

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS**

ADRISLAINE DA SILVA MANSANO

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE MICROBIANA E A IMPORTÂNCIA
DA BACTERIVORIA POR PROTOZOÁRIOS EM UMA REPRESA
SUBTROPICAL (REPRESA DO LOBO, SP, BRASIL)**

São Carlos – SP

2012

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS**

ADRISLAINE DA SILVA MANSANO

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE MICROBIANA E A IMPORTÂNCIA
DA BACTERIVORIA POR PROTOZOÁRIOS EM UMA REPRESA
SUBTROPICAL (REPRESA DO LOBO, SP, BRASIL)**

**Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Ecologia e Recursos
Naturais da Universidade Federal de São
Carlos como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em Ecologia
e Recursos Naturais.**

Orientadora: Profª. Dra. Mirna Helena Regali Selegnim

São Carlos – SP

2012

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

M286ec

Mansano, Adislaine da Silva.

Estrutura da comunidade microbiana e a importância da bacterivoria por protozoários em uma represa subtropical (Represa do Lobo, SP, Brasil) / Adislaine da Silva Mansano. -- São Carlos : UFSCar, 2012.
116 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2012.

1. Ecologia. 2. Bactérias. 3. Nanoflagelado. 4. Ciliado. 5. Mesotrófico. I. Título.

CDD: 574.5 (20^a)

Adriaine da Silva Mansano

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE MICROBIANA E A IMPORTÂNCIA DA
BACTERIVORIA POR PROTOZOÁRIOS EM UMA REPRESA
SUBTROPICAL (REPRESA DO LOBO, SP, BRASIL)**

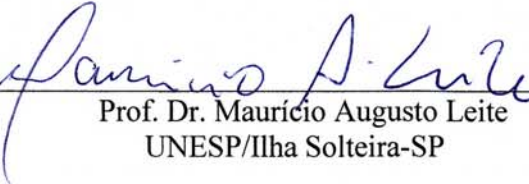
Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 13 de fevereiro de 2012

BANCA EXAMINADORA

Presidente 
Profa. Dra. Odete Rocha
(Representante da orientadora)

1º Examinador 
Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior
PPGERN/UFSCar

2º Examinador 
Prof. Dr. Maurício Augusto Leite
UNESP/Ilha Solteira-SP

Dedico a Deus, por estar sempre presente em minha vida e tornar tudo possível. Aos meus pais Uilton e Zenilda e ao meu esposo Hugo, pelos inesquecíveis ensinamentos, confiança, incentivo e por todo amor que me conferiram em todos os momentos da minha vida.

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Mirna Helena pela orientação, por todos os conhecimentos adquiridos, pela confiança, estímulo e amizade.

Ao Prof. Dr. Maurício Augusto Leite responsável pela minha iniciação à pesquisa, por toda colaboração, incentivo e amizade.

À Profa. Dra. Odete Rocha por sua amizade, seus valiosos ensinamentos e auxílio durante o desenvolvimento deste trabalho.

À FAPESP, pelo auxílio financeiro e concessão da bolsa de estudos (processo nº09/12435-6).

Ao Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Laboratório de Ecologia de Microrganismos Aquáticos, pela estrutura oferecida para a realização desta pesquisa.

Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pela minha formação acadêmica em nível de Mestrado, à Coordenação do Curso e à Secretaria do Programa por todo o apoio concedido à realização do mestrado.

À técnica Darci, pelo auxílio em várias etapas do trabalho e principalmente pela amizade e carinho, e à todos os funcionários do DEBE, em especial à Edna, José Valdecir e Luizinho pela amizade e colaboração.

À minha família, meus pais Uilton e Zenilda, meus irmãos Douglas e Adriéle, minha sogra Vera, meu amigo Roberto, minha cunhada Carolina, meu cunhado Maurício, meus sobrinhos Matias e Enzo, pelo carinho e confiança.

Ao meu esposo Hugo, pelo carinho, amizade, confiança, paciência, ajuda em todos os momentos, amor e dedicação. Obrigado por você existir e ser o alicerce da minha vida.

Às amigas Maressa e Karina pela amizade, apoio e paciência em todos os momentos.

Aos amigos(as) do laboratório: Bruna Vacondio, Caio, Gisele, Henrique, Luciana, Mayara e Zaryf pela amizade, incentivo e momentos de descontração.

Aos professores Irineu, Maurício e Odete por aceitar fazer parte da banca e pelas valiosas contribuições para a conclusão deste trabalho.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Bactérias planctônicas desempenham importante papel na decomposição da matéria orgânica, na reciclagem de nutrientes e como alimento para organismos de níveis tróficos superiores tais como flagelados e ciliados, representando, assim, componentes fundamentais nas teias alimentares. Este estudo analisou a estrutura da comunidade microbiana e avaliou a importância da bacterivoria por nanoflagelados heterotróficos (NFH) e ciliados em um ambiente subtropical predominantemente mesotrófico (reservatório do Lobo-Broa, Brasil) pela quantificação de suas taxas de ingestão durante o período de um ano. Os experimentos *in situ* utilizando bactérias marcadas fluorescentemente (FLB) foram realizados na superfície de dois pontos de coleta que apresentam graus de trofia diferentes. Em paralelo foram avaliadas variáveis físicas, químicas e biológicas da água. Os ciliados apresentaram taxa de ingestão individual de bactérias maior ($3,3 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹) do que a dos NFH (79,7 bact ind⁻¹ h⁻¹) devido às diferenças de tamanho e forma de obtenção de alimento entre os dois protozoários. As taxas de ingestão, tanto para os ciliados quanto para os NFH, foram sempre maiores no ponto 2 (P2) devido provavelmente as maiores temperaturas da água, que aceleram o metabolismo dos protozoários, e as maiores densidades de bactérias. Em relação à bacterivoria total por protozoários, as populações de NFH causaram maior impacto de predação (60%) sobre a comunidade bacteriana do reservatório, principalmente os NFH menores que 5µm. Os dados indicaram que a predação por NFH, além de regular a abundância de bactérias, provavelmente também induziu modificações na estrutura da comunidade bacteriana, como o aumento do tamanho e da quantidade de filamentos bacterianos. Os ciliados contribuíram significativamente para a bacterivoria, principalmente no P2, onde apresentaram altas densidades e taxas de ingestão. Os principais grupos de ciliados consumidores de bactérias foram os Spirotrichea, Haptoria, Peritrichia e Scuticociliatia. O controle *bottom-up* teve maior importância no período seco e o controle *top-down* maior importância no período chuvoso. Assim, em uma base anual, a disponibilidade de recursos e a predação são igualmente importantes na regulação da abundância bacteriana no reservatório do Lobo.

