as classes mais abundantes foram a Cyanophyceae e a Dinophyceae, com um total de 5.857 ind/mL e 5.771 ind/mL, respectivamente.

As espécies encontradas tiveram representantes para os sete grupos morfofuncionais (MBFG), sendo mais abundantes os grupos IV, V e I. Com relação à classificação em grupos funcionais (GF), foram encontrados 17 dos 40 diferentes tipos de grupos funcionais existentes, sendo os grupos Lo, XI e B os mais abundantes.

Apresentaram maior densidade de fitoplâncton os pontos 24, 1, 21, 23 e 6, respectivamente (Figura 5). Vale lembrar que o ponto 24 (mais abundante) foi classificado como eutrófico devido a sua elevada concentração de clorofila-*a*, sendo composto principalmente pelas classes Crysophyceae e Cyanophyceae. As menores densidades de fitoplâncton foram apresentadas pelos pontos 11 e 14. Os pontos 1 e 21 apresentaram elevada densidade de organismos da classe Chlorophyceae, enquanto o ponto 6 apresentou elevada densidade de Crysophyceae.

O ponto 1 apresentou a maior riqueza de espécies, distribuídas principalmente nas classes Chlorophyceae e Bacillariophyceae (Figura 5). Também apresentaram elevada riqueza de espécies os pontos 3, 19, 2, 13, 23 e 21. Porém, os pontos 14, 4, 11, 12 e 24 apresentaram as menores riquezas de espécies de fitoplâncton. Os pontos 1, 2, 3 e 13 possuem quantidade



elevada de espécies da classe Chlorophyceae, enquanto os pontos 19 e 20 possuem elevada quantidade de espécies da classe Bacillariophyceae.

Com relação à NMDS realizada com as espécies fitoplantônicas (Figura 6A), percebe-se que os pontos 2, 3, 1, 24 e 4 apresentaram pequena diferença com relação a composição de suas comunidades entre eles e o restante dos pontos. Todos os outros pontos amostrados apresentaram similaridade.

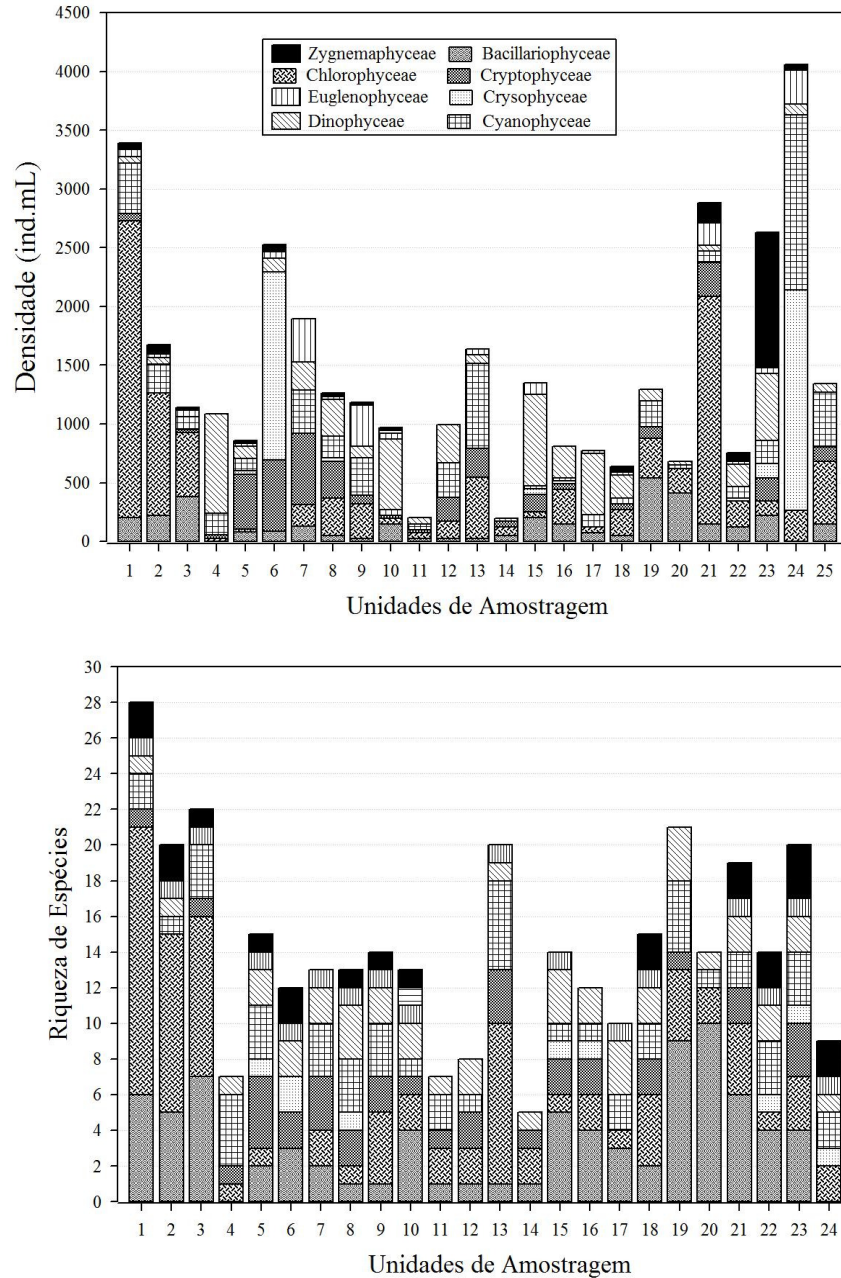


Figura 5: Densidade e riqueza de espécies fitoplantônicas distribuídas em classes em cada corpo hídrico associado à agricultura no Distrito Federal.

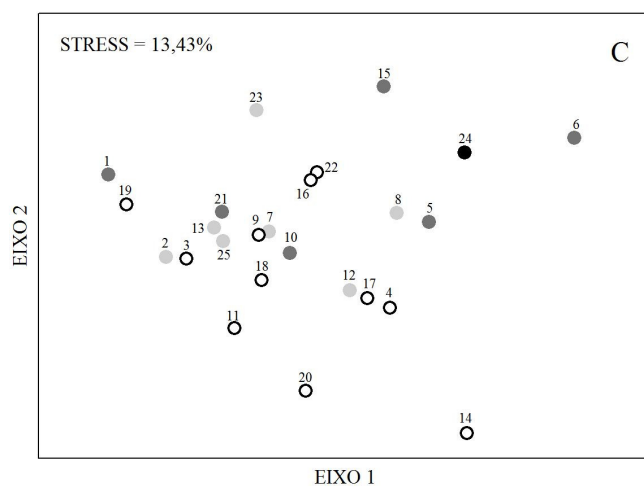
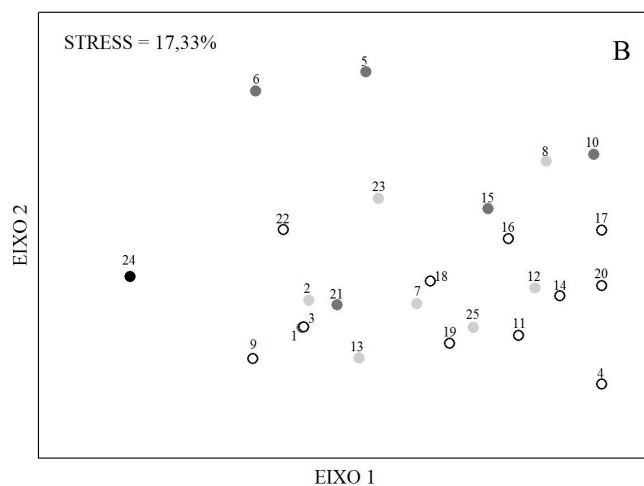
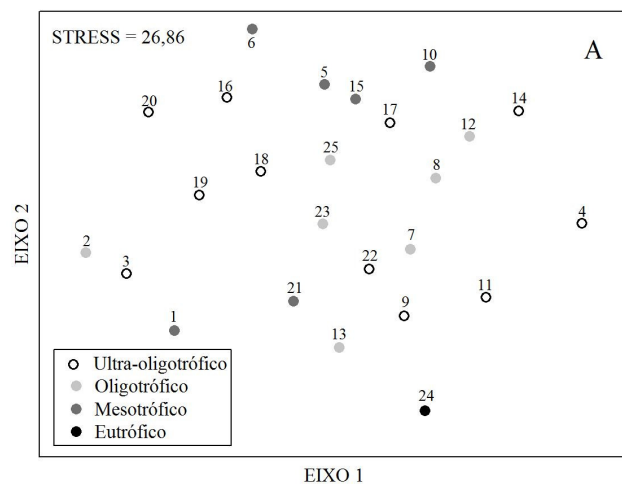


Figura 6: Ordenação dos pontos amostrados com relação às espécies fitoplanctônicas (A), grupos funcionais (B) e grupos morfofuncionais (C) nos dois eixos da NMDS.

A NMDS foi realizada também utilizando as classificações do fitoplâncton em grupos funcionais (GF) de acordo com Reynolds et al. (2002) e modificado por Padisák et al.

(2009) (Figura 6B) e grupos morfofuncionais (MBFG) de acordo com Kruk et al. 2010 (Figura 6C).

A NMDS de GF (Figura 6B) indicou os pontos 5, 6 e 24 como os que apresentaram organismos classificados nos grupos funcionais mais distintos com relação aos outros pontos. Em menor grau, o ponto 4 também apresentou classificação diferente. Todos os outros pontos apresentaram similaridade, sendo que os pontos 1 e 3 apresentaram ordenação praticamente idêntica.

Já com relação à NMDS de MBFG (Figura 6C), percebe-se diferenciação na composição dos pontos 20, 14, 6, 24, 15 e 23. Todos os outros pontos apresentaram similaridade, sendo que alguns pequenos grupos apresentaram alta similaridade: 2 e 3; 21, 13 e 25; 9 e 7; 12, 17 e 4; 16 e 22.

Em geral, as algas da classe Crysophyceae são características de água pobre em nutrientes e baixa alcalinidade (Carvalho et al., 2013). Os pontos que apresentaram maior densidade de algas dessa classe foram os pontos 6 (mesotrófico) e 24 (eutrófico).

Segundo Shapiro (1973), baixo pH e baixa disponibilidade CO<sub>2</sub> podem explicar, entre outras variáveis, o aumento da densidade das algas da classe Chlorophyceae. As maiores densidades dessa classe foram encontradas nos pontos 1 e 21 (pH em torno de 7).

Organismos do gênero *Cryptomonas* são oportunistas típicos. Eles costumam permanecer por longos períodos na coluna de água e ocorrem em ambientes sob estresse nutricional (Crosseti & Bicudo, 2005). De acordo com Klaveness (1988), esta alga aumenta a sua densidade próximo a ocorrência de algum distúrbio, o que provoca simultaneamente a queda de outra espécie. Quatro espécies desse gênero foram encontradas neste estudo (*C. erosa*, *C. marssonii*, *C. obovata* e *C. pierenoidifera*), sendo todas consideradas comuns ou constantes (densidade média de 147,35 ind/m<sup>3</sup>).

Wetzel (1983) considerou que a dominância das classes Dinophyceae e Bacillariophyceae pode indicar condições oligotróficas e mesotróficas, respectivamente. Os pontos que apresentaram as maiores densidades de organismos da classe Dinophyceae foram 4 e 17 (ultra-oligotróficos) e 10 e 15 (mesotróficos), enquanto o ponto 19 (ultra-oligotrófico) apresentou maior densidade de organismos da classe Bacillariophyceae.

O processo de eutrofização de corpos hídricos pode gerar um crescimento desordenado do fitoplâncton, principalmente alguns gêneros da classe Cyanophyceae. Esses organismos possuem toxinas que são prejudiciais se disponíveis em grandes quantidades na água, e todos são considerados potencialmente tóxicos (Azevedo & Brandão, 2003). Neste

estudo, os pontos 1, 7, 9, 12, 13, 24 e 25 apresentaram elevadas densidades de cianobactérias. Foram encontradas, também, pequenas concentrações de alguns gêneros comumente encontrados em ambientes eutróficos e que causam problemas ambientais, médicos e econômicos acentuados decorrente de seus efeitos nocivos, tais como *Aphanocapsa* (pontos 4, 5, 16, 17 e 20), *Hapalosiphon* (pontos 1 e 19) e *Oscillatoria* (ponto 19). A maioria desses pontos são ultra-oligotróficos, porém dois deles são mesotróficos (pontos 1 e 5).

Foram identificadas 205 espécies de zooplâncton nos pontos amostrados (Tabela A2 - Anexo), além de quatro táxons não adultos que são sendo formas larvais (nauplius) e juvenis (copepoditos) de copépodes das famílias Diaptomidae e Cyclopidae. Do total de espécies, 98 de tecamebas, 61 de rotíferos, 32 de cladóceros e 18 de copépodes. O grupo mais abundante foi dos copépodes, caracterizado principalmente por suas formas larvais e juvenis, com densidade de 128.483ind/m<sup>3</sup>, seguido pelo grupo das tecamebas (97.234ind/m<sup>3</sup>), dos rotíferos (90.790ind/m<sup>3</sup>) e dos cladóceros (41.451ind/m<sup>3</sup>).

As espécies mais abundantes foram, respectivamente, nauplius de Diaptomidae (92.362,75 ind/m<sup>3</sup>), *Hexarthra* sp. (36.387,75 ind/m<sup>3</sup>), nauplius de Cyclopidae (19.218,77 ind/m<sup>3</sup>), *Arcella costata angulosa* (16.741,01 ind/m<sup>3</sup>), *Prygura libera* (16.492,78 ind/m<sup>3</sup>), *Keratella lenzi* (14.259,86 ind/m<sup>3</sup>), *Arcella vulgaris* (11.858,54 ind/m<sup>3</sup>), *Diaphanosoma birgei* (8.861,11 ind/m<sup>3</sup>), *Bosmina hagmanni* (8.584,66 ind/m<sup>3</sup>), copepodito de Diaptomidae (8.323,07ind/m<sup>3</sup>) e *Bosmina tubicen* (8.018,83 ind/m<sup>3</sup>). Com relação à frequência, 107 espécies são raras, 89 são comuns e apenas 13 são constantes.

O ponto 15 foi o que obteve a maior densidade de zooplâncton (Figura 7), apresentando 71.720ind/m<sup>3</sup>, sendo cerca de 83% composto por tecamebas. Em seguida, temos os pontos 21, 25, 7 e 1 também com elevadas densidades de zooplâncton. Por outro lado, os pontos 14, 17, 4, 11, 23, 2, 3, 12 e 6 apresentaram as menores densidades de zooplâncton. O ponto 21 apresentou a maior parte de sua composição referente ao grupo dos cladóceros, enquanto os pontos 7 e 1 apresentaram elevada quantidade de rotíferos. Além do ponto 15, os pontos 18, 19 e 20 também se destacam por apresentar as tecamebas como a maior parte da composição de seus organismos.

Com relação à riqueza de espécies (Figura 7), os pontos que apresentaram maiores valores foram 5, 2, 15, 3 e 8, respectivamente. Por outro lado, os pontos 25 e 13 apresentaram as menores riquezas de espécies zooplancônicas.

Analisando a ordenação da NMDS realizada com o zooplâncton (Figura 8A), percebe-se um isolamento claro dos pontos 20 e 25 com relação aos demais. Com menor

intensidade, os pontos 9 e 1 também apresentaram isolamento, apontando que a composição da comunidade zooplanctônica apresentada por esses pontos difere entre si e entre os outros pontos. Porém, assim como ocorreu com o fitoplâncton, a ordenação das espécies zooplanctônicas aponta similaridade entre o restante dos pontos amostrados, independentemente do grau de trofia dos mesmos.

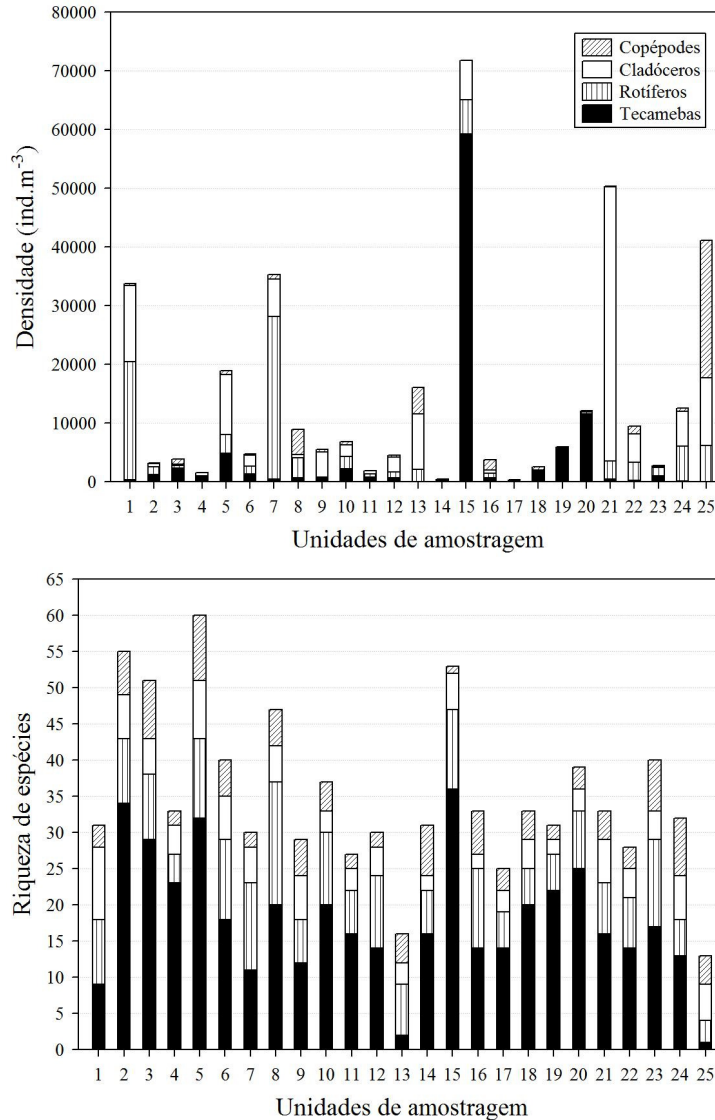


Figura 7: Densidade e riqueza de espécies zooplanctônicas distribuídas em grupos em cada corpo hídrico associado à agricultura no Distrito Federal.

A ordenação da NMDS realizada apenas com os cladóceros (Figura 8B) apontou similaridade ainda maior entre os pontos amostrados. Já a ordenação realizada com os copépodes (Figura 8C) apontou diferenciação clara na composição desse grupo com relação

aos pontos 14, 25, 3, 1 e 5. Percebe-se também a formação de pequenos grupos com ordenações semelhantes, como os pontos 21, 24 e 9; 17, 20 e 10; 19 e 11. Com relação aos rotíferos (Figura 8D), também houve alta similaridade entre os pontos. Por fim, houve uma elevada diferenciação na ordenação dos pontos 1, 9, 20, 13 e 25 com relação a composição de tecamebas (Figura 8E), apresentando similaridade nos demais pontos.

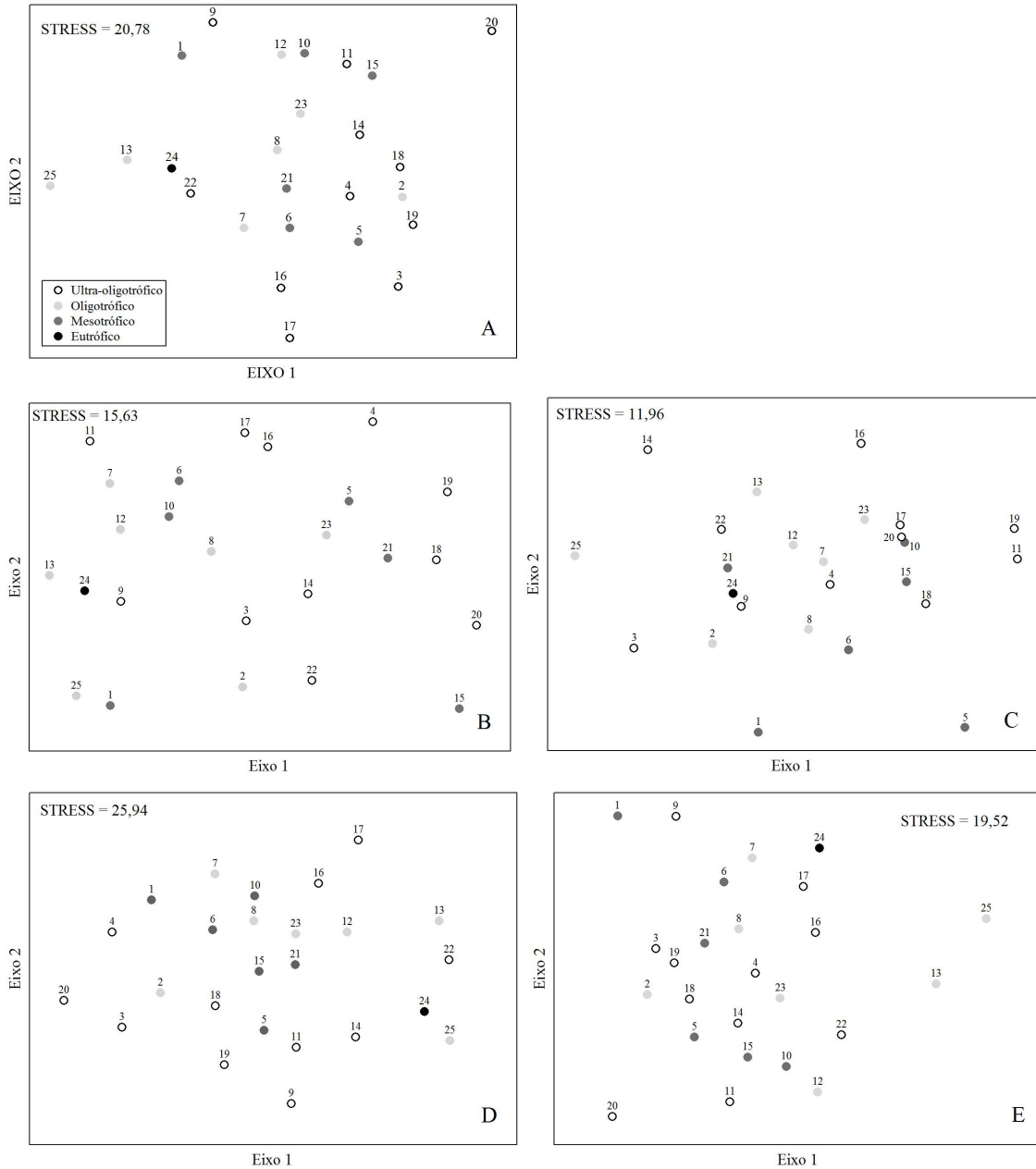


Figura 8: Ordenação dos pontos amostrados com relação às espécies zooplantônicas (A) e aos grupos cladóceros (B), copépodes (C), rotíferos (D) e tecamebas (E) nos dois eixos da NMDS.

Segundo Matsumura-Tundisi (1984), *Daphnia gessneri* é um dos cladóceros mais abundantes em corpos de água eutrofizados da região neotropical. Neste estudo, o ponto 24 (eutrófico) foi o único a apresentar essa espécie. Por outro lado, a *Bosmina hagmanni*, considerada como indicadora biológica de água oligotróficas (Marcelino, 2007), foi encontrada nesse estudo em 6 pontos de amostragem, sendo o ponto 25 (oligotrófico) cerca de 8 vezes mais abundante que os demais (8066 ind/m<sup>3</sup>).

O predomínio de formas larvais e juvenis de copépodes é um padrão comum em ecossistemas de água doce sendo, geralmente, resultado da reprodução constante desses organismos (Neves et al., 2003). Indivíduos adultos frequentemente ocorrem em número reduzido. Os copépodes produzem um grande número de larvas, as quais passam por seis estágios de nauplius e seis estágios de copepodito, sendo o último estágio correspondente ao indivíduo adulto (Allan, 1976). Como o ciclo de vida desses organismos é longo, comparativamente aos rotíferos e cladóceros, eles ficam suscetíveis a uma significativa mortalidade antes de atingirem o estágio adulto. Esta característica, adicionalmente a uma provável pressão sobre o zooplâncton adulto, pode estar relacionada com a predominância das formas jovens de copépodes na comunidade zooplanctônica (Espindola et al., 2000).

Copépodes Diaptomidae são considerados bons indicadores de condições tróficas. Estudos confirmam que esses organismos são raros e geralmente desaparecem de reservatórios que sofreram intensos processos de eutrofização. São muito sensíveis a variações na condutividade elétrica, apresentando forte endemismo decorrente de sua estreita faixa de tolerância para vários fatores ambientais, principalmente físicos e químicos (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2003; Sendacz, 1982). Três espécies de copépodes de Diaptomidae adultos foram identificados neste estudo, *Diaptomus deitersi* e *Notodiaptomus deeveyorus* (ponto 1 - mesotrófico) e *N. brandorffi* (pontos 25 - oligotrófico - e 1 - mesotrófico).

A ocorrência dos copépodes Cyclopidae *Thermocyclops minutus* e *T. decipiens* parece estar relacionada ao grau de trofia do corpo hídrico, sendo que nas áreas mais eutróficas encontra-se principalmente *T. decipiens*, sendo substituída pela *T. minutus* com a diminuição do grau de trofia. Gorgosinho & Pinto-Coelho (2006) encontraram a espécie *T. minutus* em quase todos os seus pontos mesotróficos. Neste estudo, *T. minutus* foi encontrada nos pontos 1 e 5, ambos mesotróficos.

Lucinda et al. (2004) relacionaram o rotífero *Keratella lenzi* a ambientes com alto grau de trofia. Esse rotífero foi encontrado, neste estudo, em concentrações elevadas (média

da densidade de 570 ind/m<sup>3</sup>) na maior parte dos pontos amostrados, independentemente de seu grau de trofia.

A Tabela 4 mostra os resultados obtidos pela MRPP avaliando se as unidades de amostragem com o mesmo estado trófico apresentam composições fitoplanctônicas e zooplanctônicas similares. A análise foi realizada com toda a comunidade de fitoplâncton e com o zooplâncton, assim como separadamente com as classificações em GF e MBFG de fitoplâncton e com os grupos zooplanctônicos. Percebe-se que nenhum dos resultados obtidos com a MRPP foi significativo, indicando que os pontos com estados tróficos semelhantes não apresentam composições fitoplanctônicas e zooplanctônicas similares. Portanto, a condição de trofia não estrutura similarmente essas duas comunidades.

Tabela 4: Resultados da MRPP avaliando se unidades de amostragem com o mesmo estado trófico apresentam composições fitoplanctônicas e zooplanctônicas mais similares.

<b>Grupos</b>	<b>A</b>	<b>P</b>
Fitoplâncton	-0.0094	0.530
GF	0.0253	0.207
MBFG	0.0159	0.270
Zooplâncton	0.0131	0.285
Cladóceros	0.0148	0.297
Copépodes	0.0289	0.172
Rotíferos	0.0280	0.183
Tecamebas	-0.0025	0.463

Analisando os resultados obtidos pela CCA para o fitoplâncton (Figura 9A), percebe-se que as espécies *Staurastrum* sp7 (sp88) e *Dinobryon elegantissimum* (sp55) foram influenciadas pelas variáveis clorofila-*a*, temperatura, oxigênio dissolvido, profundidade e perímetro, e inversamente relacionadas ao sulfato, nitrato, cloreto e fluoreto. As espécies *Ankistrodesmus fasciculatus* (sp25), *A. fusiformes* (sp26), *Coelastrum astroideum* (sp41), *Scenedesmus komarkovae* (sp47) e *Staurastrum* sp1 (sp82) estiveram mais relacionadas ao magnésio, potássio, sódio, cálcio e pH. Todas essas espécies apresentaram praticamente a mesma ordenação. As espécies *Eunotia* sp3 (sp4), *Eunotia* sp4 (sp5), *Sellaphora* sp1 (sp15), *Pinnularia* sp2 (sp18), *Ankistrodesmus tortus* (sp28), *Monoraphidium komarkovae* (sp33), *Scenedesmus ellipticus* (45), *Staurastrum* sp2 (sp83) e *Staurastrum* sp3 (sp84) estiveram mais relacionadas com a área remanescente, condutividade, cálcio, turbidez e sulfato e inversamente relacionadas ao uso do solo.



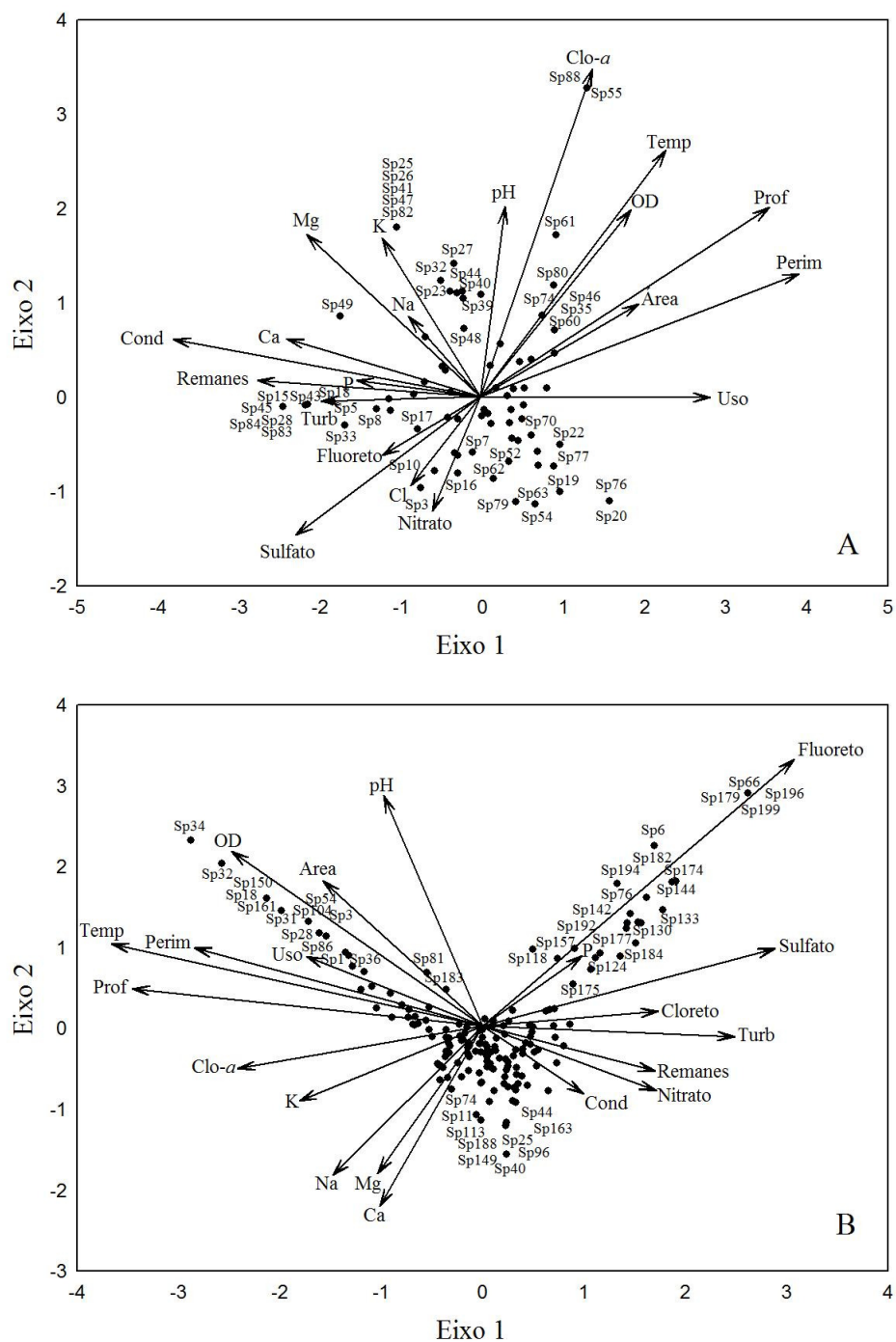


Figura 9: Ordenação das variáveis ambientais e das espécies fitoplânctônicas (A) e zooplânctônicas (B) obtida na CCA.

Mg = magnésio; Ca = cálcio; K = potássio; Cond = condutividade; Remanes = vegetação remanescente em torno do corpo hídrico; Turb = turbidez; PT = fósforo total; Uso = área em torno do corpo hídrico com supressão da vegetação nativa; Área = área do corpo hídrico; Perim = perímetro do corpo hídrico; OD = oxigênio dissolvido; Temp = temperatura; Prof = profundidade; Clo-a = clorofila-a; Na = sódio.