Palavras-chave: *grazing*, bactérias, nanoflagelados, ciliados, mesotrófico

ABSTRACT

Planktonic bacteria play important role in the organic matter decomposition, nutrient cycling and as food for organisms of higher trophic levels such as flagellates and ciliates, thus representing fundamental components in planktonic food webs. This study analyzed the microbial community structure and evaluated the importance of heterotrophic nanoflagellates (HNF) and ciliates bacterivory in a subtropical environment predominantly mesotrophic (Lobo-Broa reservoir, Brazil) by the quantification of their ingestion rates during one year period. The *in situ* experiments using fluorescently labelled bacteria (FLB) were conducted on the surface of two sampling points that have different trophic degrees. In parallel, physical, chemical and biological water variables were also evaluated. The ciliates showed a higher specific ingestion rate of bacteria ($3,3 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹) than HNF (79,7 bact ind⁻¹ h⁻¹) due to differences in size and food acquisition among the two protozoans. The ingestion rates for both ciliates and HNF were always higher in the point 2 (P2) probably due to the higher water temperatures, which accelerate the protozoans metabolism, and higher bacterial densities. Concerning total protozoan bacterivory, the HNF populations had the greatest grazing impact (60%) on the reservoir bacterial community, especially the HNF smaller than 5 μm . The data showed that HNF grazing, in addition to regulation the bacteria abundance, probably also induced changes in the bacterial community structure, such as increasing bacterial filaments numbers and size. The ciliates contributed significantly to the bacterivory, especially in P2, where high densities and ingestion rates were verified. The main ciliate consumers of bacteria were from Spirotrichea, Peritrichia, Haptoria and Scuticociliatia groups. The bottom-up control was more important in the dry season and the top-down control was more important in the rainy one. Thus, in an annual basis, the resource availability and protozoan predation are equally important to the bacterial abundance regulation in the Lobo reservoir.

Keywords: grazing, bacteria, nanoflagellates, ciliates, mesotrophic

Abreviaturas

bact	Bactérias
Bm	Biomassa
Bv	Biovolume
C	Carbono
CCA	<i>Canonical Correspondence Analysis</i> (Análise de correspondência canônica)
cel	Célula
Cil	Ciliados
Clo	Clorofila <i>a</i>
Cond	Condutividade elétrica
CRHEA	Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada
DAPI	4',6'-diamidino-2-phenilindol
Den	Densidade
DTAF	Fluorocromo5- (4,6-diclorotriazina-2yl) aminofluoresceína
FLB	<i>Fluorescently Labelled Bacteria</i> (Bactéria Marcada Fluorescentemente)
IET	Índice de estado trófico
ind	Indivíduo
ISPB	Índice de Saprobidade de Pantle e Buck
MOD	Matéria orgânica dissolvida
MST	Material em suspensão total
NFA	Nanoflagelados autotróficos
NFH	Nanoflagelados heterotróficos
NFT	Nanoflagelados totais
MI	Material inorgânico
MO	Material orgânico
NT	Nitrogênio total
OD	Oxigênio dissolvido
P1	Ponto 1
P2	Ponto 2
PCA	<i>Principal component analysis</i> (Análise de componentes principais)
Precip	Precipitação
PT	Fósforo total
rpm	Rotação por minuto
S	Disco de Secchi

T	Temperatura
TBT	Taxa de bacterivoria total
TII	Taxa de ingestão individual
TIP	Taxa de ingestão populacional
USP	Universidade de São Paulo

Lista de Figuras

- Figura 1:** Características fenotípicas de bactérias aquáticas que podem fornecer proteção contra a predação por protozoários heterotróficos. Modificado de Pernthaler (2005). 20
- Figura 2:** Localização da Represa do Lobo com seus tributários, indicando a localização dos pontos de coleta (Modificado de Rietzler et al., 2002). 24
- Figura 3:** Distribuição dos valores médios de temperatura atmosférica (°C) e pluviosidade total (mm) de abril/10 a março/11 na Represa do Lobo..... 34
- Figura 4:** Valores da profundidade máxima e da profundidade do Disco de Secchi nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo. 36
- Figura 5:** Valores de pH (a), condutividade (b), temperatura da água (c) e oxigênio dissolvido (d) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo. 37
- Figura 6:** Concentrações do material em suspensão total e das frações orgânica e inorgânica nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo no período de estudo. 38
- Figura 7:** Concentrações de nitrogênio total (a), nitrito (b), nitrato (c) e amônio (d) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo no período de estudo. 39
- Figura 8:** Concentrações de fosfato total dissolvido (a), fosfato inorgânico (b), fosfato orgânico (c) e fósforo total (d) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo no período de estudo. 40
- Figura 9:** Concentrações de clorofila *a* total nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo 42
- Figura 10:** Densidades e biomassas bacterianas nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo. 43
- Figura 11:** Densidades dos morfotipos bacterianos (cocos, cocobacilos, bacilos, filamentos e víbrios) nos dois pontos de coleta na Represa do Lobo durante o período de estudo. 44
- Figura 12:** Densidades de nanoflagelados totais nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo. 45
- Figura 13:** Densidades e biomassas de nanoflagelados autotróficos (NFA) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo. 46
- Figura 14:** Densidades e biomassas de nanoflagelados heterotróficos (NFH) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo. 47
- Figura 15:** Densidades e biomassas de ciliados nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo. 48

Figura 16: Densidades dos <i>taxa</i> de ciliados em cada mês de coleta no P1 da Represa do Lobo.	49
Figura 17: Densidades dos <i>taxa</i> de ciliados em cada mês de coleta no P2 da Represa do Lobo.	50
Figura 18: Biomassas (a) e densidades relativas (b) dos grupos de ciliados nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo	54
Figura 19: Abundância relativa média (%) dos hábitos alimentares das espécies de ciliados da Represa do Lobo, encontradas no período de estudo.	55
Figura 20: Protozoário flagelado após experimento de bacterivoria, com bactérias marcadas fluorescentemente (FLB) em seu interior. Microscopia de epifluorescência utilizando conjunto de filtros para luz UV. Aumento 1250x.	57
Figura 21: Protozoários ciliados após experimento de bacterivoria, com bactérias marcadas fluorescentemente (FLB) em seu interior. Microscopia de epifluorescência utilizando conjunto de filtros para luz azul. Aumento 400x.	57
Figura 22: Relações do número médio de FLB por NFH (FLB ind ⁻¹) pelo tempo de incubação para cada classe de tamanho (Classe I: <5 µm; Classe II: 5 a 10 µm; Classe III: >10 µm) no ponto 1 (P1) na Represa do Lobo durante o período de estudo.	58
Figura 23: Relações do número médio de FLB por NFH (FLB ind ⁻¹) pelo tempo de incubação para cada classe de tamanho (Classe I: <5 µm; Classe II: 5 a 10 µm; Classe III: >10 µm) no ponto 2 (P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.	59
Figura 24: Relações do número médio de FLB por ciliado (FLB ind ⁻¹) pelo tempo de incubação no ponto 1 (P1) na Represa do Lobo durante o período de estudo.	60
Figura 25: Relações do número médio de FLB por ciliado (FLB ind ⁻¹) pelo tempo de incubação no ponto 2 (P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.	61
Figura 26: Taxas de ingestão individuais (TII) por protozoários NFH e ciliados nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.	62
Figura 27: Taxas de bacterivoria total por protozoários (TIP de nanoflagelados + TIP de ciliados) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.	63
Figura 28: Valores das taxas de ingestão individuais (a) e populacionais (b) de bactérias por nanoflagelados heterotróficos (NFH) de diferentes tamanhos nos dois pontos de coleta (P1 e P2), considerando a média de todos os meses de estudo. Classe I (< 5 µm); Classe II (entre 5 e 10 µm) e Classe III (> 10 µm).	64
Figura 29: Taxas de ingestão individuais médias dos <i>taxa</i> em cada ponto de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo	65
Figura 30: Importância relativa dos grupos de ciliados como consumidores de bactérias na Represa do Lobo, considerando a taxa de ingestão populacional pelos grupos.....	67

Figura 31: Diagrama de ordenação da PCA com as variáveis limnológicas registradas nos pontos de coleta durante o período de estudo. P1mai e P2mai (Ponto 1 e Ponto 2 em maio/10); P1jul e P2jul (Ponto 1 e Ponto 2 em julho/10); P1set e P2set (Ponto 1 e Ponto 2 em setembro/10); P1nov e P6nov (Ponto 1 e Ponto 2 em novembro/10); P1jan e P2jan (Ponto 1 e Ponto 2 em janeiro/11); P1mar e P2mar (Ponto 1 e Ponto 2 em março/11); OD (oxigênio dissolvido); Clo (clorofila a); T (temperatura); MST (material em suspensão total); PT (fósforo total); NT (nitrogênio total); Precip (precipitação total); Cond (condutividade)... 68

Figura 32: Diagrama de ordenação da CCA com as principais espécies de ciliados e as variáveis limnológicas registradas nos pontos de coleta durante o período de estudo. P1mai e P2mai (Ponto 1 e Ponto 2 em maio/10); P1jul e P2jul (Ponto 1 e Ponto 2 em julho/10); P1set e P2set (Ponto 1 e Ponto 2 em setembro/10); P1nov e P6nov (Ponto 1 e Ponto 2 em novembro/10); P1jan e P2jan (Ponto 1 e Ponto 2 em janeiro/11); P1mar e P2mar (Ponto 1 e Ponto 2 em março/11); OD (oxigênio dissolvido); Clo (clorofila a); T (temperatura); MST (material em suspensão total); PT (fósforo total); NT (nitrogênio total); Precip (precipitação total); Cond (condutividade). 69

Figura 33: Diagrama de ordenação da CCA com as classes de tamanho dos NFH e as variáveis limnológicas registradas nos pontos de coleta durante o período de estudo. Classe I (< 5 µm); Classe II (entre 5 e 10 µm) e Classe III (> 10 µm); P1mai e P2mai (Ponto 1 e Ponto 2 em maio/10); P1jul e P2jul (Ponto 1 e Ponto 2 em julho/10); P1set e P2set (Ponto 1 e Ponto 2 em setembro/10); P1nov e P6nov (Ponto 1 e Ponto 2 em novembro/10); P1jan e P2jan (Ponto 1 e Ponto 2 em janeiro/11); P1mar e P2mar (Ponto 1 e Ponto 2 em março/11); OD (oxigênio dissolvido); Clo (clorofila a); T (temperatura); MST (material em suspensão total); PT (fósforo total); NT (nitrogênio total); Precip (precipitação total); Cond (condutividade)..... 70

Lista de Tabelas

Tabela 1: Dados gerais e morfométricos da Represa do Lobo.....	23
Tabela 2: Variáveis, unidades, metodologias e referências utilizadas para as análises físicas e químicas da água da Represa do Lobo.	25
Tabela 3: Classificação do grau de trofia segundo Toledo et al. (1983).....	30
Tabela 4: Classificação do grau de trofia segundo Lamparelli (2004)	31
Tabela 5: Valores do índice de estado trófico (IET) e a classificação dos dois pontos de amostragem (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo segundo Toledo et al. (1983).	41
Tabela 6: Valores do índice de estado trófico (IET) e a classificação dos dois pontos de amostragem (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo segundo Lamparelli (2004).	41
Tabela 7: Densidade e biomassa de nanoflagelados heterotróficos (NFH) das classes de tamanho I (<5 µm), II (5 a 10 µm) e III (>10 µm) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo.....	47
Tabela 8: Lista dos <i>taxa</i> de protozoários ciliados encontrados na Represa do Lobo no período de estudo e seu tamanho médio, grupo e preferência alimentar.	52
Tabela 9: Densidade média, saprobidade e índice sapróbico (segundo Foissier, 1992) dos <i>taxa</i> de protozoários ciliados encontrados na Represa do Lobo durante o período de estudo...	56
Tabela 10: Taxas médias de ingestão individuais (TII) e populacionais (TIP) dos <i>taxa</i> analisados nos dois pontos de coleta na Represa do Lobo durante o período de estudo.	66
Tabela 11: Correlações significativas (coeficiente de Pearson; $p < 0,05$) entre as variáveis limnológicas analisadas na Represa do Lobo. Clo = clorofila <i>a</i> ; OD = oxigênio dissolvido; T = temperatura; MST = material em suspensão total; NT = nitrogênio total; PT = fósforo total; Precip = precipitação; Cond = condutividade elétrica; - correlação não significativa.....	68
Tabela 12: Correlações significativas (coeficiente de Pearson; $p < 0,05$) entre as variáveis limnológicas e as densidades e biomassas dos organismos planctônicos analisados na Represa do Lobo. Clo = clorofila <i>a</i> ; Cond = condutividade elétrica; MST = material em suspensão total; PT = fósforo total; IET = índice de estado trófico; Den = densidade; Bm = biomassa; NFH = nanoflagelados heterotróficos; Cil = ciliados; Ba = bactérias; - correlação não significativa.	71
Tabela 13: Correlações significativas (coeficiente de Pearson; $p < 0,05$) entre as taxas de ingestão de bactérias por NFH e ciliados e as variáveis biológicas e limnológicas. TII = taxa de ingestão individual; TIP = taxa de ingestão populacional; NFH = nanoflagelados heterotróficos; Den = densidade; Bv = Biovolume; Bm = biomassa; MST = material em suspensão total; IET = índice de estado trófico; - correlação não significativa.....	72

Tabela 14: Comparação da taxa de ingestão individual média de alguns <i>taxa</i> encontrados na Represa do Lobo com a apresentada na literatura.....	86
---	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	22
2.1 Objetivo geral.....	22
2.2 Objetivos específicos.....	22
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	22
3.1. Local de Estudo	22
3.2. Pontos de coleta e período de amostragem	23
3.3. Variáveis climatológicas	25
3.4. Variáveis abióticas	25
3.5. Variáveis bióticas	25
3.5.1. Concentração de clorofila <i>a</i>	25
3.5.2. Densidade e biomassa de protozoários ciliados	26
3.5.3. Densidade e biomassa de bactérias e de protozoários nanoflagelados (2-20µm)	27
3.6. Índices ambientais	29
3.6.1. Índice de saprobidade de Pantle e Buck.....	29
3.6.2. Índice de Estado Trófico	29
3.7. Experimentos de bacterivoria (<i>grazing</i>).....	31
3.7.1. Preparo das bactérias fluorescentes.....	31
3.7.2. Experimentos de bacterivoria com protozoários	32
3.7.3. Forma de Análise dos experimentos de bacterivoria	33
3.8. Análises estatísticas.....	33
4. RESULTADOS.....	34
4.1 Variáveis climatológicas	34
4.2 Variáveis abióticas	35
4.2.1 Transparência, pH, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido da água.....	35
4.2.2 Material em suspensão	38
4.2.3 Concentrações de Nutrientes.....	39
4.2.4 Índice de estado trófico (IET)	41
4.3. Variáveis bióticas	42
4.3.1. Concentração de clorofila <i>a</i>	42
4.3.2. Densidade e biomassa de bactérias	42
4.3.3. Densidade e biomassa de protozoários nanoflagelados (2-20µm).....	45
4.3.4. Densidade e biomassa de protozoários ciliados	48
4.4. Experimentos de bacterivoria.....	56