Um grupo de mais de 30 espécies, destacando-se principalmente *Surirella* sp2 (sp20), *Fragilaria* sp.(sp76), são inversamente proporcionais às variáveis pH, potássio, magnésio, cálcio e condutividade. Já as espécies *Staurastrum* sp2 (sp83), *Ankistrodesmus tortus* (sp28), *Staurastrum* sp3 (sp84), *Scenedesmus ellipticus* (sp45), *Sellaphora* sp1 (15), *Coelastrum* sp.(sp43), *Pinnularia* sp2 (18), *Eunotia* sp4 (sp5), *Monoraphidium komarkovae* (sp33) e *Eunotia* sp7 (sp8). Porém, percebe-se que muitas variáveis influenciaram as ordenações de diferentes espécies fitoplanctônicas sendo que, de modo geral, nenhuma variável foi uma forte preditora.

Por outro lado, percebe-se que na ordenação da CCA para zooplâncton (Figura 9B) um grupo de mais de 20 espécies, destacando-se a *Euchlanis meneta* (sp66), *Centropyxis minuta* (sp179), *Cyclopyxis eurystoma* (sp199) e *Nebela dentistoma* (sp196), são bastante influenciados pelas variáveis fluoreto, sulfato, cloreto, turbidez, área remanescente e nitrato, e inversamente relacionado com sódio, magnésio, cálcio, potássio, clorofila-*a*, profundidade, temperatura e perímetro. Pelas características físicas e ambientais apontadas, percebe-se que esse grupo é mais relacionado aos barramentos amostrados neste estudo, sendo que cerca de 90% dessas espécies pertencem ao grupo das tecamebas. As espécies *Microcyclops anceps* (sp44), *Diffugia urceolata* (sp163), *Macrothrix superaculeata* (sp25), *Scardium longicaudum* (sp96), *Microcyclops alius* (sp40), Copepodito Cyclopidae (sp49), *Lesquereusia spiralis decloitrei* (sp188), *Arcella artocrea* (sp113), *Alona rustica* (sp11), *Platytias quadricornis* (sp74) e mais um grupo com cerca de 30 espécies foram influenciadas pelas variáveis cálcio, magnésio, sódio e condutividade, e inversamente ao pH, área e oxigênio dissolvido.

Outro grupo, também com mais de 20 espécies, destacando-se as espécies *Notodiptomus brandorffi* (sp34), *Diaphanosoma spinulosum* (sp32), *Diffugia globulosa* (sp150), *Daphnia gessneri* (sp18), *Diffugia pyriformis* (sp161), *Diaphanosoma birgei* (sp31), *Moina minuta* (sp28), *Ptygura libera* (sp54) e *Bosmina tubicen* (sp3), foram influenciados pelas variáveis oxigênio dissolvido, área, pH, uso do solo, perímetro, temperatura, profundidade e clorofila-*a*, e inversamente relacionado com a condutividade, nitrato, remanescente, turbidez, cloreto, sulfato e fósforo. Pelas características físicas e ambientais apontadas, percebe-se que esse grupo está mais relacionado às barragens e possuem representantes de todos os grupos de zooplâncton.

#### **4. Conclusão**

A área de estudo apresenta comprometimento com relação a preservação das margens de algumas barragens, sendo que %... foi desmatado. Contudo, percebe-se que não houve prejuízo com relação à qualidade ambiental da água, levando em consideração os parâmetros analisados e os baixos níveis de trofia, não sendo possível caracterizá-los como impactados pela atividade agrícola. Por outro lado, em se tratando de área estritamente agrícola e levando em consideração as exceções encontradas neste estudo como o comprometimento de margens e a presença de cianobactérias, aconselha-se o estabelecimento de um programa de monitoramento ambiental nessa área a fim de avaliar se essas exceções se mantêm ou se caracterizam pelo início de um processo ativo e crescente de degradação ambiental.

Fitoplâncton e zooplâncton apresentaram elevada riqueza de espécies e densidade de indivíduos, com um também elevado número de espécies raras, o que demonstra a importância de cada ponto amostrado para a diversidade dessas comunidades. Foi apresentada similaridade na composição das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas com relação aos pontos amostrados, não tendo sido influenciados pelo gradiente trófico. Com relação aos preditores ambientais, percebe-se que, de modo geral, nenhuma variável foi capaz de prever um número grande de espécies fitoplanctônicas. Porém, grande parte das espécies de zooplâncton tiveram as variáveis fluoreto, sulfato, cloreto e turbidez ou pH, área, oxigênio dissolvido, uso do solo, perímetro, temperatura e profundidade como responsáveis por sua estrutura.

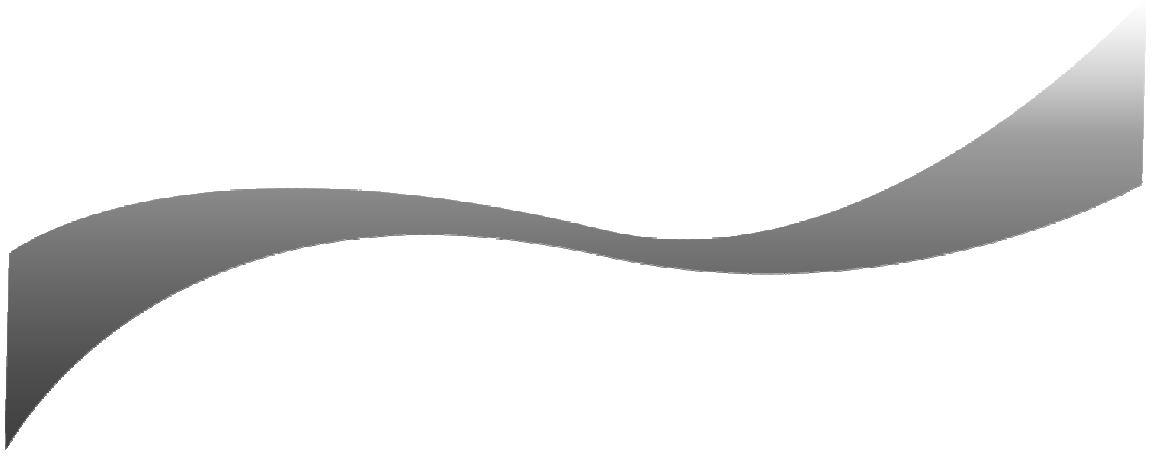
#### **5. Bibliografia**

- Al-Shami, S.A., Rawi, C.S.M., Ahmad, A.H., Hamid, S.A., Nor, S.A.M., 2011. Influence of agricultural, industrial, and anthropogenic stresses on the distribution and diversity of macroinvertebrates in Juru River Basin, Penang, Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, p.1195-1202.
- Allan, J.D., 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist* 110(971), p.165-180.
- APHA-AWWA-WPCF, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. Washington, D. C.: APHA.
- Azevedo, S.M.F.O. & Brandão, C.C.S., 2003. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde.

- Barbosa, J.E.L., Andrade, R.S., Lins, R.P., Diniz, C.R., 2006. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da bacia hidrográfica do rio Taperoá, trópico semi-árido brasileiro. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, suplemento especial n. 01, p.81-89.
- Borges, M.E.S.; Soares, F.S.; Carvalho-Junior, O.A.; Martins, E.F.; Guimarães, R.F.; Gomes, R.A.T., 2007. Relação dos compartimentos geomorfológicos com o uso agrícola na bacia do Rio Preto. *Espaço & Geografia* 10(2), p.453-476.
- Brasil, 2012. Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção nativa e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília-DF*, 28 mai. Seção 1, p. 018055.
- Carlson, R. E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22(2), p.361-369.
- Carvalho, L., Poikane, S., Solheim, A.L., Phillips, G., Borics, G., Catalan, J., Hoyos, C., Drakare, S., Dudley, B.J., Rvinen, M.J., Laplace-Treytore, C., Maileht, K., McDonald, C., Mischke, U., Moe, J., Morabito, G., Nõges, P., Nõges, T., Ott, I., Pasztaleniec, A., Skjelbred, B., Thackeray, S.J., 2013. Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia* 704, p.127-140.
- Crane, M., Johnson, I., Maltby, L., 1996. In situ assays for monitoring toxic impacts of waste in rivers. In: Tapp, J.F., Hunt, S.M., Wharfe, J.R. (eds). *Toxic impacts of wastes on the aquatic environment*. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, p. 116–24.
- Crossetti, L.O. & Bicudo, C.E.M., 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 541, p.71-85.
- Cunha, D.G.F., Calijuri, M.C., Lamparelli, M.C., 2013. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs ( $tsi_{tsr}$ ). *Ecological Engineering* 60, p.126-134.
- Desrosiers, C., Leflaive, J., Eulin, A., Ten-Hage, L., 2013. Bioindicators in marine waters: Benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. *Ecological Indicators* 32, p.25-34.
- Espindola, E.L.G.; Matsumura-Tundisi, J.G., 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (state of Pará, Amazônia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Revista Brasileira de Biologia* 60, p.179-194.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute), 2012. Arcmap 10.1.
- Gorgosinho, P.H.C. & Pinto-Coelho, R.M., 2006. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas reservoir (Minas Gerais-Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 182, p.213-224.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G., 1980. Detrended correspondence-analysis - an improved ordination technique. *Vegetatio* 42, p.47-58.
- Isherwood, K.F., 2000. *Fertilizer use and the environment*. Paris: IFA.
- Kalavrouziotis, I. K. & Drakatos, P.A., 2002. Irrigation of certain mediterranean plants with heavy metals. *International Journal of Environment and Pollution* 18, 294-300.
- Klaveness, D., 1988. Ecology of the cryptomonadida: a first review. In Sandreen, C.D. (Ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, p.175-226.

- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, L., Lurling, M., Reynolds, C.S., Scheffer, M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55, p.614-627.
- Legendre, P. & Legendre, L., 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Lucinda, I., Moreno, I.H., Melão, M.G.G, Matsumura-Tundisi, T., 2004. Rotifers in freshwater habitats in the upper Tietê river basin, São Paulo state, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16(3), p.203-224.
- Maldaner, V.I, 2003. Análise dos conflitos do uso da água na bacia hidrográfica do Rio Preto no DF. Dissertação de Mestrado. Universidade Católica de Brasília, Brasília-DF.
- Matsumura-Tundisi, T., 1984. Occurrence of species of the genus *Daphnia* in Brazil. *Hydrobiologia* 112, p.161-165.
- Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J.G., 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia* 504, p.215-222.
- McLaughlin, A. & Mineau, P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55, p.201-212.
- Neves, I.F., Rocha, O., Roche, K.F., Pinto, A.A., 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of rotifer and cladocera diversity. *Brazilian Journal of Biology* 63(2), p.329-343.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2011. *Vegan: community ecology package*. Versão 1.17-11. Disponível em: <<http://vegan.r-force.r-project.org/>>.
- Padisák, J., Crossetti, L.O., Naselli-Flores, L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review white updates. *Hydrobiologia* 621, p.1-19.
- Portaria n. 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União, Brasília-DF*, p. 39, Seção 1.
- R Development Core Team, 2011. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, url <http://www.r-project.org/>.
- Resende, V.R., 2002. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. *Embrapa Cerrados, Documentos* 57.
- Resolução CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama/>>.
- Reynolds, C.S., 1997. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Ecology Institute, Germany. 371pp.
- 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), p. 417-428.
- Rodrigues, G.S. & Irias, L. J. M., 2007. Considerações sobre os impactos ambientais da agricultura irrigada. *Embrapa Meio Ambiente, Circular Técnica*, 7.

- Rodrigues, L.N., Sano, E.E., Azevedo, J.A., Silva, E.M., 2007. Distribuição espacial e área máxima do espelho d'água de pequenas barragens de terra na bacia do Rio Preto. *Espaço & Geografia* 10(2), p.101-122.
- Rodriguez-Gil, J.L., Sauto, J.S.S., González-Alonso, S., Sanchez, P.S., Valcarcel, Y., Catalá, M., 2010. Development of cost-effective strategies for environmental monitoring of irrigated areas in Mediterranean regions: Traditional and new approaches in a changing world. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181, p.41-49.
- Round, F.E., 1965. *The biology of the algae*. Edward Arnold (publishers) Ltd., London.
- Round, F.E., 1971. The taxonomy of the Chlorophyta II. *Br.phycol. J.* 6 (2), 235-264, 1971.
- Round, F.E., Crawford, R. M., Mann, D. G., 1990. *Diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sendacz, S.; Kubo, E., 1982. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca* 9, p.51-89.
- Serrano, L., González-Flor, C., Gorchs, G., 2010. Assessing vineyard water status using the reflectance based Water Index 139, p.490-499.
- Shapiro, J., 1973. Blue-green algae: why they become dominant. *Science* 179, p.382-984.
- Soldner, M., Stephen, I., Ramos, L., Angus, R., Wells, N.C., Grosso, A., Crane, M., 2004. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Reserch* 38, p.863-874.
- Sommer, U., 1994. *Planktologie*. Berlin, Springer-Verlag, 274 p.
- Sousa, E.B., Costa, V.B., Pereira, L.C.C., Costa, R.M., 2009. Variação temporal do fitoplâncton e dos parâmetros hidrológicos da zona de arrebentação da ilha Canela (Bragança, Pará, Brasil). *Acta Botanica Brasilica* 23(4), p.1084-1095.
- Tundisi, J.G., 1995. Primary productivity, phytoplankton biomass and light photosynthesis responses in four lakes. In: Tundisi, J.G., Saijo, Y. (Eds.). *Limnological studies on the Rio Doce valley lakes, Brasil*. Braz. Acad. Sci./USP, pp.199-242.
- Utermöhl, H., 1958. Zur vervollkommnung ver quantitativen phytoplankton methodic. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 9, p.1-38.
- Vollenweider, R.A., 1974. *A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments*. Blackwell Scientific Publications, London.
- Wetzel, R. *Limnologia*, 2<sup>a</sup> ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavakoglou, V., Eskrigde, K., Misopolinos, N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, p. 137-146.



# **CAPÍTULO 2**

**SIMPLIFICAÇÃO DO MONITORAMENTO AMBIENTAL COM A UTILIZAÇÃO  
DE DIFERENTES ABORDAGENS ECOLÓGICAS DE FITOPLÂNCTON E  
ZOOPLÂNCTON**

Capítulo elaborado e formatado conforme as normas da revista *Ecological Indicators*.

## Resumo

A intensificação de práticas agrícolas e a necessidade de aumento da produtividade tem resultado em alterações ambientais graves, principalmente nos ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, a existência de programas de monitoramento ambiental se torna fundamental para prever ou detectar precocemente qualquer distúrbio nos recursos hídricos. Porém, é necessário que sejam utilizados métodos simples, rápidos e com custos reduzidos. Para isso, podem ser utilizados bioindicadores de qualidade da água, grupos substitutos e resoluções numéricas e taxonômicas. Nesse sentido, este estudo teve como objetivos: (i) avaliar a utilização de fitoplâncton e zooplâncton como indicadores de estado trófico; (ii) verificar a concordância entre essas comunidades, as classificações de fitoplâncton e os grupos zooplanctônicos e (iii) avaliar a utilização das resoluções taxonômicas e numéricas com essas comunidades. O estudo foi conduzido em 25 corpos hídricos que abastecem pivôs-centrais de irrigação em área predominantemente agrícola no Distrito Federal (Bacia Hidrográfica do Rio Preto) em outubro de 2012. Foram analisadas variáveis físico-químicas (temperatura, condutividade, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, profundidade, clorofila-*a*, íons dissolvidos na água e fósforo total), de paisagem (área e perímetro de cada corpo hídrico, uso do solo e área com vegetação remanescente em torno da margem), Índice de Estado Trófico e a composição das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas. Para a simplificação do monitoramento ambiental, uma espécie de fitoplâncton foi considerada indicadora de ambiente oligotrófico, enquanto seis espécies de zooplâncton foram consideradas indicadoras de ambiente mesotrófico. Porém, sugere-se fazer mais amostragens em diferentes épocas do ano para verificar se existe padrão. Avaliando a utilização de grupos substitutos percebe-se que, mesmo alguns resultados sendo significativos, todos apresentaram  $r$  abaixo de 0,70. Assim, sugere-se amostrar fitoplâncton, todos os grupos de zooplâncton e as variáveis ambientais, pois um grupo não substitui os outros. Todas as análises biológicas com fitoplâncton e zooplâncton na área de estudo podem ser realizadas utilizando dados de presença/ausência de indivíduos sem perda significativa de informação. Ou podem ser utilizados dados em nível de gênero ou família para copépodes e tecamebas e apenas dados em nível de gênero para cladóceros e rotíferos.

**Palavras-chave:** monitoramento ambiental, espécies indicadoras, grupos substitutos, resolução numérica e taxonômica.



## 1. Introdução

A agricultura e a pecuária são atividades econômicas indispensáveis à produção de alimentos. Contudo, a intensificação dessas práticas e a necessidade de aumento da produtividade tem resultado em alterações ambientais graves (Rocha et al., 2009). Tanto a agricultura quanto a pecuária possuem uma necessidade imediata: o espaço físico. Isto faz do desmatamento a primeira consequência prejudicial ao ambiente, pois o solo desnudo fica exposto à lixiviação que leva consigo a deposição orgânica de vegetais e sua microfauna associada e promove uma lavagem dos nutrientes nas camadas subsequentes do solo. Tais processos resultam no empobrecimento do solo e conduzem o material para áreas mais baixas que, em geral, convergem para rios e lagos, podendo acarretar em aumento no uso de fertilizantes e defensivos agrícolas, desequilibrando o conteúdo de nutrientes no solo e expondo-o à contaminação química (Carvalho et al., 2000).

Por sua vez, o enriquecimento de corpos hídricos com essas substâncias pode trazer uma série de efeitos deletérios às comunidades aquáticas. Além de possíveis efeitos tóxicos, o aumento na concentração de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) pode gerar um processo denominado eutrofização que consiste no enriquecimento das águas por substâncias que propiciam o crescimento excessivo do fitoplâncton. Esse fenômeno é acompanhado pelo decréscimo na diversidade de espécies e pelo domínio de cianobactérias que, além de liberarem toxinas, provocam maus odores, diminuição do oxigênio dissolvido e mortandade de peixes (Carvalho et al., 2013; Gulati et al., 2002).

Para acompanhar essas alterações é necessário que seja estabelecido um sistema de monitoramento ambiental com o objetivo de prever ou detectar precocemente qualquer distúrbio nos recursos hídricos. Porém, é necessário que sejam utilizados métodos simples, rápidos e com custos reduzidos. Nesse contexto, a utilização de indicadores de qualidade da água é uma das ações que podem ser adotadas pelos programas de monitoramento como uma forma de acompanhar, por meio de informações resumidas, a possível deterioração dos recursos hídricos ao longo da bacia hidrográfica durante um determinado período (Toledo & Nicollela, 2002).

Os termos "bioindicadores" ou "espécies indicadoras" são comumente utilizados para indicar o uso de organismos e/ou comunidades para obter respostas acerca da qualidade ambiental e ecológica de um determinado ambiente. Sua presença, ausência ou abundância tende a indicar um conjunto preciso de condições ambientais para a qual possuem intolerância ou preferência (Zettler et al., 2013).

Vários estudos apontam a utilização dos mais variados organismos como bioindicadores de condições ambientais em diferentes ecossistemas, tais como: algas do gênero *Pediastrum* refletindo modificações no estado de trofia da água em ambientes de latitudes médias (Komárek & Jankovská, 2001; Van Geel, 2001; Whitney & Mayle, 2012); colêmbolos (artrópodes) são sensíveis a intervenções antrópicas, podendo ser utilizados como indicadores de qualidade do solo (Baretta *et al.*, 2008); plantas do gênero *Nicotiniana* sendo utilizadas como indicadoras de ozônio no ar atmosférico (Carneiro & Takayanagui, 2009); espécies de cipós podem ser utilizadas como indicadoras ecológicas de outras plantas e mudanças climáticas na Amazônia (Landeiro *et al.*, 2012); copépodes de Diaptomidae e Cyclopidae indicando a trofia de ecossistemas lênticos em regiões tropicais (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1989; Sendacz & Kubo, 1982).

Outros estudos também indicam a utilização de fitoplâncton ou zooplâncton como indicadores de trofia em corpos hídricos (Carvalho *et al.*, 2013; Crispim & Watanabe, 2000; Crossetti & Bicudo, 2005; Peretyatko *et al.*, 2009; Pinto-Coelho *et al.*, 2005; Serafim-Junior *et al.*, 2010). Isso se justifica pelo fato de que a comunidade fitoplanctônica forma um componente chave na produção primária nesses ecossistemas (Crossetti & Bicudo, 2005), sendo que sua composição e abundância costuma ser relacionada a concentração de nutrientes dissolvidos na água e seu ciclo de vida rápido é capaz de refletir as modificações ocorridas no ecossistema (Carvalho *et al.*, 2013). Complementarmente, o zooplâncton desempenha papel importante na cadeia alimentar aquática, tanto como um recurso para os consumidores de níveis tróficos superiores (incluindo peixes) quanto proporcionando fluxo de material orgânico e energia (Luo, 2013). Portanto, as análises quantitativa e qualitativa desses organismos podem ser consideradas ferramentas para o monitoramento ambiental, tendo em vista que mudanças muito sutis em seus habitats podem determinar modificações na estrutura dessas comunidades (Marcelino, 2007).

Além da utilização de indicadores ambientais, outras práticas podem ser adotadas para simplificar o monitoramento ambiental. O uso de um ou dois grupos taxonômicos como substitutos dos outros grupos tem atraído considerável atenção recentemente (Leal *et al.*, 2010). Assim, se o padrão da estrutura de uma comunidade for significativamente concordante com as demais, apenas uma poderia ser amostrada, fornecendo possibilidade de simplificação do programa de biomonitoramento nesta localidade (Johnson *et al.*, 2010; Landeiro *et al.*, 2012).

A resolução numérica também pode ser utilizada para essa simplificação, reduzindo significativamente o tempo gasto nas análises. Ora, normalmente os dados quantitativos (abundância de espécies) devem ser preferidos com relação aos dados qualitativos (presença/ausência de indivíduos) por conterem mais informações sobre as respostas dos organismos aos gradientes ecológicos (Heino, 2014). No entanto, alguns estudos disponíveis comparando dados quantitativos e qualitativos tem tipicamente relatado fortes correlações com o ambiente e a comunidade (Cushman & Mcgarigal, 2004; Heino et al., 2010a,b). Nesses casos, presença/ausência de indivíduos pode substituir os dados de abundância

Várias dificuldades podem ser citadas quando se trata da identificação de organismos em nível de espécie, já que essa é uma atividade intensiva que exige tempo (Benfield et al., 2007) e mão de obra qualificada capaz de perceber as diferenças morfológicas, tornando o trabalho cansativo, de alto custo e passível ao erro (Irfanullah, 2006). Além disso, simplesmente não há número suficiente de taxonomistas que possam identificar corretamente todos os grupos biológicos necessários a um eficiente programa de monitoramento ambiental (Maurer, 2000). Uma opção é a utilização da resolução taxonômica, a qual indica que os organismos podem ser identificados utilizando níveis taxonômicos superiores sem que se tenha uma perda significativa de informação (Khan, 2006). Para a identificação de uma espécie de fitoplâncton ou zooplâncton, o tempo pode ser reduzido significativamente caso a identificação seja realizada em nível de gênero e família ao invés de espécie, além de reduzir também as chances de erros de identificação.

Contudo, só deve ser adotada qualquer uma dessas práticas se os padrões de similaridade/concordância entre os grupos forem elevados (Heino, 2010; Melo, 2005), a fim de que não se perca uma quantidade significativa de informação. No entanto, esse é um pressuposto que deve ser testado, e não assumido (Grenouillet et al., 2008; Paszkowski & Tonn., 2000), principalmente porque os resultados podem variar de região para região. Muito cuidado deve ser tomado para evitar que, juntamente com a praticidade e a economia, não se obtenha resultados enganosos e que não representem adequadamente as condições do ambiente monitorado (Padial, 2012).

Portanto, nesse estudo, foram obtidos dados de densidade de espécies de fitoplâncton e seus grupos funcionais (GF) e morfofuncionais (MBFG), juntamente com os dados de densidade de espécies de todos os grupos zooplantônicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas) em corpos hídricos associados a pivôs-centrais de irrigação em área agrícola do Distrito Federal. Assim, pretende-se responder as seguintes questões: (i) as espécies de

fitoplâncton e zooplâncton podem ser utilizadas como indicadores de estado trófico da água?; (ii) estas duas comunidades apresentam um padrão de distribuição espacial concordante?; (iii) a comunidade fitoplanctônica está ordenada de maneira concordante com suas classificações funcionais e morfofuncionais?; (iv) é possível utilizar grupos substitutos dentro da comunidade zooplânctônica?; (v) os padrões de ordenação das variáveis físico-químicas e de paisagem são concordantes com os padrões de ordenação do fitoplâncton e do zooplâncton?; (vi) os padrões de ordenação são mantidos utilizando dados de densidade e presença/ausência de indivíduos? e, por fim, (vii) a identificação dos organismos aos níveis de gênero e família correspondem ao padrão gerado com os dados de espécie?

## **2. Material e Métodos**

### *2.1. Área de Estudo*

A Bacia do Rio Preto faz parte da bacia do Rio São Francisco e compreende uma área de 1.045.900 hectares, localizada nos Estados de Goiás, Minas Gerais e Distrito Federal (DF). No DF, a bacia compreende uma área de 131.300 hectares, representando 22,5% do seu território, possuindo uso eminentemente rural e responsável por cerca de 80% da produção agrícola dessa região (Rodrigues & Irias, 2004). Por estar inteiramente inserida no bioma Cerrado, apresenta forte variação climática sazonal, destacando-se a ocorrência de duas estações bem definidas, uma seca, que vai de abril a setembro, e a outra chuvosa, que vai de outubro a março. O uso do solo é caracterizado pela pecuária intensiva e agricultura mecanizada de alta tecnologia, especialmente da utilização intensiva de pivôs-centrais no processo de irrigação (Borges et al., 2007). O uso da água na bacia se destina principalmente às atividades agropecuárias, destacando-se a irrigação, que representa mais de 90% do total utilizado, sendo os 10 % restantes representados por piscicultura, suinocultura, e a bovinocultura (Maldaner, 2003).

A água para a irrigação é captada diretamente dos cursos d'água e de centenas de barragens. O processo de retenção e armazenamento utilizando barragens é a forma mais segura para garantir o fornecimento contínuo de água para a irrigação (Rodrigues et al., 2007). Portanto, foram selecionados 25 pontos de amostragem que abastecem pivôs-centrais de irrigação (Figura 1). As coletas foram realizadas no início de outubro de 2012 por ser o período no qual os pivôs são intensamente utilizados.

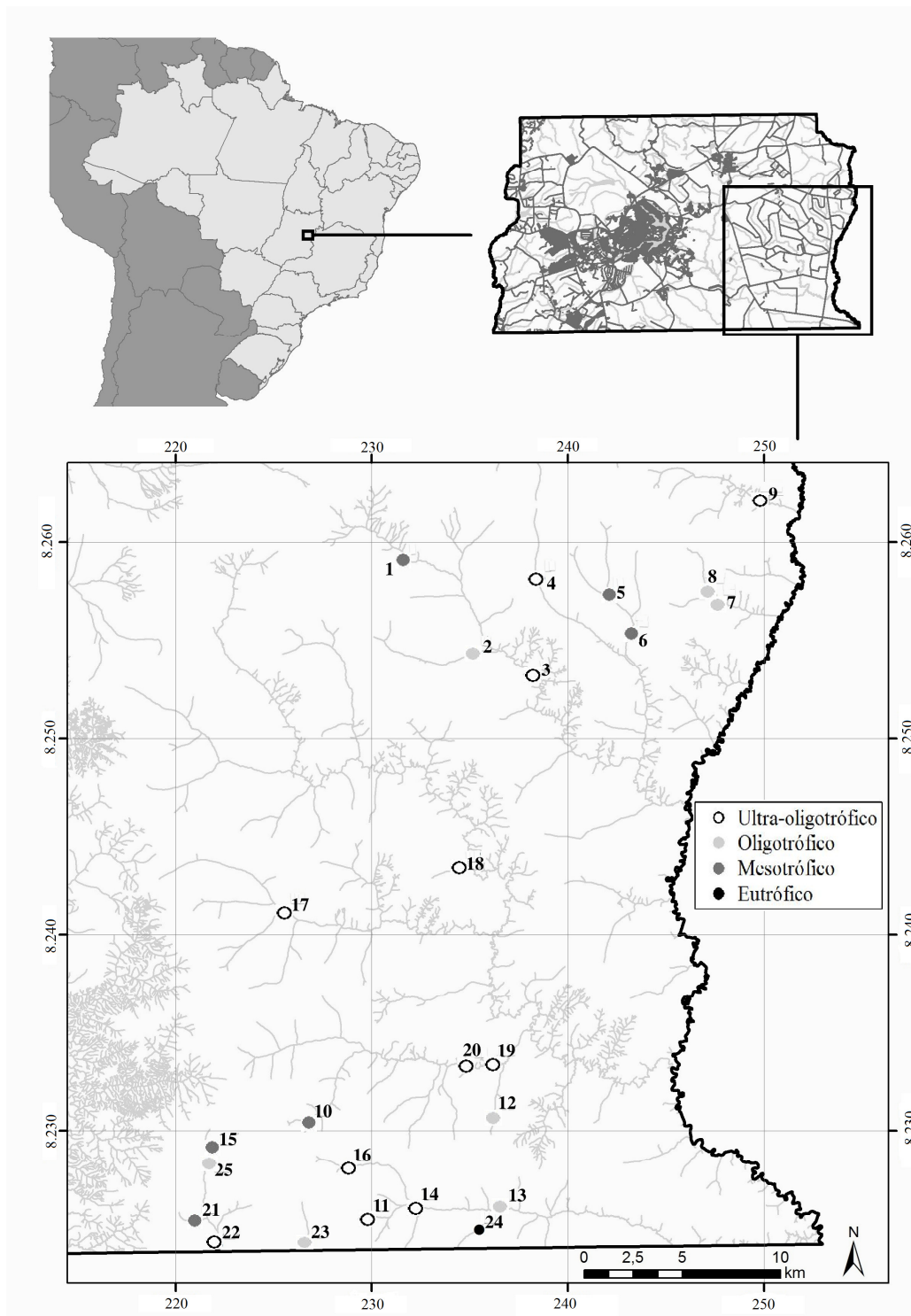


Figura 1: Mapa hidrológico do Distrito Federal com os pontos de amostragem e seus respectivos estados de trofia determinados neste estudo.

## 2.2. Variáveis Físico-Químicas e de Paisagem

Para a determinação das variáveis físico-químicas, todas as coletas foram realizadas nos primeiros 50cm da coluna d'água no centro de cada corpo hídrico. Foram utilizados equipamentos portáteis da DIGIMED: temperatura da água e condutividade (modelo DM-3P); pH (modelo DM-2P); turbidez (modelo DM-TU) e oxigênio dissolvido (modelo DM-4P). T

Para a análise de clorofila-*a*, a água foi filtrada no mesmo dia da coleta com filtros de fibra de vidro (1µm de abertura de malha). Os filtros foram embalados em papel alumínio, congelados e posteriormente analisados no Laboratório Análise de Água da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília utilizando a metodologia Clorofórmio-Metanol (APHA, 1995).

Para a determinação de íons e fósforo total, as amostras foram filtradas (membrana de 0,45µm) e congeladas no mesmo dia da coleta. As análises foram realizadas no Laboratório de Química de Água da Embrapa Cerrados utilizando os métodos Colorimétrico e Cromatografia Iônica (APHA, 1995) para as análises de fósforo total e íons, respectivamente. O limite de detecção dessas análises é de  $\leq 0,001\text{mg/L}$ . Valores abaixo desse limite foram atribuídos a zero.

Para a determinação das variáveis de paisagem, a localização geográfica de cada ponto foi realizada no momento da coleta utilizando um equipamento de GPS modelo Garmin GPSMAP 62Sc. As ortofotocartas utilizadas neste trabalho possuem escala de 1:10.000 e são datadas de 2009. Foram baixadas gratuitamente do site da Secretaria de Habitação, Regularização e Desenvolvimento Urbano – SEDHAB ([http://www.sedhab.df.gov.br/mapas\\_sicad/index\\_sirgas.htm](http://www.sedhab.df.gov.br/mapas_sicad/index_sirgas.htm)). Os pontos georreferenciados foram inseridos nas ortofotocartas utilizando o programa ArcMap 10.1 (ESRI, 2012). As barragens e os barramentos foram identificados, selecionados e transformados em polígonos. Com isso, foi calculada a área e o perímetro de cada corpo hídrico utilizando a ferramenta Xtools (extensão do ArcGis).