4.5. Análises estatísticas.....	67
4.5.1. Relações entre as variáveis limnológicas.....	67
4.5.2. Relações entre os organismos e as variáveis limnológicas.....	69
4.5.3 Relações entre as taxas de ingestão e as variáveis biológicas e limnológicas.....	71
5. DISCUSSÃO.....	72
5.1 Variáveis limnológicas.....	72
5.2. Composição e estrutura da comunidade microbiana.....	78
5.2.1 Bactérias.....	78
5.2.2. Protozoários nanoflagelados (2-20µm).....	79
5.2.3. Protozoários ciliados.....	80
5.3. Bacterivoria por protozoários e controle da comunidade bacteriana.....	83
6. CONCLUSÕES.....	89
7. REFERÊNCIAS.....	91
APÊNDICE A – Variáveis Abióticas.....	105
APÊNDICE B – Variáveis Bióticas.....	107
APÊNDICE C – Bacterivoria por protozoários.....	115

1. INTRODUÇÃO

Os organismos planctônicos podem ser classificados em categorias de tamanhos: fentoplâncton – 0,02 a 0,2 μ m; picoplâncton – 0,2 a 2 μ m; nanoplâncton – 2 a 20 μ m; microplâncton – 20 a 200 μ m; mesoplâncton – 0,2 a 20mm; macropplâncton – 2 a 20 cm; megaplâncton – 20 a 200cm (SIEBURTH, SMETACEK e LENZ, 1978). Dentro destas, os microrganismos são incluídos no fentoplâncton (vírus), picoplâncton (bactérias autotróficos e heterotróficos), nanoplâncton (predominantemente nanoflagelados autotróficos e heterotróficos) e microplâncton (ciliados e microflagelados autotróficos e heterotróficos). Assim, microrganismos podem ser arbitrariamente definidos como procariotos e eucariotos invisíveis a olho nu (aproximadamente <1mm) (WEISSE, 2006), compreendendo portanto uma grande diversidade de organismos.

Durante cerca de três séculos prevaleceu a visão clássica de que os microrganismos atuam no ambiente como meros decompositores (COTNER; BIDDANDA, 2002). Neste modelo de teia trófica, o fluxo de matéria e energia é unidirecional e a matéria só retorna ao compartimento biológico na forma inorgânica, depois de ter passado pela decomposição bacteriana. A partir de meados dos anos 70, começou a surgir uma abordagem diferente que reavaliou o papel dos microrganismos nos sistemas. POMEROY (1974) foi o primeiro autor a incluir a utilização da matéria orgânica dissolvida (MOD) pelas bactérias nas teias alimentares aquáticas, reconhecendo a importância potencial dos microrganismos na ciclagem da matéria nos ecossistemas, além do tradicional papel de decompositores.

Azam et al. (1983) introduziram o conceito do elo microbiano (*microbial loop*) como parte integral das redes alimentares pelágicas. Tradicionalmente, o elo microbiano estabelece que a matéria orgânica dissolvida de origem fitoplanctônica é reintroduzida na rede alimentar pela utilização das bactérias e posteriormente canalizada para níveis tróficos superiores através de protozoários ciliados e flagelados bacterívoros (AZAM et al., 1983). Atualmente sabe-se que o elo microbiano não pode ser visto de forma independente do restante da teia alimentar, pois é componente e parte integral de uma rede trófica microbiana muito mais complexa, formada por interações que incluem não somente protozoários e bactérias, mas todos os organismos unicelulares procariontes e eucariontes (autotróficos e heterotróficos) (SHERR; SHERR, 1988). Estas importantes concepções levaram a ampliar os mecanismos funcionais envolvidos nas complexas redes alimentares microbianas e despertaram o interesse para o estudo dos microrganismos nos ecossistemas.

Dentre os organismos planctônicos, as bactérias são consideradas componentes chave das teias alimentares aquáticas, devido à extraordinária diversidade de suas vias metabólicas e sua

capacidade de processar substratos orgânicos e inorgânicos com grande eficiência e versatilidade (POMEROY et al., 2007). As bactérias colonizam os mais variados tipos de ambientes terrestres e aquáticos, ocorrendo em locais aparentemente inóspitos, como aqueles anaeróbios, com elevadas temperaturas e biofilmes (DONLAN, 2002). Encontram-se entre os seres vivos mais antigos, colonizando nosso planeta há mais de 2 bilhões de anos, como indicam os registros fósseis (GOULD, 1996). Nos ambientes aquáticos, encontram-se entre os menores organismos, sendo que as formas planctônicas medem, em geral, de 0,2 a 0,5 μm , mas podem atingir até 100 μm quando se desenvolvem aderidas a superfícies ou em sedimentos (STOLP, 1988). Comparativamente a outros organismos, o tempo de duplicação das bactérias é relativamente curto, da ordem de 15 a 20 minutos (PEDROS ALIÓ; GUERREIRO, 1994), embora esse tempo seja geralmente superior a 2 horas na maioria dos ambientes aquáticos (THOMAZ; WETZEL, 1995). Essa comunidade ocorre, no plâncton, com abundância geralmente da ordem de 10^6 células mL^{-1} (PEDROS ALIÓ; GERREIRO, 1994), mas valores da ordem de 10^{10} células mL^{-1} podem ser registrados em ecossistemas aquáticos de águas escuras, ricos em compostos húmicos (EDWARDS, 1987). Cada bactéria contém cerca de 20-30 fg de carbono (C) (LEE; FUHRMAN, 1987), que significa 10^{-5} a 10^{-4} g C L^{-1} . Assim, este valor indica que a biomassa bacteriana representa fração substancial da biomassa planctônica em ecossistemas aquáticos (GURUNG et al., 2002).

A taxa de crescimento bacteriano é conhecida por ser uma das mais rápidas dentre os organismos unicelulares, se condições favoráveis prevalecem. Apesar dessa característica, no entanto, na maioria dos ecossistemas, a abundância bacteriana não varia drasticamente, mas permanece estável dentro de uma magnitude limitada (GURUNG et al., 2001; GURUNG; URABE, 2010). Vários fatores bióticos e abióticos podem influenciar a abundância e a produtividade das comunidades bacterianas, tais como a disponibilidade de nutrientes (THOMAZ; ESTEVES, 1997; PINHASSI et al., 2006), a predação (LANGENHEDER; JÜRGENS, 2001; ŠIMEK et al., 2007; SACCÁ et al., 2009), a lise viral (WEINBAUER et al., 2007; MOTEGI et al., 2009), a temperatura (POMEROY; WIEBE, 2001; APPLE; SMITH; BOYD, 2008) e algumas interações competitivas entre bactérias e algas (MEDINA-SANCHEZ; VILLAR-ARGAIZ, 2004). Dentre estes fatores, no entanto, a disponibilidade de substratos (controle *bottom-up*) e a predação (controle *top-down*) merecem destaque, pois são considerados os principais responsáveis pelo controle das bactérias nos sistemas (WRIGHT, 1988), assim como o controle por lise viral (controle *side in*) (BRATBAK; EGGE; HELDAL, 1993).

Segundo Koton-Czarnecka e Chróst (2002), o controle *bottom-up* é mais importante nos sistemas oligotróficos, enquanto o controle *top-down* é mais importante em ambientes eutróficos. Gasol, Pedros Alió e Vaque (2002), no entanto, ressaltam o controle simultâneo *top-down* e

bottom-up, uma vez que as mudanças na composição da comunidade bacteriana, como, por exemplo, o aumento do tamanho das bactérias como estratégia para evitar a predação pelos flagelados, são dependentes da disponibilidade de nutrientes no meio. Em ambientes de água doce, a relação entre a produtividade do sistema e o controle da comunidade bacteriana pode ser modificada por outras variáveis, como, por exemplo, o influxo de matéria orgânica de rios e fontes terrestres e os efeitos em cascata de níveis superiores da cadeia alimentar (PERNTHALER, 2005).

Os principais consumidores de bactérias nos ecossistemas aquáticos são os protozoários, especialmente os pequenos nanoflagelados heterotróficos (CLEVEN; WEISSE, 2001; ICHINOTSUKA et al., 2006) e os ciliados (ŠIMEK et al., 1995, 1998; ZINGEL et al., 2006), os quais atuam como um elo de ligação entre a produção bacteriana e os produtores secundários (ŠIMEK et al., 2001; LANGENHEDER; JÜRGENS, 2001; WEISSE, 2002). Outros grupos planctônicos, com destaque para os rotíferos e para os cladóceros, também influenciam as densidades bacterianas através do consumo direto ou, indiretamente, pelo consumo de ciliados e flagelados (JÜRGENS; JEPPESEN, 2000; ZÖLLNER et al., 2003; ZÖLLNER et al., 2009).

Atualmente, estudos têm identificado a predação de bactérias por flagelados e ciliados como sendo um significativo fator não só controlador, mas modificador das populações e comunidades bacterianas em ecossistemas aquáticos (PERNTHALER, 2005; CORNO et al., 2008). A bacterivoria, além de controlar as taxas de mortalidade das bactérias, causa impactos diretos sobre a produção e biomassa, bem como mudanças estruturais, morfológicas, fisiológicas e taxonômicas em populações e comunidades bacterianas (HAHN; HÖFLE, 2001; LANGENHEDER; JÜRGENS, 2001; PERNTHALER, 2005; CORNO et al., 2008), podendo influenciar, inclusive, a sua diversidade (BELL et al., 2010).

Várias características fenotípicas das bactérias aquáticas têm sido interpretadas como adaptações para escapar da pressão de predação por protozoários (Figura 1). Algumas destas características, tais como secreção de exopolímero e formação de filamento também podem ser consequência de condições fisiológicas que não estão relacionadas somente à predação (HAHN; MOORE; HÖFLE, 1999), e outras, como aumento da velocidade de motilidade (MATZ; JÜRGENS, 2005), miniaturização das células (BOENIGK, 2004) e produção de toxina (MATZ et al., 2004) parecem ter evoluído especificamente em resposta a mortalidade por *grazing* (PERNTHALER, 2005). Segundo alguns autores (e.g. HORNAK et al., 2005; PERNTHALER, 2005), os principais efeitos da bacterivoria por protozoários (especialmente por flagelados) em nível de comunidade, são o desenvolvimento de “formas resistentes” ao *grazing*, como microcolônias e filamentos bacterianos. A formação de filamentos bacterianos é considerada um eficiente mecanismo de proteção contra a predação por nanoflagelados (PERNTHALER, 2005),

pois bactérias filamentosas ou excedem a faixa de tamanho das células consumidas por estes protozoários ou são consumidas a taxas substancialmente mais baixas do que as bactérias menores (WU; BOENIGK; HAHN, 2004).

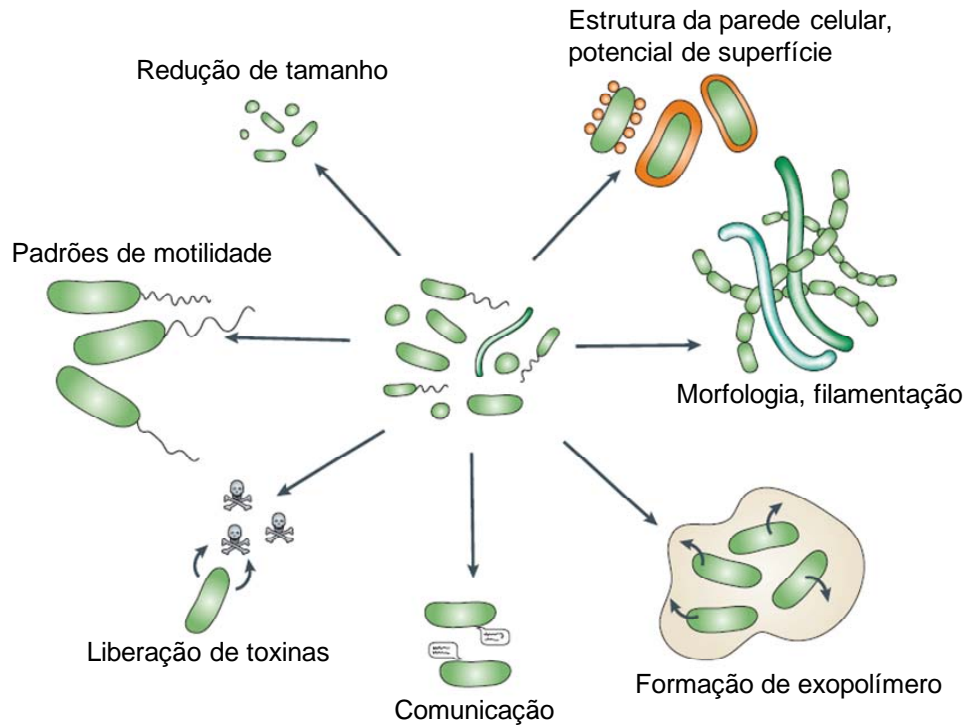


Figura 1: Características fenotípicas de bactérias aquáticas que podem fornecer proteção contra a predação por protozoários heterotróficos. Modificado de Pernthaler (2005).

A abundância dos nanoflagelados heterotróficos em diferentes habitats aquáticos pode variar enormemente, mas ocorre tipicamente em concentrações de 10^2 a 10^4 células mL^{-1} no plâncton de lagos, rios e na superfície do mar (BOENIGK; ARNDT, 2002). Os flagelados, devido ao seu reduzido tamanho e altas taxas metabólicas (FENCHEL, 1982), estão envolvidos na rápida remineralização dos nutrientes (WEISSE, 1991). Além de consumirem bactérias, são ainda potencialmente capazes de se alimentar de vírus, matéria orgânica dissolvida (GASOL; SIMONS; KALFF, 1995) e cianobactérias (PERNTHALER et al., 1996). Ao serem predados pelos ciliados (WEISSE, 1991; BERNINGER; WICKHAM; FINLAY, 1993) e pelos organismos do metazooplâncton, como copépodos e cladóceros (BURNS; SCHALLENBERG, 2001; ZOLLNER et al., 2009), desempenham importante papel na transferência de energia em cadeias alimentares aquáticas (WEISSE, 1991).

Os ciliados alimentam-se não apenas de populações bacterianas, mas também de algas, outros protistas e detritos particulados. Além disso, estes protozoários possuem diferentes estratégias para a obtenção de alimento, podendo ser filtradores, sugadores e raptoriais e

apresentam um variado espectro de tamanho, resultando em importantes implicações ecológicas quanto a sua função nos sistemas (FENCHEL, 1990). Estudos têm mostrado que dentre os ciliados pelágicos, os mais importantes consumidores de bacterioplâncton nas águas doces e marinhas são, muitas vezes, os pequenos oligotricidas (ŠIMEK et al., 2000; JEZBERA, NEDOMA; ŠIMEK, 2003), em vez de espécies estritamente bacterívoras como os scuticociliados, que normalmente requerem concentrações bacterianas superiores as encontradas na maioria dos ambientes pelágicos (e.g. FENCHEL, 1980).