Em seguida, foi realizado um *buffer* de 50m em torno de cada ponto. Esse valor foi estabelecido com base no novo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012) que sugere essa faixa de 50m em torno dos reservatórios como Área de Preservação Permanente (APP). Foi realizada a delimitação de duas classes dentro do *buffer* de 50m: (i) remanescente, que se refere a faixa de vegetação preservada em torno do corpo hídrico e (ii) uso, que se refere a faixa utilizada para qualquer tipo de uso ou ocupação, de forma a suprimir a vegetação nativa local. Essas classes foram identificadas pelo processo de interpretação visual das imagens.

Cada *buffer*, já com a classificação, foi recortada da imagem e transformada em polígonos. A área das classes em m<sup>2</sup> (em cada *buffer*) foi calculada utilizando a ferramenta Xtools.

### 2.3. Índice de Estado Trófico e Variáveis Biológicas

O Índice de Estado Trófico (IET) foi definido por meio da metodologia proposta por Calson (1977) e modificada por Cunha et al. (2013) para ambientes lênticos, utilizando os dados de clorofila-*a*. Assim estabelece-se um gradiente, onde ultra-oligotrófico se refere ao ambiente com menor concentração de clorofila-*a* enquanto hipereutrófico se refere a uma alta concentração dessa variável no corpo hídrico.

As amostras de fitoplâncton foram coletadas em frascos de coloração escura e capacidade para 100mL. Foram fixadas com solução de lugol-acético modificado (Vollenweider, 1974), e sua densidade foi estimada de acordo com o método do Utermöhl (1958), utilizando um microscópio invertido. Os membros da comunidade fitoplanctônica foram classificados ao nível de espécie, gênero, família, ordem e classe de acordo com o sistema taxonômico proposto por Round (1965), Round (1971) e Round et al. (1990), além de seus grupos funcionais (Padisák et al., 2009; Reynolds et al., 2002) e morfofuncionais (Kruk et al., 2010).

Para as amostras de zooplâncton, foram filtrados 300L de água utilizando uma rede de plâncton de 68µm de abertura de malha. As amostras foram fixadas em formalina a 4% e tamponadas com carbonato de cálcio. Para as análises quantitativas, as amostras foram concentradas em 60mL e sub-amostradas cerca de 10% desse volume com uma pipeta tipo Hensen-Stempel. Pelo menos 250 indivíduos de cada grupo zooplanctônico foram contados por amostra utilizando uma câmara de Sedgwick-Rafter e um microscópio ótico. As amostras que apresentaram poucos indivíduos foram contadas integralmente. Para a análise qualitativa, após decantação, foram sendo retiradas e lidas alíquotas de 2mL do fundo do frasco até que nenhuma nova espécie fosse encontrada.

A identificação do fitoplâncton e zooplâncton foi realizada ao menor nível taxonômico possível e a densidade total de fitoplâncton foi expressa em indivíduos/mL (ind/mL) e de zooplâncton por indivíduos/m<sup>3</sup> (ind/m<sup>3</sup>).

### 2.5. Análise dos Dados

As possíveis espécies indicadoras dos níveis tróficos foram avaliadas por meio da Análise de Espécies Indicadoras (IndVal, Dufrene & Legendre, 1997). Esta análise calcula um

valor de indicação de espécies para grupos previamente estabelecidos (neste caso, grupos relacionados a trofia), baseados nas frequências e abundâncias relativas das espécies observadas. O ponto 24, por ser o único eutrófico, foi excluído dessa análise.

Testes de Mantel (Legendre et al, 1998) foram realizados para avaliar os níveis de concordância entre os grupos utilizando matrizes de distância com os índices de Bray-Curtis para os dados de densidade, Jaccard para os dados de presença/ausência e Euclidiana para os dados ambientais. A significância foi calculada por meio de 9.999 aleatorizações. Antes do teste, os dados de densidade foram transformados em  $\log(x+1)$ .

A Análise de Espécies Indicadoras foi realizada utilizando a função *indval* do pacote *labdsv* (Roberts, 2013) e o teste de Mantel foi realizado utilizando a função *mantel* do pacote *vegan* (Oksanen et al., 2013), ambos realizados no programa R 2.13.2 (R Development Core Team, 2013).

### 3. Resultados

Com relação ao Índice de Estado Trófico (IET), onze pontos foram classificados como ultra-oligotróficos (pontos 3, 4, 9, 11, 14, 16, 17, 18, 19, 20 e 22), sete oligotróficos (pontos 2, 7, 8, 12, 13, 23 e 25), seis mesotróficos (pontos 1, 5, 6, 10, 15 e 21) e apenas um ponto foi classificado como eutrófico (ponto 24) (Figura 1).

Com relação ao fitoplâncton, foram identificados 36.228 indivíduos de 90 espécies, distribuídas em 44 gêneros, 29 famílias e 8 classes. As espécies encontradas tiveram representantes em 17 dos 40 diferentes tipos de grupos funcionais (GF) e em todos os 7 grupos morfofuncionais (MBFG). Com relação ao zooplâncton, foram identificados 357.960 indivíduos de 205 espécies, distribuídas em 4 grupos (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas). Dessas, 32 espécies são cladóceros, distribuídos em 16 gêneros e 8 famílias. Os copépodes correspondem a 12 espécies, distribuídas em 10 gêneros e duas famílias, além de quatro táxons não adultos, sendo formas larvais (nauplius) e juvenis (copepoditos) das famílias Diaptomidae e Cyclopidae. Foram identificadas 61 espécies de rotíferos, distribuídos em 28 gêneros e 21 famílias. Por fim, as 98 espécies restantes correspondem às tecamebas, distribuídas em 18 gêneros e 11 famílias.

A caracterização química e física da área, incluindo resultados mais detalhados sobre as comunidades de fitoplâncton e zooplâncton podem ser encontrados no Capítulo 1.



Tabela 1: Resultado da Análise de Espécies Indicadoras de estado trófico para fitoplâncton e zooplâncton. IV = valor de indicação. Os valores de IV acima de 0,60 estão em negrito.

Grupo	Classificação	Espécies	Trofia	IV	P
Fitoplâncton	Cyanophyceae	<i>Chroococcus minimus</i>	Oligotrófico	<b>0,63</b>	0,022
	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas obovata</i>	Mesotrófico	0,45	0,038
	Bacillariophyceae	<i>Eunotia</i> sp2	Mesotrófico	0,33	0,049
	Crysophyceae	<i>Chromulina</i> sp1	Mesotrófico	0,33	0,050
Zooplâncton	Tecameba	<i>Arcella vulgaris</i>	Mesotrófico	<b>0,92</b>	0,017
	Copépode	Nauplio (Cyclopidae)	Mesotrófico	<b>0,92</b>	0,003
	Copépode	Copepodito (Cyclopidae)	Mesotrófico	<b>0,80</b>	0,016
	Tecameba	<i>Lesquereusia spiralis</i>	Mesotrófico	<b>0,78</b>	0,018
	Rotífero	Bdelloidea	Mesotrófico	<b>0,76</b>	0,036
	Rotífero	<i>Polyarthra vulgaris</i>	Mesotrófico	<b>0,62</b>	0,035
	Tecameba	<i>Diffugia distenda</i>	Mesotrófico	0,50	0,015
	Rotífero	<i>Notommata</i> sp.	Mesotrófico	0,48	0,036
	Tecameba	<i>Lesquereusia spiralis caudata</i>	Mesotrófico	0,46	0,031
	Tecameba	<i>Protocucurbitella coroniformis</i>	Mesotrófico	0,33	0,047

Segundo os resultados obtidos pela Análise de Espécies Indicadoras (Tabela 1), quatro espécies de fitoplâncton foram consideradas bioindicadoras, sendo uma de ambiente oligotrófico (*Chroococcus minimus*, classe Cyanophyceae) e três de ambiente mesotrófico (*Cryptomonas obovata*, classe Cryptophyceae; *Eunotia* sp2, classe Bacillariophyceae e *Chromulina* sp1, classe Crysophyceae). Nenhuma espécie de fitoplâncton foi considerada indicadora de ambiente ultra-oligotrófico.

Dez espécies de zooplâncton foram consideradas bioindicadoras de ambientes mesotróficos, sendo que 5 delas são tecamebas (*Arcella vulgaris*, *Lesquereusia spiralis*, *Diffugia distenda*, *Lesquereusia spiralis caudata* e *Protocucurbitella coroniformis*), três são rotíferos (Bdelloidea, *Polyarthra vulgaris* e *Notommata* sp.) e duas são as formas larvais e juvenis de copépodes Cyclopidae (nauplius e copepodito). Não foi encontrada espécie de zooplâncton indicadora de ambiente oligotrófico e ultra-oligotrófico.

Com relação a utilização de grupos substitutos (Tabela 2), há concordância entre a composição fitoplancônica e zooplancônica. A densidade do fitoplâncton em nível de espécie é concordante com suas classificações em GF e MBFG. Essas duas classificações também são concordantes entre si. Porém, tanto a classificação do fitoplâncton em nível de espécie quanto as classificações funcionais e morfofuncionais não são concordantes com os dados físicos e ambientais. Com relação aos grupos zooplancônicos, os únicos que não são

concordantes entre si são os copépodes e as tecamebas. Todos os grupos de zooplâncton são significativamente concordantes com os dados físicos e ambientais.

Tabela 2: Resultados do teste de Mantel para concordância entre grupos fitoplânctônicos e zooplânctônicos de ambientes aquáticos associados a pivôs-centrais de irrigação no DF.

<b>Grupos</b>	<b>Matrizes testadas</b>	<b><i>r</i></b>	<b><i>P</i></b>
Fitoplâncton	Fitoplâncton X Zooplâncton	<b>0,19</b>	0,011
	Fitoplâncton X GF	<b>0,52</b>	<0,001
	Fitoplâncton X MBFG	<b>0,52</b>	<0,001
	GF X MBFG	<b>0,50</b>	<0,001
	Fitoplâncton X Ambientais	0,08	0,228
	GF X Ambientais	0,09	0,223
	MBFG X Ambientais	0,05	0,648
Zooplâncton	Cladóceros x Copépodes	<b>0,24</b>	<0,001
	Cladóceros x Rotíferos	<b>0,21</b>	0,001
	Cladóceros x Tecamebas	<b>0,24</b>	<0,001
	Copépodes x Rotíferos	<b>0,28</b>	<0,001
	Copépodes x Tecamebas	0,11	0,160
	Rotíferos x Tecamebas	<b>0,40</b>	<0,001
	Cladóceros x Ambientais	<b>0,27</b>	<0,001
	Copépodes x Ambientais	<b>0,23</b>	0,044
	Rotíferos x Ambientais	<b>0,26</b>	0,004
Tecamebas x Ambientais	<b>0,27</b>	0,027	

Tabela 3: Resultados do teste de Mantel para concordância entre dados de densidade e presença/ausência de indivíduos.

<b>Grupos</b>	<b>Matrizes testadas</b>	<b><i>r</i></b>	<b><i>P</i></b>
Fitoplâncton	Fitoplâncton	<b>0,71</b>	0,001
	GF	<b>0,93</b>	0,001
	MBFG	<b>0,86</b>	0,001
Zooplâncton	Cladóceros	<b>0,87</b>	0,001
	Copépodes	<b>0,78</b>	0,001
	Rotíferos	<b>0,84</b>	0,001
	Tecamebas	<b>0,93</b>	0,001

Para a resolução numérica (Tabela 3), os dados de abundância e presença/ausência de espécies de todos os grupos apresentaram valores concordantes e elevados, sendo o menor de 0,71 para fitoplâncton e os maiores de 0,93 para GF (fitoplâncton) e tecamebas (zooplâncton).

Assim como ocorrido com relação à resolução numérica, na resolução taxonômica (Tabela 4) todas as matrizes analisadas foram consideradas concordantes, tanto nas

comparações entre espécies e gêneros quanto entre espécies e famílias de fitoplâncton e zooplâncton.

Tabela 4: Resultados do teste de Mantel para concordância entre maiores resoluções taxonômicas (gênero e família) e espécies de fitoplâncton e zooplâncton.

Grupos	Matrizes Testadas	Gênero x Espécie		Família x Espécie	
		<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
Fitoplâncton	Fitoplâncton	<b>0,59</b>	<0,001	<b>0,54</b>	<0,001
	Cladóceros	<b>0,84</b>	<0,001	<b>0,63</b>	<0,001
Zooplâncton	Copépodes	<b>0,97</b>	<0,001	<b>0,79</b>	<0,001
	Rotíferos	<b>0,74</b>	<0,001	<b>0,69</b>	<0,001
	Tecameba	<b>0,73</b>	<0,001	<b>0,73</b>	<0,001

## 4. Discussão

### 4.1. Análise de Espécies Indicadoras

Espécies indicadoras são ferramentas simples e úteis para indicar o estado qualitativo de um ecossistema quando este é desconhecido. Assim, dependendo da finalidade da aplicação, espécies indicadoras podem ser utilizadas para indicações ambientais, ecológicas ou de biodiversidade (McGeoch, 1998). Nesse sentido, este estudo encontrou algumas possíveis espécies indicadoras de estado trófico da água. Dentre as quatro espécies de fitoplâncton apontadas como indicadoras de trofia, apenas a espécie *Chroococcus minimus*, pertencente a classe Cyanophyceae, obteve valor de indicação ambiental maior que 0,60. Sabe-se que existe uma tendência de aumento na concentração de organismos dessa classe com o enriquecimento de nutrientes na água (principalmente N e P) (Azevedo & Brandão, 2003). Porém, nesse estudo, essa espécie foi a única considerada indicadora de ambientes oligotróficos, ou seja, com pouca quantidade de nutrientes dissolvidos.

Com relação ao zooplâncton, das dez espécies apontadas como indicadoras de ambientes mesotróficos, quatro obtiveram valores baixos de indicação ambiental, apesar de significativos (*Diffugia distenda*, *Notommata* sp., *Lesquereusia spiralis caudata*, *Protocucurbitella coroniformis*). Dentre as espécies que obtiveram valor alto de indicação ambiental, duas delas são tecamebas, duas são as formas larvais e juvenis de copépodes Cyclopidae e duas são rotíferos. Muitos estudos apontam a indicação ambiental de rotíferos e copépodes (Allan, 1976; Espindola & Matsumura-Tundisi, 2000; Lucinda et al. 2004;

Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2003; Neves et al., 2003; Sendacz, 1982), principalmente relacionando-os a ambientes impactados e/ou eutrofizados. Porém, quase não se tem informação sobre o comportamento das tecamebas diante das modificações tróficas. Lansac-Toha et al. (2009) afirmam que a inclusão deste grupo em programas de biomonitoramento provavelmente só se justifica para avaliar os impactos derivados das mudanças hidrológicas causadas pelo represamento de rios. Nenhum trabalho de indicação ambiental na área de estudo utilizando fitoplâncton ou zooplâncton foi encontrado para fins de comparação.

Diante disso, além das vantagens na utilização da análise de espécies indicadoras, De Cáceres *et al.* (2010) trazem algumas limitações consideradas pertinentes neste estudo. Primeiramente, os contextos espaciais, temporais e ambientais da determinação das espécies indicadoras são cruciais e deveriam ser sempre mencionados e descritos (De Cáceres et al., 2008, Willner et al., 2009). O poder de indicação dessas espécies pode variar de acordo com o espaço, o tempo e as condições ambientais externas. Além disso, ao utilizar a Análise de Espécies Indicadoras, deve-se ter em mente que estão tentando detectar padrões de associação sem saber se esses padrões surgem a partir do processo que lhes é atribuído (De Cáceres et al., 2010). Portanto, devido a essas limitações e a falta de estudos na área para comparação dos resultados, sugere-se realizar mais amostragens na área de estudo em diferentes épocas do ano para que esses resultados possam ser corroborados.

#### 4.2. Análises de Concordância

Nas comunidades aquáticas são esperados níveis significativos de concordância entre as comunidades de fitoplâncton e zooplâncton, pois são direta e intimamente ligadas por interações tróficas (Brett & Goldman, 1996; Havens et al., 2009; Søndergaard et al., 1990). Assim como esperado, as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas amostradas neste estudo são concordantes. Porém, Heino (2010) alerta que não basta a concordância entre as matrizes testadas ser significativa para tomadas de decisão em programas de monitoramento ambiental, mas a força do efeito (neste caso, o  $r$  de Mantel) deve ser igual ou superior a 0,70. O valor de  $r$  apresentado na comparação entre as matrizes de fitoplâncton e zooplâncton foi muito inferior a 0,70, sendo aconselhado a trabalhar com essas duas comunidades em trabalhos de monitoramento ambiental na área de estudo.