Atualmente, diferentes técnicas são utilizadas com a finalidade de registrar os impactos causados pela predação em populações e comunidades bacterianas (LANGENHEDER; JÜRGENS, 2001). Dentre elas, citam-se os experimentos de predação utilizando bactérias marcadas radioativamente, como a timidina e leucina tritiada (3H-leucina) (ZUBKOV; SLEIGH, 1995; COTTRELL; KIRCHMAN, 2003), bactérias marcadas com corantes fluorescentes (FLB) (SHERR; SHERR; FALLON, 1987; SACCÁ et al., 2009), método de diluição (LANDRY; HASSET, 1982), filtração fracionada (KUUPPO-LEINIKKI; KUOSA, 1990), inibidores de protozoários (SHERR et al., 1986) e microesferas de látex inertes coradas com fluorocromos (SANDERS et al., 1989; AGASILD; NOGES, 2005). Dentre essas técnicas, as mais frequentemente utilizadas para experimentos de bacterivoria por protozoários são aquelas utilizando FLB, em que as taxas de predação são estimadas pela contagem, por microscopia de fluorescência, das bactérias marcadas nos vacúolos alimentares dos protozoários (SHERR; SHERR, 1993). Sherr e Sherr (1993) e Epstein e Rossel (1995) destacam como vantagens da técnica o fato de os experimentos serem curtos, de possibilitarem a identificação dos protozoários predadores e o levantamento de uma série de questões sobre a ecofisiologia destas espécies, e de minimizarem a manipulação de amostras durante a realização dos experimentos.

O Reservatório do Lobo (Broa), local onde o presente trabalho foi realizado, é um dos corpos de água mais bem estudados no Brasil. No entanto, estudos sobre a comunidade planctônica microbiana, principalmente sobre os mecanismos de controle populacionais pela predação (*top-down*) são escassos. O único trabalho desenvolvido sobre protozooplâncton foi realizado por Barbieri e Godinho em 1989 e sobre o bacterioplâncton ocorreu em 2005, realizado por Racy et al.. Cabe ressaltar que nenhum estudo abordou, simultaneamente, o bacterioplâncton e o protozooplâncton. Dessa forma, o presente trabalho pretende contribuir com informações sobre o controle por predação das comunidades bacterianas na Represa do Lobo, que é um ambiente subtropical predominantemente mesotrófico, bem como gerar conhecimentos que ajudarão a interpretar e conhecer os ambientes aquáticos brasileiros.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar a estrutura da comunidade microbiana e avaliar a importância dos protozoários (nanoflagelados heterotróficos e ciliados) para o controle bacteriano na Represa do Lobo.

2.2 Objetivos específicos

- a) Analisar a abundância e a biomassa de bactérias e protozoários (nanoflagelados e ciliados) no plâncton da Represa do Lobo.
- b) Realizar experimentos *in situ* de bacterivoria por protozoários (nanoflagelados heterotróficos e ciliados) utilizando bactérias marcadas fluorescentemente (FLB).
- c) Determinar as taxas de consumo de FLB por nanoflagelados heterotróficos e ciliados, estimando-se as taxas individuais e populacionais de ingestão de bactérias no ambiente.
- d) Verificar diferenças das taxas de ingestão de bactérias por nanoflagelados heterotróficos e ciliados entre dois pontos de coleta com diferentes graus de trofia.
- e) Verificar diferenças sazonais das taxas de ingestão de bactérias por nanoflagelados heterotróficos e ciliados e do tipo de controle bacteriano.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Local de Estudo

A Represa do Lobo localiza-se entre os municípios de Brotas e Itirapina, na região centro-oeste do estado de São Paulo – latitude 22°15'S e longitude 47°49'W (Figura 2). Ela está inserida na sub-bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, sendo afluente do rio Jacaré-Guaçu, o qual é tributário da margem direita do rio Tietê. A rede hidrográfica é formada pelo Ribeirão do Lobo e Rio Itaqueri, como principais tributários do Reservatório do Lobo; Córrego do Geraldo, Córrego das Perdizes, Córrego do Limoeiro, Córrego da Água Branca e Ribeirão da Onça. Todos tributários, exceto o último, fluem diretamente para represa (ARGENTON, 2004).

A bacia hidrográfica na qual o reservatório se insere tem uma área de drenagem de 227,7 km² e uma altitude média de 770m. O solo da bacia é caracterizado por alto teor de ferro e de alumínio. A vegetação predominante é o cerrado, matas galerias ao longo dos rios, *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. nas áreas de reflorestamento (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1995).

O clima regional caracteriza-se por ser do tipo subtropical mesotérmico, com inverno seco (mais especificamente nos meses de abril a setembro) e verão úmido (de outubro até

março). A precipitação pluviométrica varia entre 1300 e 1500 mm por ano, sofrendo algumas influências de frentes frias típicas vindas do sul, principalmente no inverno e no outono (MOTHEO, 2005).

O reservatório do Lobo é pequeno, raso e turbulento (Tabela 1) e pode ser dividido em dois compartimentos longitudinais: um meso-eutrófico, na parte alta do reservatório, com grande concentração de macrófitas e rico em nutrientes dissolvidos devido ao influxo do rio Itaqueri; e outro oligo-mesotrófico, na parte baixa do reservatório (próxima à barragem), que é mais profundo (MOTHEO, 2005; MANSANO, 2009).

Tabela 1: Dados gerais e morfométricos da Represa do Lobo

Comprimento máximo	8,0 km
Largura máxima	2,0 km
Largura média	900 m
Profundidade máxima	12 m
Profundidade média	3 m
Área da superfície	6,8 km ²
Perímetro	21 km
Volume	22 x 10 ⁶ m ³
Tempo de residência hidráulico	20-40 dias

Fonte: Modificado de Tundisi e Matsumura-Tundisi (1995).

Estudos ecológicos recentes mostraram que a Represa do Lobo é atualmente um ecossistema mesotrófico (LEITE; ESPÍNDOLA, 2002). Uma análise temporal dos dados (com estudos realizados nos últimos 30 anos) mostra uma preocupante alteração nas condições originárias deste sistema, indicando um evidente processo de eutrofização do reservatório, associado aos usos e ocupação da bacia hidrográfica (ARGENTON, 2004). Às suas margens estão situados condomínios, clubes, pequenas propriedades particulares, o Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA - USP), além do Horto Florestal de Itirapina e uma reserva florestal pertencente ao município de Brotas (PEREIRA, 2005).

3.2. Pontos de coleta e período de amostragem

Devido à heterogeneidade espacial da represa relatada em estudos anteriores (e.g. MOTHEO, 2005; MANSANO, 2009), foram escolhidos 2 pontos de amostragem (Figura 2) para a realização das coletas e dos experimentos de *grazing*. O Ponto 1 (P1) está localizado próximo à barragem, um dos locais mais profundos da represa (profundidade aproximada de 10 m) e o

Ponto 2 (P2) está posicionado próximo à desembocadura do Rio Itaqueri e apresenta uma profundidade relativamente baixa (aproximadamente 2 m).