Por outro lado, maior concordância entre cladóceros e copépodes e, concomitantemente, menor concordância entre os rotíferos e microcrustáceos (cladóceros e copépodes) eram resultados esperados neste estudo. Isso pode ser explicado pelo fato de

cladóceros e copépodes serem filogeneticamente mais próximos do que com os rotíferos, apresentando assim requisitos ambientais mais semelhantes. Consequentemente, espera-se que eles respondam de forma diferente a gradientes ambientais subjacentes (Bini et al., 2008). Quase todas as combinações avaliadas entre os grupos zooplanctônicos neste estudo apresentaram valores significativos (exceto copépodes e tecamebas). Porém, todas as combinações significativas entre as matrizes dos grupos zooplanctônicos apresentaram valores de  $r$  inferiores a 0,70, sugerindo que o monitoramento desta região considere todos os grupos zooplanctônicos.

Classificações baseadas em GF usualmente fornecem previsões confiáveis das condições ambientais em vários ecossistemas aquáticos tais como lagos, reservatórios e zonas úmidas (Anneville et al., 2005; Becker et al., 2010; Caputo et al., 2008), e podem ser mais eficientes do que as abordagens taxonômicas. Carneiro et al. (2010) verificaram uma forte concordância entre as matrizes de GF e de espécies, gêneros e famílias. Com relação à classificação MBFG, além do tamanho dos organismos, outras características morfológicas, como a presença de flagelos ou mucilagem, são mostradas para fornecer informação útil sobre as assembleias de fitoplâncton (Kruk et al., 2010). Tanto a classificação em GF quanto MBFG são atraentes, mas deve-se ressaltar que esses agrupamentos de espécies não são menos demorados e/ou custosos do que agrupando-os em níveis taxonômicos mais altos, mesmo para especialistas (Gallego et al., 2012).

Neste estudo, a comparação entre as matrizes de densidade de espécies fitoplanctônicas e as classificações em GF e MBFG sugere padrões concordantes. Mas, assim como observado no zooplâncton, o valor de  $r$  encontrado foi muito baixo. Sendo assim, aconselha-se que as classificações em GF e MBFG, mesmo significativas, não sejam utilizadas como substituição aos dados de densidade de espécies de fitoplâncton em programas de monitoramento ambiental na área de estudo, pois parte representativa de informação seria perdida.

Além disso, os dados de espécies fitoplanctônicas e as classificações em GF e MBFG não obtiveram similaridade com os dados físicos e ambientais. Por outro lado, todos os grupos zooplanctônicos apresentaram similaridade com os dados físicos e ambientais, porém, seus valores de  $r$  foram muito abaixo de 0,70. Isso pode ter acontecido pelo fato dessas comunidades tenderem a responder a diferentes gradientes ambientais, ou pela não mensuração de alguma variável ambiental local importante ou ainda devido à predominância de processos neutros (como dispersão).

A análise de resolução numérica (concordância entre matrizes de densidade e presença/ausência de espécies) mostrou similaridade entre todas as matrizes analisadas e elevados valores de  $r$ . Assim, para fins de monitoramento ambiental na área do estudo, todas as análises biológicas podem ser realizadas utilizando dados de presença/ausência.

O uso de gênero ou família como substituto para a identificação a nível de espécie também oferece vantagens, uma vez que a identificação de algumas espécies depende do exame de estruturas que podem não estar sempre presentes ou envolve grupos com alta variabilidade morfológica (por exemplo, espécies de fitoplâncton dos gêneros *Scenedesmus*, *Cladophora* e *Stigeoclonium*). Além disso, a identificação de espécies de grupos complexos, com base em estruturas físicas pequenas, pode ser extremamente difícil (Irfanullah, 2006). Em geral, a identificação em nível de gênero e/ou família pode ser bem menos demorada, com reduzidos custos e pode inclusive ser mais confiável e segura. A identificação de espécies é complexa e trabalhosa (Heino & Soininen, 2007; Sánchez-Moyano et al, 2006), especialmente em ambientes diversos tropicais e subtropicais (Villaseñor et al, 2005).

Os resultados apontados neste trabalho revelaram que os níveis taxonômicos superiores (gênero e família) foram concordantes com os dados de espécie tanto para fitoplâncton quanto para zooplâncton. No entanto, foi possível verificar que os valores de  $r$  apresentaram pequeno decréscimo à medida que o nível taxonômico se tornava mais alto, de modo que valores de  $r$  mais elevados foram obtidos para os dados de gênero e menores para dados de família, a exceção das tecamebas que apresentaram o mesmo valor para os dois níveis taxonômicos. Portanto, com relação ao zooplâncton, recomenda-se utilizar dados em nível de gênero ou família para copépodes e tecamebas e apenas dados em nível de gênero para cladóceros e rotíferos em estudos de monitoramento na área de estudo. Esse resultado está de acordo com estudos anteriores para diferentes organismos, como fungos (Balmford et al., 2000), plantas (Villaseñor et al., 2005) e invertebrados (Bilton et al., 2006; Heino & Soininen, 2007; Lovell et al., 2007).

Resultados diferentes foram encontrados na resolução taxonômica para fitoplâncton tendo em vista que, mesmo significativo, o valor de  $r$  apresentado foi inferior a 0,70. Portanto, não se sugere utilizar dados de densidade em nível de gênero ou família para a comunidade fitoplanctônica.

## 5. Conclusão

Programas de biomonitoramento de qualidade da água são importantes para acompanhar e avaliar precocemente qualquer distúrbio que possa acontecer nos ecossistemas. Porém, torna-se cada vez mais importante a otimização dos processos de análise ambiental, afim de que não seja perdido tempo e o alto custo não impeça o acompanhamento.

Nesse sentido, uma espécie de fitoplâncton foi considerada indicadora de ambiente oligotrófico, enquanto seis espécies de zooplâncton foram consideradas indicadoras de ambiente mesotrófico. Nenhuma espécie indicadora de ambiente ultra-oligotrófico foi encontrada. Porém, por causa da possível variação na indicação ambiental desses organismos devido a processos espaciais, temporais e ambientais e a escassez de estudos de indicação na área amostrada, sugere-se realizar mais amostragens em diferentes épocas do ano para que esses resultados possam ser corroborados.

Na tentativa de simplificar os programas monitoramento ambiental na área de estudo, todas as análises biológicas com fitoplâncton e zooplâncton podem ser realizadas utilizando dados de presença/ausência de indivíduos. Com relação à resolução taxonômica, sugere-se utilizar dados em nível de gênero ou família para copépodes e tecamebas e apenas dados em nível de gênero para cladóceros e rotíferos.

Porém, para evitar perda significativa informação, é importante que sejam identificados tanto fitoplâncton como todos os grupos de zooplâncton, assim como as variáveis físicas e ambientais. As classificações em GF e MBFG não devem substituir os dados de fitoplâncton, que deve ser identificado em nível de espécie.

## 6. Bibliografia

- Allan, J.D., 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist* 110(971), p.165-180.
- Anneville, O., Gammeter, S., Straile, D., 2005. Phosphorus decrease and climate variability: mediators of synchrony in phytoplankton changes among european peri-alpine lakes. *Freshwater Biology* 50, p.1731-1745.
- APHA-AWWA-WPCF, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. Washington, D.C.: APHA.
- Azevedo, S.M.F.O. & Brandão, C.C.S., 2003. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde.

- 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, p.209-217.
- Baretta, D., Ferreira, C.S., Sousa, J.P., Cardoso, E.J.B.N., 2008. Colêmbolos (hexapoda: collembola) como bioindicadores de qualidade de solo em áreas com araucaria angustifolia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32, p.2693-2699.
- Becker, V., Caputo, L., Ordóñez, J., Marcé, R.; Armengol, J., Crossetti, L.O., Huszar, V.L.M., 2010. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep mediterranean reservoir. *Water research* 44, p.3345-3354.
- Benfield, M.C., Grosjean, P., Culverhouse, P.F., Irigoien, X., Sieracki, M.E., Lopez-Urrutia, A., Dam, H.G., Riseman, E.M., Schultz, H., Utgoff, P.E., Gorsky, G., 2007. Research on automated plankton identification. *Oceanography* 20(2), p.172-187.
- 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, p.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, p.247-255.
- Borges, M.E.S, Soares, F.S., Carvalho-Junior, O.A., Martins, E.F., Guimarães, R.F., Gomes, R.A.T., 2007. Relação dos compartimentos geomorfológicos com o uso agrícola na bacia do Rio Preto. *Espaço & Geografia* 10(2), p.453-476.
- Brasil, 2012. Lei n.º 12.651, de 25 de maio. Dispõe sobre a proteção nativa e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília-DF*, 28 mai. 2012. Seção 1, p. 018055.
- Brett, M.T. & Goldman, C.R., 1996. A meta-analysis of the freshwater trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v.93, p.7723-7726.
- Caputo, L., Naselli-Flores, L., Ordoñez, J., Armengol, J., 2008. Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain). *Freshwater Biology* 53, p.2543-2556.
- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22(2), p.361-369.
- Carneiro, L.M., Bini, L.M., Rodrigues, L.C., 2010. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicators* 10, p.249-255.
- Carneiro, R.M.A. & Takayanagui, A.M.M., 2009. Estudos sobre bioindicadores vegetais e poluição atmosférica por meio da revisão sistemática da literatura. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* 13, p.1808-4524.
- Carvalho, A.R., Schlittler, F.H.M., Tornisielo, V.L., 2000. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. *Química Nova* 23(5), p. 618-622.
- Carvalho, L., Poikane, S., Solheim, A.L., Phillips, G., Borics, G., Catalan, J., Hoyos, C., Drakare, S., Dudley, B.J., Rvinen, M.J., Laplace-Treytore, C., Maileht, K., McDonald, C., Mischke, U., Moe, J., Morabito, G., Nõges, P., Nõges, T., Ott, I., Pasztaleniec, A., Skjelbred, B., Thackeray, S.J., 2013. Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia* 704, p. 127-140.



- Crispim, M.C. & Watanabe, T., 2000. Caracterização limnológica das bacias doadoras e receptoras de águas do rio São Francisco: 1 – zooplâncton. *Acta Limnologica Brasiliensis* 12, p.93-103.
- Crossetti, L.O. & Bicudo, C.E.M., 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças pond), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 541, p. 71-85.
- Cunha, D.G.F., Calijuri, M.C., Lamparelli, M.C., 2013. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs ( $tsi_{tsr}$ ). *Ecological Engineering* 60, p.126-134.
- Cushman, S. & Mcgarigal, K., 2004. Patterns in the species-environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos* 105, p.117–124.
- De cáceres, M., Font, X., Oliva, F., 2008. Assessing species diagnostic value in large data sets: a comparison between phi-coefficient and ochiai index. *Journal of Vegetation Science* 19, p.779-788.
- De cáceres, M., Ledendre, P., Moretti, M., 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119, p.1674-1684.
- Dufrene, M. & Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3), p.345-366.
- Espindola, E.L.G. & Matsumura-Tundisi, J.G., 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (state of Pará, Amazônia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Revista Brasileira de Biologia* 60, p.179-194.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute), 2012. Arcmap 10.1.
- Gallego, I., Davidson, T.A., Jeppesen, E., Pérez-Martínez, C., Sánchez-Castillo, P., Juan, M., Fuentes-Rodríguez, F., León, L., Peñalver, P., Toja, J., Casas, J.J., 2012. Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators* 18, p.575-585.
- Grenouillet, G., Brosse, S., Tudesque, L., Lek, S., Baraillé, I., Loot, G., 2008. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Diversity and Distributions* 14, p.592-603.
- Gulati, R.D. & Donk, E., 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478, p.73-106.
- Havens, K.E., Elia, A.C., Taticchi, M.I., Fulton, R.S., 2009. Zooplankton-phytoplankton relationships in shallow subtropical versus temperate lakes Apopka (Florida, USA) and Trasimeno (Umbria, Italy). *Hydrobiologia* 628, p.165-175.
- Heino, J., 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Journal of Industrial Ecology* 10, p.112-117.
- Heino, J., 2014. Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: are the inferences transferable among regions?. *Ecological Indicators* 36, p.186-194.
- Heino, J., Bini, L.M., Karjalainen, S.M., Mykrä, H., Soininen, J., Vieira, L.C.G., Diniz-Filho, J.A.F., 2010a. Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? *Oikos* 119, p.129-137.

- Heino, J., Eros, T., Kotanen, J., Rask, M. 2010b. Describing lake fish communities: do presence-absence and biomass data show similar spatial and environmental relationships? *Boreal Environmental Research* 15, p.69–80.
- Heino, J. & Soininen, J., 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation* 137(1), p.78-89.
- Irfanullah, H.M.D., 2006. Algal taxonomy in limnology: an example of the declining trend of taxonomic studies? *Hydrobiologia* 559, p.1-9.
- Johnson, R.K. & Hering, D., 2010. Spatial congruency of benthic diatom, invertebrate, macrophyte, and fish assemblages in european streams. *Ecological Applications* 20(4), p.978-992.
- Khan, S.A., 2006. Is species level identification essential for environmental impact studies? *Current Science* 91(1), p.29-34.
- Komárek, J. & Jankovská, V., 2001. Review of the green algal genus *Pediastrum*: implication for pollen analytical research. *Bibl. Phycol.* 108. J Cramer Berlin p.1-127.
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, L., Lurling, M., Reynolds, C.S., Scheffer, M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55, p.614-627.
- Landeiro, V. L., Bini, L. M., Costa, F.R.C, Franklin, E., Nogueira, A., Souza, J.L.P., Moraes, J., Magnusson, W.E., 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators* 23, p.366-373.
- Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C.C., Velho, L.F.M., Simões, N.R., Dias, J.D., Alves, G.M., Takahashi, E.M., 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the upper Parana river floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian Journal of Biology* 69, p.539-549.
- Leal, I.R., Bieber, A.N.D., Tabarelli, M., Andersen, A.N., 2010. Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in brazilian atlantic forest and caatinga. *Biodiversity and Conservation* 19, p.3347-3360.
- Legendre, P. & Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Lovell, S., Hamer, M., Slotow, R., Hebert, D., 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biological Conservation* 139, p.113-125.
- Lucinda, I., Moreno, I.H., Melão, M.G.G, Matsumura-Tundisi, T., 2004. Rotifers in freshwater habitats in the upper Tietê river basin, São Paulo state, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16(3), p.203-224.
- Luo, J., 2013. Phytoplankton-zooplankton dynamics in periodic environments taking into account eutrophication. *Mathematical Biosciences* 245, p.126-136.
- Maldaner, V.I., 2003. *Análise dos conflitos do uso da água na bacia hidrográfica do Rio Preto no DF*. Dissertação de Mestrado. Universidade Católica de Brasília, Brasília-DF.
- Marcelino, S.C., 2007. Zooplâncton como bioindicador do estado trófico na seleção de áreas aquícolas para piscicultura em tanque-rede no reservatório da UHE Pedra no Rio de

- Contas, Jequié-BA. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco.
- Matsumura-Tundisi, T., Rietzler, A. C., Tundisi, J.G., 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton crustacea from Broa reservoir (São Carlos-SP, Brazil) and its fluctuation across one year. *Hydrobiologia* 179, p. 229-236.
- Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J.G., 2003. Calanoida (copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo state (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia* 504, p.215-222.
- Maurer, D., 2000. The dark side of taxonomic sufficiency (ts). *Marine Pollution Bulletin* 40, p.98-101.
- McGeogh, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73, p.181-201.
- 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 Fuer Hydrobiologie* 164(3), p.309-323.
- Neves, I.F., Rocha, O., Roche, K.F., Pinto, A.A., 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of rotifer and cladocera diversity. *Brazilian Journal of Biology* 63(2), p.329-343.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2013. *Vegan: community ecology Package*. Versão 1.17-11. Disponível em: <<http://vegan.r-force.r-project.org/>>.
- Padial, A.A., Declerck, S.A.J., Meester, L., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, 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, p.2411-2426.
- Padisák, J., Crossetti, L.O., Naselli-Flores, L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review white updates. *Hydrobiologia* 621, p.1-19.
- 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, p.421-437.
- Peretyatko, A., Teissier, S., Backer, S., Triest, L., 2009. Restoration potencial for eutrophic peri-urban ponds: the role of zooplankton size and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia* 634, p. 125-135.
- Pinto-Coelho, R.M., Bezerra-Neto, J.J., Morais-Jr., C.A., 2005. Effects os eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 65(2), p.325-338.
- R Development Core Team., 2013. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, url <http://www.r-project.org/>.
- 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* 4(5), p. 417-428.