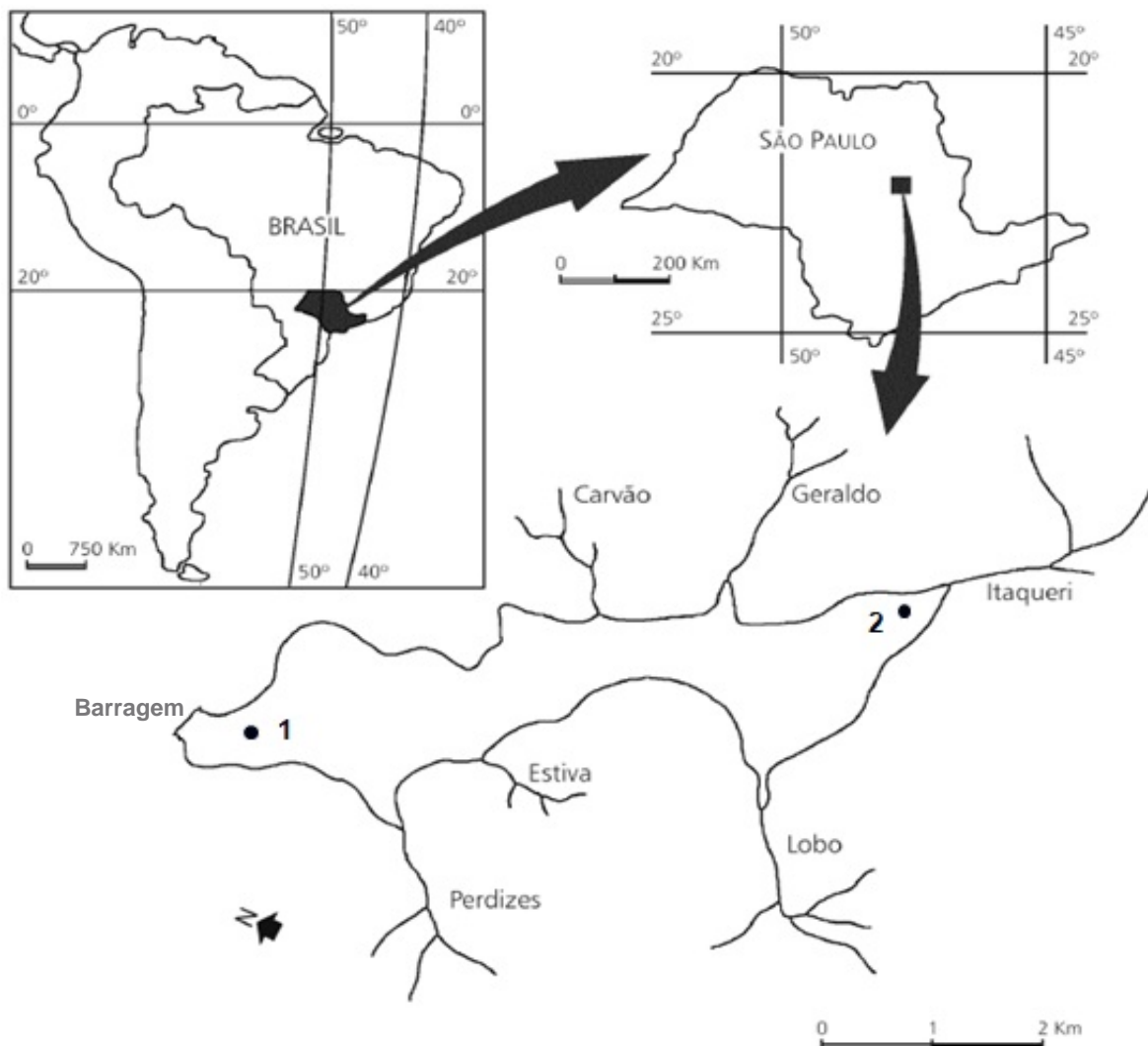


Figura 2: Localização da Represa do Lobo com seus tributários, indicando a localização dos pontos de coleta (Modificado de Rietzler et al., 2002).

As coletas e os experimentos de *grazing in situ* foram realizados bimestralmente durante o período de um ano, no qual contemplou três coletas no período seco (maio/2010, julho/2010 e setembro/2010) e três no período chuvoso (novembro/2010, janeiro/2011 e março/2011). Os experimentos de *grazing in situ* e a coleta de amostras de água utilizando garrafa de Van-Dorn (capacidade de 2L) foram feitas na sub-superfície dos pontos amostrados. As amostras de água foram usadas para análises de variáveis abióticas e bióticas.

3.3. Variáveis climatológicas

Os dados de temperatura do ar e precipitação foram obtidos da Estação Meteorológica do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA-USP, São Carlos/SP).

3.4. Variáveis abióticas

No campo, a temperatura, o pH, a condutividade e o oxigênio dissolvido foram determinadas utilizando um Multisensor Horiba U-10 e a transparência da água foi medida por Disco de Secchi. Com as amostras de água coletadas, as concentrações de nutrientes e de material em suspensão foram determinadas em laboratório conforme as metodologias apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Variáveis, unidades, metodologias e referências utilizadas para as análises físicas e químicas da água da Represa do Lobo.

Variáveis	Unidades	Metodologia	Referência
Temperatura	°C	Multisensor Horiba U-10	-
pH	-	Multisensor Horiba U-10	-
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Multisensor Horiba U-10	-
Oxigênio dissolvido	mg L^{-1}	Multisensor Horiba U-10	-
Transparência	m	Disco de Secchi	-
Material em suspensão	mg L^{-1}	Gravimetria (Filtros GF/C - 45 μm)	Teixeira <i>et al.</i> (1965)
Nitrato	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotometria	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nítrito	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotometria	Golterman <i>et al.</i> (1978)
Íon Amônio	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotometria	Koroleff (1976)
Nitrogênio Total	mg L^{-1}	Espectrofotometria	Valderrama (1981)
Fosfato Total Dissolvido e Fosfato Inorgânico	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotometria	Strickland & Parsons (1960)
Fósforo Total	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotometria	Valderrama (1981)

3.5. Variáveis bióticas

3.5.1. Concentração de clorofila *a*

A determinação das concentrações de clorofila *a* foi realizada segundo o método espectrofotométrico de Nusch (1980), em que os pigmentos foram extraídos de material retido em membranas de filtração, utilizando-se um solvente orgânico polar (etanol). Amostras de água

coletadas foram filtradas, em duplicatas, em membranas de fibra de vidro GF/F (Whatman®) que, após secagem, foram armazenadas no escuro em frascos com sílica gel e mantidas em freezer até o momento da extração. A extração foi feita em penumbra, com maceração mecânica das membranas em um almofariz, onde foram adicionadas pequenas quantidades de etanol 90% a frio e em seguida etanol 90% a quente sob baixa iluminação. O macerado de cada amostra e sua réplica foram transferidos para tubos de centrifuga Falcon® de fundo cônico, que foram mantidos no escuro, em geladeira por 24 horas. Após esse período, cada macerado foi centrifugado a 3rpm por 20 minutos e o sobrenadante de cada tubo foi retirado (volume extraído) para a leitura em espectrofotômetro. As leituras no espectrofotômetro foram realizadas nos comprimentos de onda de 750 e 665nm antes e após a acidificação. Para o cálculo da clorofila *a* e feofitina utilizou-se as equações descritas por Lorenzen (1967):

$$\text{Clorofila } a \text{ (}\mu\text{g L}^{-1}\text{)} = \frac{27,91 (E_b - E_a) \times v}{V \times l}$$

$$\text{Feofitina (}\mu\text{g L}^{-1}\text{)} = \frac{27,91[(1,7 \cdot E_a) - E_b] \times v}{V \times l}$$

onde:

E_b = absorbância do extrato a 665nm antes da acidificação menos a absorbância a 750nm;

E_a = absorbância do extrato a 665nm depois da acidificação menos a absorbância a 750nm;

v = volume extraído (mL);

V = volume da amostra filtrada (L);

l = percurso ótico da cubeta (cm);

27,91 = constante utilizada para o etanol 90% (calculada a partir do coeficiente de absorção específica).