- Roberts, D.W., 2013. Labdsv: ordination and multivariate analysis for ecology. R package version, p. 1.6-1.
- Rocha, S.A., Lougon, M.S., Garcia, G.O., 2009. Influência de diferentes fontes de poluição no processo de eutrofização. *Revista Verde* 4(4), p.01-06.
- Rodrigues, G.S. & Irias, L.M.J., 2004. Considerações sobre os impactos ambientais da agricultura irrigada. Embrapa Meio Ambiente, Circular Técnica 7.
- Rodrigues, L.N., Sano, E.E., Azevedo, J.A.D, Silva, E.M., 2007. Distribuição espacial e área máxima do espelho d'água de pequenas barragens de terra na bacia do Rio Preto. *Espaço & Geografia* 10(2), p.101-122.
- 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. *Br. Phycol. J.* 6(2), 235-264.
- Round, F.E., Crawford, R. M., Mann, D. G., 1990. *Diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press, Cambridge. 758pp.
- Sánchez-Moyano, J.E., Fa, D.A., Estacio, 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, p.243-255.
- Sendacz, S. & Kubo, E., 1982. Copepoda (calanoida e cyclopoida) de reservatórios do estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca* 9, p.51-89.
- Serafim-Junior, M., Perbiche-Neves, G., Brito, L., Ghidini, A.R., Casanova, S.M.C., 2010. Variação espaço-temporal em rotífera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil, Iheringia. *Série Zoologia* 100(3), p. 233-241.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E., Dall, E., Kristensen, P., Sortkjær, O., 1990. Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal loading and increased zooplankton grazing. *Hydrobiologia* 200/201, 229-240.
- Toledo, L.G. & Nicollela, G., 2002. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agricola* 59(1), p.181-186.
- Utermöhl, H., 1958, Zur vervollkommnung ver quantitativen phytoplankton methodic. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 9, p.1-38.
- Van Geel, B., 2001. Non-pollen palynomorphs. In: Smol, J.P., Birks, H.J.B., Last, W.M.(Eds) *tracking environmental change using lake sediments: terrestrial, algal, and siliceous indicators*, v.3. Kluwer, Dordrecht, p. 99-119.
- Villaseñor, J.L., Ibarra-Maríquez, G., Meave, A.J., Ortiz., 2005. Higher taxa as surrogates of plant biodiversity in a megadiverse country. *Conservation Biology* 1, p.232-238.
- Vollenweider, R.A., 1974. *A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments*. Blackwell Scientific Publications, London. 225pp.
- Whitney, B.S. & Mayle, F.E., 2012. Pediastrum species as potential indicators of lake-level change in tropical South America. *Journal of Paleolimnology* 47, p.601-615.

- Willner, W., Lubomír, T., Milan, C., 2009. Effects of different fidelity measures and contexts on the determination of diagnostic species. *Journal of Vegetation Science* 20, p.130-137.
- Zettler, M.L., Proffitt, C.E., Darr, A., Degraer, S., Devriese, L., Greathead, C., Kotta, J., Magni, P., Martin, P., Reiss, H., Speybroeck, J., Tagliapietra, D., Hoey, C.V., Ysebaert, T., 2013. On the myths of indicator species: issues and further consideration in the use of static concepts for ecological applications. *Plos One* 8(10), e78219.

## ANEXO A

Tabela A1: Lista de classes e espécies fitoplanctônicas identificadas em corpos hídricos associados à agricultura no Distrito Federal e dados referentes à média, desvio padrão (DP), abundância (AB) e frequência (FR) de espécies (ind/mL).

Classe	Espécies	Sigla	Média	DP	AB	FR	
Bacillariophyceae	<i>Placoneis</i> sp.	sp1	2,92	7,91	73,02	Comum	
	<i>Eunotia</i> sp1	sp2	19,74	24,18	493,57	Constante	
	<i>Eunotia</i> sp2	sp3	2,12	7,21	52,95	Rara	
	<i>Eunotia</i> sp3	sp4	10,37	15,14	259,27	Comum	
	<i>Eunotia</i> sp4	sp5	34,76	51,98	868,98	Comum	
	<i>Eunotia</i> sp5	sp6	13,24	17,75	330,97	Comum	
	<i>Eunotia</i> sp6	sp7	3,24	8,77	80,95	Comum	
	<i>Eunotia</i> sp7	sp8	10,00	25,05	250,00	Comum	
	<i>Eunotia</i> sp8	sp9	1,18	5,79	29,57	Rara	
	<i>Eunotia</i> sp9	sp10	8,83	29,41	220,63	Comum	
	<i>Eunotia</i> sp10	sp11	1,18	5,79	29,57	Rara	
	<i>Fragilaria</i> sp.	sp76	0,99	4,86	24,80	Rara	
	<i>Kobaysiella</i> sp.	sp12	3,49	9,46	87,32	Comum	
	<i>Navicula</i> sp.	sp13	1,09	5,33	27,21	Rara	
	<i>Nupela</i> sp.	sp14	2,07	7,04	51,81	Rara	
	<i>Sellaphora</i> sp1	sp15	15,69	28,57	392,36	Comum	
	<i>Sellaphora</i> sp2	sp16	1,09	5,33	27,21	Rara	
	<i>Pinnularia</i> sp1	sp17	1,10	5,38	27,46	Rara	
	<i>Pinnularia</i> sp2	sp18	4,14	11,75	103,38	Comum	
	<i>Surirella</i> sp1	sp19	2,98	10,70	74,60	Rara	
	<i>Surirella</i> sp2	sp20	0,99	4,86	24,80	Rara	
	Chlorophyceae	<i>Treubaria schimidlei</i>	sp21	0,98	4,78	24,41	Rara
		<i>Eudorina illinoisensis</i>	sp22	3,03	8,20	75,66	Comum
		<i>Actinastrum hantzachii</i>	sp23	2,25	7,62	56,20	Rara
		<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	sp24	2,13	7,23	53,14	Rara
		<i>Ankistrodesmus fasciculatus</i>	sp25	0,97	4,74	24,21	Rara
		<i>Ankistrodesmus fusiformes</i>	sp26	6,90	33,79	172,43	Rara
		<i>Ankistrodesmus</i> sp.	sp27	3,45	16,90	86,22	Rara
		<i>Ankistrodesmus tortus</i>	sp28	13,64	61,94	340,93	Rara
		<i>Kirchneriella</i> sp.	sp29	2,20	10,76	54,91	Rara
		<i>Monoraphidium arcuatun</i>	sp30	25,70	49,91	642,46	Comum
		<i>Monoraphidium contortun</i>	sp31	47,56	98,64	1189,10	Comum
		<i>Monoraphidium griffithii</i>	sp32	184,55	329,18	4613,67	Constante
		<i>Monoraphidium komarkovae</i>	sp33	5,57	22,83	139,36	Rara
		<i>Monoraphidium nanum</i>	sp34	4,27	12,50	106,73	Comum
		<i>Chlorococcum crenutum</i>	sp35	7,42	23,36	185,51	Comum
		<i>Dictyosphaerium</i> sp.	sp36	0,99	4,86	24,80	Rara
		<i>Westella botryoides</i>	sp37	19,04	64,94	476,11	Comum
		<i>Pediastrum</i> sp.	sp38	1,09	5,33	27,21	Rara
<i>Coenochloris asymmetrica</i>		sp39	2,08	7,06	52,01	Rara	

Classe	Espécies	Sigla	Média	DP	AB	FR
Cryptophyceae	<i>Radiococcus nimbatas</i>	sp40	15,30	53,48	382,45	Comum
	<i>Coelastrum astroideum</i>	sp41	3,28	12,07	82,08	Rara
	<i>Coelastrum reticulatum</i>	sp42	1,15	5,63	28,74	Rara
	<i>Coelastrum</i> sp.	sp43	2,30	11,26	57,48	Rara
	<i>Crucigenia quadrata</i>	sp44	1,10	5,38	27,46	Rara
	<i>Scenedesmus ellipticus</i>	sp45	2,13	7,26	53,34	Rara
	<i>Scenedesmus intermedius</i>	sp46	2,19	7,42	54,67	Rara
	<i>Scenedesmus komarkovae</i>	sp47	0,99	4,86	24,80	Rara
	<i>Scenedesmus longispina</i>	sp48	1,15	5,63	28,74	Rara
	<i>Tetrastum triangulare</i>	sp49	38,70	85,80	967,52	Comum
	<i>Cryptomonas erosa</i>	sp50	28,51	74,18	712,64	Comum
	<i>Cryptomonas marssonii</i>	sp51	41,21	50,33	1030,22	Constante
	<i>Cryptomonas obovata</i>	sp52	14,99	38,01	374,75	Comum
	<i>Cryptomonas pierenoidifera</i>	sp53	62,64	112,22	1566,00	Comum
	Crysophyceae	<i>Dinobryon divergens</i>	sp54	1,05	5,15	26,28
<i>Dinobryon elegantissimum</i>		sp55	74,96	367,20	1873,88	Rara
<i>Dinobryon sertularia</i>		sp56	69,22	294,94	1730,54	Comum
<i>Chromulina</i> sp.		sp57	4,52	17,60	113,09	Rara
Cyanophyceae	<i>Chroococcus minimus</i>	sp58	56,07	94,27	1401,69	Constante
	<i>Chroococcus minutus</i>	sp59	71,09	100,55	1777,17	Constante
	<i>Chroococcus turgidus</i>	sp60	8,93	43,74	223,19	Rara
	<i>Merismopedia tenuissima</i>	sp61	65,70	261,14	1642,53	Comum
	<i>Aphanocapsa</i> sp.	sp62	9,37	20,43	234,31	Comum
	<i>Aphanothece</i> sp.	sp63	2,10	10,30	52,57	Rara
	<i>Oscillatoria redikei</i>	sp64	0,98	4,78	24,41	Rara
	<i>Hapalonsiphon</i> sp1	sp65	2,13	7,23	53,14	Rara
	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	sp66	1,06	5,19	26,51	Rara
	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	sp67	0,98	4,82	24,60	Rara
Dinophyceae	<i>Romeria gracilis</i>	sp68	15,89	30,11	397,35	Comum
	<i>Peridinium</i> sp1	sp69	56,49	133,67	1412,34	Comum
	<i>Peridinium</i> sp2	sp70	99,60	185,10	2490,03	Constante
	<i>Peridinium</i> sp3	sp71	73,77	82,07	1844,35	Constante
Euglenophyceae	<i>Peridinium</i> sp4	sp72	0,98	4,78	24,41	Rara
	<i>Euglena gracilis</i>	sp73	9,92	19,19	248,04	Comum
	<i>Euglena</i> sp.	sp74	50,73	111,96	1268,37	Comum
Zygnemaphyceae	<i>Trachelomonas</i> sp.	sp75	10,00	23,41	250,09	Comum
	<i>Closterium aciculare</i>	sp77	3,20	8,70	80,09	Comum
	<i>Closterium closterioides</i>	sp78	0,98	4,82	24,60	Rara
	<i>Cosmarium</i> sp.	sp79	1,04	5,11	26,06	Rara
	<i>Pleurotaenium</i> sp.	sp80	8,72	29,77	218,11	Comum
	<i>Staurastrum megacanthum</i>	sp81	5,25	12,63	131,16	Comum
	<i>Staurastrum</i> sp1	sp82	1,15	5,63	28,74	Rara
	<i>Staurastrum</i> sp2	sp83	3,29	11,81	82,13	Rara
<i>Staurastrum</i> sp3	sp84	1,10	5,38	27,46	Rara	

Classe	Espécies	Sigla	Média	DP	AB	FR
	<i>Staurastrum</i> sp4	sp85	0,98	4,78	24,41	Rara
	<i>Staurastrum</i> sp5	sp86	17,71	86,77	442,81	Rara
	<i>Staurastrum</i> sp6	sp87	26,57	130,16	664,22	Rara
	<i>Staurastrum</i> sp7	sp88	0,96	4,71	24,02	Rara
	<i>Teilingia granulata</i>	sp89	0,98	4,82	24,60	Rara
	<i>Gonatozygon</i> sp.	sp90	0,98	4,82	24,60	Rara

Tabela A2: Lista de famílias e espécies zooplancônicas identificadas em corpos hídricos associados à agricultura no Distrito Federal e dados referentes à média, desvio padrão (DP), abundância (AB) e frequência (FR) de espécies (ind/m<sup>3</sup>).

Família	Espécies	Sigla	Média	DP	AB	FR
<b>Cladóceros</b>						
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i>	sp1	343,39	1578,02	8584,66	Comum
	<i>Bosmina longirostris</i>	sp2	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Bosmina tubicen</i>	sp3	320,75	1473,28	8018,83	Comum
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	sp4	255,48	846,57	6386,88	Comum
Chydoridae	<i>Acroperus harpae</i>	sp5	7,78	20,84	194,60	Comum
	<i>Alona cambouei</i>	sp6	1,47	6,54	36,67	Rara
	<i>Alona davidi</i>	sp7	66,61	313,13	1665,19	Comum
	<i>Alona guttata</i>	sp8	18,73	62,69	468,25	Comum
	<i>Alona monacantha</i>	sp9	3,08	13,13	76,92	Rara
	<i>Alona poppei</i>	sp10	26,40	125,28	660,00	Comum
	<i>Alona rustica</i>	sp11	0,80	3,30	20,00	Rara
	<i>Biapertura verrucosa</i>	sp12	0,53	1,54	13,33	Comum
	<i>Chydorus eurynotus</i>	sp13	19,36	76,56	483,89	Comum
	<i>Chydorus sphaericus</i>	sp14	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Disparalona dadayi</i>	sp15	17,65	35,71	441,14	Comum
	<i>Leydigiopsis ornata</i>	sp16	2,84	13,93	71,11	Rara
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	sp17	0,41	2,01	10,26	Rara
	<i>Daphnia gessneri</i>	sp18	0,53	2,61	13,33	Rara
Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus sordidus</i>	sp19	1,38	4,28	34,44	Comum
	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	sp20	4,92	12,91	123,03	Comum
	<i>Ilyocryptus verrucosus</i>	sp21	0,13	0,65	3,33	Rara
Macrothricidae	<i>Macrothrix elegans</i>	sp22	3,07	10,83	76,67	Comum
	<i>Macrothrix laticornis</i>	sp23	1,04	3,21	25,95	Comum
	<i>Macrothrix squamosa</i>	sp24	2,13	10,45	53,33	Rara
	<i>Macrothrix superaculeata</i>	sp25	2,22	10,89	55,56	Rara
	<i>Streblocerus pygmaeus</i>	sp26	0,67	3,27	16,67	Rara
Moinidae	<i>Moina micrura</i>	sp27	1,90	9,33	47,62	Rara
	<i>Moina minuta</i>	sp28	181,47	829,17	4536,67	Comum
	<i>Moina</i> sp.	sp29	0,27	1,31	6,67	Rara
Oxyurella	<i>Oxyurella ciliata</i>	sp30	2,22	10,89	55,56	Rara
Sididae	<i>Diaphanosoma birgei</i>	sp31	354,44	1460,82	8861,11	Comum
	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	sp32	16,13	78,36	403,33	Rara



<b>Família</b>	<b>Espécies</b>	<b>Sigla</b>	<b>Média</b>	<b>DP</b>	<b>AB</b>	<b>FR</b>
<b>Copépodes</b>						
Diaptomidae	<i>Diaptomus deitersi</i>	sp33	0,27	1,31	6,67	Rara
	<i>Notodiaptomus brandorffi</i>	sp34	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Notodiaptomus deveyorus</i>	sp35	0,13	0,65	3,33	Rara
	Fêmea adulta (Diaptomidae)	sp36	12,77	35,88	319,15	Comum
	Copepodito (Diaptomidae)	sp37	332,92	901,35	8323,07	Constante
	Nauplio (Diaptomidae)	sp38	3694,51	8963,30	92362,75	Constante
Cyclopidae	<i>Mesocyclops ogunmus</i>	sp39	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Microcyclops alius</i>	sp40	4,44	21,77	111,11	Rara
	<i>Microcyclops ceibaensis</i>	sp41	13,13	42,92	328,33	Comum
	<i>Microcyclops finitmus</i>	sp42	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Microcyclops</i> sp.	sp43	0,67	1,89	16,67	Comum
	<i>Microcyclops anceps anceps</i>	sp44	11,38	54,39	284,44	Comum
	<i>Paracyclops chilotni</i>	sp45	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Thermocyclops inversus</i>	sp46	0,53	2,04	13,33	Rara
	<i>Thermocyclops minutus</i>	sp47	3,82	13,15	95,56	Rara
	Macho adulto (Cyclopidae)	sp48	38,75	173,76	968,79	Comum
	Copepodito (Cyclopidae)	sp49	256,73	476,50	6418,14	Constante
	Nauplio (Cyclopidae)	sp50	768,75	1872,95	19218,77	Constante
<b>Rotíferos</b>						
Collotheceidae	<i>Collothea</i> sp.	sp51	28,80	141,09	720,00	Rara
Conochilidae	<i>Conochilus</i> sp.	sp52	25,78	126,28	644,44	Rara
Filiniidae	<i>Filinia longiseta</i>	sp53	0,13	0,65	3,33	Rara
Flosculariidae	<i>Ptygura libera</i>	sp54	659,71	1685,99	16492,78	Comum
	<i>Ptygura pedunculata</i>	sp55	33,33	163,30	833,33	Rara
Hexarthridae	<i>Hexarthra</i> sp.	sp56	1455,51	4971,25	36387,75	Comum
Testudinellidae	<i>Pompholyx sulcata</i>	sp57	0,71	3,48	17,78	Rara
	<i>Testudinella carlini</i>	sp58	1,23	6,03	30,77	Rara
	<i>Testudinella patina</i>	sp59	11,12	28,71	278,03	Comum
Asplanchnidae	<i>Asplanchna sieboldii</i>	sp60	0,93	4,57	23,33	Rara
Brachionidae	<i>Brachionus calyciflorus</i>	sp61	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Brachionus dolabratus</i>	sp62	0,76	3,73	19,05	Rara
	<i>Brachionus falcatus</i>	sp63	8,86	31,12	221,44	Comum
Euchlanidae	<i>Beauchampiella eudactylota</i>	sp64	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Euchlanis lyra</i>	sp65	6,00	29,39	150,00	Rara
	<i>Euchlanis meneta</i>	sp66	2,67	13,06	66,67	Rara
	<i>Euchlanis</i> sp.	sp67	0,76	3,73	19,05	Rara
Notommatidae	<i>Cephalodella gracilis</i>	sp68	6,67	32,66	166,67	Rara
	<i>Cephalodella</i> sp.	sp69	7,95	21,28	198,87	Comum
Brachionidae	<i>Keratella cochlearis</i>	sp70	100,89	267,55	2522,22	Comum
	<i>Keratella lenzi</i>	sp71	570,39	2430,00	14259,86	Comum
	<i>Plationus patulus macracanthus</i>	sp72	0,67	3,27	16,67	Rara
	<i>Plationus patulus patulus</i>	sp73	9,36	33,26	234,10	Comum
	<i>Platyias quadricornis</i>	sp74	8,89	33,99	222,22	Rara

<b>Família</b>	<b>Espécies</b>	<b>Sigla</b>	<b>Média</b>	<b>DP</b>	<b>AB</b>	<b>FR</b>
	<i>Microcodides robustus</i>	sp75	2,04	7,27	51,11	Rara
	<i>Microcodon clavus</i>	sp76	2,07	7,34	51,85	Rara
Ituridae	<i>Itura</i> sp.	sp77	12,04	54,34	301,11	Comum
Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	sp78	66,79	182,80	1669,69	Constante
	<i>Lecane curvicornis</i>	sp79	2,37	5,16	59,34	Comum
	<i>Lecane elegans</i>	sp80	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Lecane haliclysta</i>	sp81	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Lecane latissima</i>	sp82	0,56	2,72	13,89	Rara
	<i>Lecane leontina</i>	sp83	2,79	11,13	69,84	Rara
	<i>Lecane luna</i>	sp84	38,53	108,60	963,26	Comum
	<i>Lecane lunaris</i>	sp85	19,40	62,81	485,00	Comum
	<i>Lecane monostyla closterocerca</i>	sp86	1,33	6,53	33,33	Rara
	<i>Lecane nana</i>	sp87	0,57	2,80	14,29	Rara
	<i>Lecane proiecta</i>	sp88	1,42	6,97	35,56	Rara
	<i>Lecane quadridentata</i>	sp89	1,16	4,39	28,89	Comum
	<i>Lecane signifera</i>	sp90	2,43	6,69	60,71	Comum
	<i>Lecane unguitata</i>	sp91	1,07	5,23	26,67	Rara
	<i>Lecane ungulata</i>	sp92	3,50	12,01	87,46	Comum
	<i>Lecane venusta</i>	sp93	12,00	58,79	300,00	Rara
Lepadellidae	<i>Lepadella patella</i>	sp94	14,10	39,02	352,47	Comum
Notommatidae	<i>Notommata</i> sp.	sp95	53,44	234,54	1335,95	Comum
Scaridiidae	<i>Scaridium longicaudum</i>	sp96	0,13	0,65	3,33	Rara
Synchaetidae	<i>Ploesoma africana</i>	sp97	1,51	5,71	37,78	Rara
	<i>Ploesoma</i> sp.	sp98	0,93	4,57	23,33	Rara
	<i>Ploesoma truncatum</i>	sp99	1,00	4,90	25,00	Rara
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	sp100	217,47	418,61	5436,75	Constante
	<i>Synchaeta stylata</i>	sp101	8,57	41,99	214,29	Rara
Trichocercidae	<i>Trichocerca bicristata</i>	sp102	2,04	9,33	50,95	Rara
	<i>Trichocerca similis</i>	sp103	17,73	81,60	443,33	Rara
	<i>Trichocerca</i> sp.	sp104	1,93	6,73	48,33	Comum
	<i>Trichotria tetractis</i>	sp105	6,00	29,39	150,00	Rara
Trichotriidae	<i>Macrochaetus collinsi</i>	sp106	44,20	205,49	1104,98	Comum
	<i>Macrochaetus collinsi collinsi</i>	sp107	0,56	2,72	13,89	Rara
	<i>Macrochaetus longipes</i>	sp108	8,95	30,70	223,81	Comum
	<i>Macrochaetus sericus</i>	sp109	1,66	7,47	41,43	Rara
	<i>Macrochaetus subquadratus</i>	sp110	0,13	0,65	3,33	Rara
Philodinidae	Bdelloidea	sp111	139,51	372,22	3487,74	Constante
<b>Tecameba</b>						
Arcellidae	<i>Arcella arenaria</i>	sp112	1,11	5,44	27,78	Rara
	<i>Arcella artocrea</i>	sp113	85,69	413,47	2142,22	Comum
	<i>Arcella conica</i>	sp114	37,80	91,76	944,95	Comum
	<i>Arcella costata</i>	sp115	15,13	30,63	378,13	Comum
	<i>Arcella costata angulosa</i>	sp116	669,64	3048,58	16741,01	Constante

<b>Família</b>	<b>Espécies</b>	<b>Sigla</b>	<b>Média</b>	<b>DP</b>	<b>AB</b>	<b>FR</b>
Diffugiidae	<i>Arcella crenulata</i>	sp117	10,69	33,17	267,20	Comum
	<i>Arcella dentata</i>	sp118	7,27	26,42	181,67	Comum
	<i>Arcella discoides</i>	sp119	28,00	93,02	699,91	Comum
	<i>Arcella excavata</i>	sp120	38,43	146,64	960,66	Comum
	<i>Arcella gibbosa</i>	sp121	91,70	440,59	2292,38	Comum
	<i>Arcella hemisphaerica</i>	sp122	0,41	2,01	10,26	Rara
	<i>Arcella hemisphaerica gibba</i>	sp123	2,36	10,88	58,89	Rara
	<i>Arcella hemisphaerica undulata</i>	sp124	5,70	19,93	142,40	Comum
	<i>Arcella megastoma</i>	sp125	8,24	29,74	205,95	Comum
	<i>Arcella mitrata</i>	sp126	98,85	469,81	2471,37	Comum
	<i>Arcella polypora</i>	sp127	3,97	17,45	99,15	Rara
	<i>Arcella rota</i>	sp128	0,27	0,90	6,67	Rara
	<i>Arcella rotundata alta</i>	sp129	2,16	4,49	54,04	Comum
	<i>Arcella rotundata aplanata</i>	sp130	13,07	52,49	326,74	Comum
	<i>Arcella vulgaris</i>	sp131	474,34	1841,40	11858,54	Constante
	<i>Arcella vulgaris crenulata</i>	sp132	0,40	1,96	10,00	Rara
	<i>Arcella vulgaris penardi</i>	sp133	4,12	14,62	103,03	Rara
	<i>Arcella vulgaris undulata</i>	sp134	6,99	9,92	174,75	Comum
	<i>Arcella vulgaris walesi</i>	sp135	0,41	2,01	10,26	Rara
	<i>Cucurbitella dentata quinquelobata</i>	sp136	0,41	2,01	10,26	Rara
	<i>Cucurbitella mespiliformis</i>	sp137	4,89	16,65	122,22	Rara
	<i>Diffugia achlora</i>	sp138	3,47	16,32	86,67	Rara
	<i>Diffugia acuminata</i>	sp139	0,48	2,38	12,12	Rara
	<i>Diffugia acutissima</i>	sp140	1,42	6,97	35,56	Rara
	<i>Diffugia arceolata</i>	sp141	1,11	5,44	27,78	Rara
	<i>Diffugia brevicola</i>	sp142	28,04	107,26	701,11	Comum
	<i>Diffugia capreolata</i>	sp143	15,21	56,64	380,16	Comum
	<i>Diffugia cf, glans</i>	sp144	26,04	124,01	651,11	Rara
	<i>Diffugia compressa</i>	sp145	11,58	31,08	289,40	Comum
	<i>Diffugia corona</i>	sp146	91,52	380,07	2287,97	Constante
	<i>Diffugia cylindrus</i>	sp147	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Diffugia distenda</i>	sp148	11,40	35,87	284,92	Comum
	<i>Diffugia elegans</i>	sp149	4,44	21,77	111,11	Rara
	<i>Diffugia globulosa</i>	sp150	0,13	0,65	3,33	Rara
	<i>Diffugia gramen</i>	sp151	39,08	89,16	977,12	Comum
<i>Diffugia limnetica</i>	sp152	0,71	3,48	17,78	Rara	
<i>Diffugia lithophila</i>	sp153	1,66	7,47	41,43	Rara	
<i>Diffugia lobostoma</i>	sp154	20,69	60,90	517,27	Comum	
<i>Diffugia longicollis</i>	sp155	0,41	2,01	10,26	Rara	
<i>Diffugia microclaviformis</i>	sp156	6,00	29,39	150,00	Rara	
<i>Diffugia muriformis</i>	sp157	50,49	203,01	1262,22	Comum	
<i>Diffugia oblonga</i>	sp158	28,65	78,78	716,13	Comum	
<i>Diffugia penardi</i>	sp159	0,76	3,73	19,05	Rara	

<b>Família</b>	<b>Espécies</b>	<b>Sigla</b>	<b>Média</b>	<b>DP</b>	<b>AB</b>	<b>FR</b>
Heleoperidae	<i>Diffflugia pseudogramen</i>	sp160	1,73	5,46	43,33	Comum
	<i>Diffflugia pyriformis</i>	sp161	1,33	6,53	33,33	Rara
	<i>Diffflugia tuberculata</i>	sp162	8,33	40,82	208,33	Rara
	<i>Diffflugia urceolata</i>	sp163	0,53	2,04	13,33	Rara
	<i>Diffflugia venusta</i>	sp164	11,43	55,99	285,71	Rara
	<i>Pontigulasia elisa</i>	sp165	21,37	66,74	534,23	Comum
	<i>Protocucurbitella coroniformis</i>	sp166	6,27	29,37	156,67	Rara
	<i>Protocucurbitella coroniformis ecornis</i>	sp167	19,28	88,01	482,11	Comum
	<i>Centropyxis aculeata</i>	sp168	92,66	175,23	2316,52	Constante
	<i>Centropyxis aculeata oblonga</i>	sp169	111,07	340,61	2776,72	Comum
	<i>Centropyxis aerophila</i>	sp170	0,71	3,48	17,78	Rara
	<i>Centropyxis cassis</i>	sp171	2,37	8,22	59,37	Rara
	<i>Centropyxis cassis spinifera</i>	sp172	57,54	267,42	1438,53	Comum
	<i>Centropyxis constricta</i>	sp173	32,55	54,68	813,85	Constante
	<i>Centropyxis delicatula</i>	sp174	4,41	19,62	110,26	Rara
	<i>Centropyxis discoides</i>	sp175	143,46	664,97	3586,45	Comum
	<i>Centropyxis ecornis</i>	sp176	111,08	403,71	2776,98	Constante
	<i>Centropyxis gibba</i>	sp177	85,31	292,33	2132,86	Comum
	<i>Centropyxis marsupiformis</i>	sp178	68,36	170,41	1709,07	Comum
	<i>Centropyxis minuta</i>	sp179	10,67	52,26	266,67	Rara
<i>Centropyxis spinosa</i>	sp180	15,82	35,84	395,46	Comum	
<i>Heleopera petricola</i>	sp181	8,00	30,59	200,00	Rara	
Hyalospheniidae	<i>Argynnia dentistoma</i>	sp182	80,80	365,72	2020,00	Comum
Lesquereusiidae	<i>Lesquereusia epistomium</i>	sp183	6,82	29,36	170,56	Comum
	<i>Lesquereusia globulosa</i>	sp184	6,74	21,64	168,52	Comum
	<i>Lesquereusia modesta</i>	sp185	70,64	292,53	1766,05	Comum
	<i>Lesquereusia spiralis</i>	sp186	159,17	643,60	3979,25	Comum
	<i>Lesquereusia spiralis caudata</i>	sp187	37,84	147,51	946,03	Comum
	<i>Lesquereusia spiralis decloitrei</i>	sp188	2,22	10,89	55,56	Rara
	<i>Lesquereusia spiralis hirsuta</i>	sp189	94,31	381,87	2357,76	Comum
	<i>Netzelia oviformis</i>	sp190	10,06	38,16	251,59	Comum
	<i>Netzelia tuberculata</i>	sp191	24,27	117,53	606,67	Rara
Nebelidae	<i>Netzelia wailesi</i>	sp192	258,90	1146,10	6472,38	Comum
	<i>Quadrullella tropica</i>	sp193	48,57	235,05	1214,29	Rara
	<i>Pseudonebela africana</i>	sp194	3,22	13,23	80,56	Rara
	<i>Nebela barbata</i>	sp195	30,80	146,84	770,00	Comum
	<i>Nebela dentistoma</i>	sp196	1,33	6,53	33,33	Rara
Trigonopyxidae	<i>Nebela tubulata</i>	sp197	29,68	89,73	741,90	Comum
	<i>Cyclopyxis aplanata</i>	sp198	40,00	176,64	1000,00	Rara
	<i>Cyclopyxis eurystoma</i>	sp199	4,00	19,60	100,00	Rara
	<i>Cyclopyxis impressa</i>	sp200	11,62	30,35	290,51	Comum

<b>Família</b>	<b>Espécies</b>	<b>Sigla</b>	<b>Média</b>	<b>DP</b>	<b>AB</b>	<b>FR</b>
	<i>Cyclopyxis kahli</i>	sp201	5,32	13,56	133,07	Comum
	<i>Cyclopyxis penardi</i>	sp202	0,13	0,65	3,33	Rara
Euglyphidae	<i>Euglypha acanthophora</i>	sp203	80,53	351,25	2013,28	Comum
	<i>Euglypha denticulata</i>	sp204	61,03	264,27	1525,87	Comum
	<i>Euglypha filifera</i>	sp205	12,00	58,79	300,00	Rara
	<i>Euglypha tuberculata</i>	sp206	28,94	117,63	723,48	Comum
Phryganellidae	<i>Phryganella hemisphaerica</i>	sp207	0,13	0,65	3,33	Rara
Rhopalodiaceae	<i>Pyxidicula cymbalum</i>	sp208	10,13	24,54	253,25	Comum
	<i>Pyxidicula operculata</i>	sp209	0,41	2,01	10,26	Rara