3.5.2. Densidade e biomassa de protozoários ciliados

No campo, amostras de água de cada ponto de amostragem foram fixadas em dois frascos *snap-cap* de 200 mL de volume (réplicas). Cada amostra foi fixada com 8,6 mL de solução saturada de cloreto de mercúrio e corada com oito gotas de azul de bromofenol a 0,04%, segundo

Pace e Orcutt (1981). Após a fixação, as amostras foram transportadas para o laboratório, onde foram estocadas até o momento da análise.

No laboratório, os frascos contendo as amostras foram deixados em repouso sobre local plano para a sedimentação do material particulado, por tempo mínimo de 24 horas, definido segundo Margalef (1969). Por ocasião das análises, o sobrenadante de cada frasco foi descartado e o material restante (concentrado) foi contado em pelo menos três câmaras de Sedgwick-Rafter de 1mL, após ser homogeneizado manualmente. As contagens e a identificação foram feitas em microscópio ótico (aumento de até 400X) e, após as contagens, as densidades de protozoários/mL para cada amostra foi obtida segundo a fórmula:

$$D^* = \frac{v \times dm}{V}$$

onde:

D = densidade (ind mL⁻¹) da amostra;

v = volume (mL) da amostra concentrada;

dm = densidade média de protozoários (ind. mL⁻¹) nas câmaras contadas para cada frasco (amostra);

V = volume (mL) de amostra fixada (200 mL).

* A densidade foi calculada independentemente para cada amostra (réplicas) e posteriormente foi feita a média para se chegar à densidade média final do ambiente.

A identificação dos ciliados foi feita em nível de gênero e espécie e baseou-se principalmente em Foissner e Berger (1996), Foissner, Berger e Schaumburg (1999) e Lee et al. (1985), e seus respectivos grupos foram classificados segundo Lynn (2008). A estimativa do biovolume foi feita utilizando formas geométricas mais próximas à morfologia de cada táxon, e calculados com medidas lineares obtidas dos ciliados. A biomassa dos ciliados foi obtida utilizando-se os biovolumes celulares convertidos para carbono, através do uso de fator de conversão específico para ciliados fixados (PUTT; STOECKER, 1989), multiplicados pelas densidades encontradas.

3.5.3. Densidade e biomassa de bactérias e de protozoários nanoflagelados (2-20µm)

Para a estimativa da densidade de bactérias e nanoflagelados, amostras de 100 mL, acondicionadas em frascos escuros, foram fixadas no campo com solução de formalina neutra

(concentração final 2%), transportadas para o laboratório e conservadas na geladeira até o momento da contagem.

No momento da contagem, o frasco foi homogeneizado manualmente e alíquotas foram coradas com o fluorocromo 4',6'-diamidino-2-phenilindol (DAPI), segundo Porter e Feig (1980), e filtradas em membranas de policarbonato pretas (Nuclepore) de diâmetro de poro de 0,2µm para a contagem das bactérias e 0,8µm para a contagem dos nanoflagelados.

As membranas foram colocadas entre lâmina e lamínula, com o uso de um óleo de imersão não fluorescente e as bactérias e os nanoflagelados totais (NFT) foram contados e medidos em microscópio de epifluorescência Olympus BHS-313, equipado com luz de mercúrio HBO 200 e conjunto de filtros para luz UV, em aumento de 1250X. Os nanoflagelados autotróficos (NFA) foram quantificados e medidos no microscópio acima descrito, com filtros para luz azul. O número de nanoflagelados heterotróficos (NFH) foi estimado pela diferença entre o número de NFT e NFA. A densidade de bactérias mL⁻¹ e de nanoflagelados mL⁻¹ foi calculada segundo Jones (1979), após a contagem de 300 células, de acordo com a equação:

$$D = \frac{Y \times A \times d}{a \times v}$$

onde:

D = densidade numérica (células mL⁻¹);

Y = número médio de células por área de contagem;

A = área de filtração da membrana (mm²);

d = diluição;

a = área do campo de contagem (mm²);

v = volume filtrado da amostra (mL).

O biovolume dos nanoflagelados foi calculado através de medidas lineares de comprimento e largura, assumindo-se o formato de elipsóide rotacional para as células (WEISSE, 1997). A biomassa foi obtida utilizando-se os biovolumes celulares convertidos para carbono, através do uso de fator de conversão específico para flagelados fixados (BØRSHEIM; BRATBAK, 1987), multiplicados pelas densidades encontradas. A biomassa bacteriana foi obtida utilizando-se os biovolumes celulares convertidos para carbono, através do uso de fator de conversão específico para bactérias (NORLAND, 1993), multiplicados pelas densidades bacterianas.

Com base na razão comprimento/largura, as células bacterianas foram classificadas nos seguintes morfotipos (ZARITSKY, 1975): coco (razão de 1 a 1,25); cocobacilo (de 1,26 a 1,75);

bacilo (de 1,76 a 5) e filamento (maior que 5). Foram também quantificados outros morfotipos como o vibrio. Os nanoflagelados (NFA e NFH) foram classificados, de acordo com seu comprimento, em três classes de tamanho: Classe I (2 - 5 μm); Classe II (>5 - 10 μm) e Classe III (>10 - 20 μm), segundo Sherr e Sherr (1991).

3.6. Índices ambientais

3.6.1. Índice de saprobidade de Pantle e Buck

As densidades médias (ind mL^{-1}) de cada espécie de protozoário ciliado foram calculadas e, a partir delas, calculou-se o índice de saprobidade do ambiente, segundo Pantle e Buck (1955):

$$\text{ISPB} = \frac{\sum (\text{N} \times \text{IS}_i)}{\sum \text{N}}$$

onde: ISPB = Índice de saprobidade de Pantle & Buck

N = Densidade individual de cada espécie

IS_i = Índice de saprobidade da espécie* (obtidos em FOISSNER, 1992)

* Quando a espécie analisada não foi encontrada na lista de Foissner (1992), utilizou-se o índice sapróbico de outra espécie do mesmo gênero.

Classificação segundo os valores de ISPB:

- 1,0 – 1,5 Zona Oligosapróbica – limpa
- 1,5 – 2,5 Zona Beta-mesosapróbica – moderadamente poluída
- 2,5 – 3,5 Zona Alfa-mesosapróbica – poluída
- 3,5 - \geq 4,0 Zona Polisapróbica – fortemente poluída

3.6.2. Índice de Estado Trófico

Foram utilizados dois índices de estado trófico (IET):

- 1) o IET de Carlson (1977) modificado por Toledo et al. (1983) para ambientes tropicais, e
- 2) o IET adaptado por Lamparelli (2004) para ambientes lênticos.

O IET médio segundo Toledo et al. (1983) utiliza os dados de transparência da água obtidos pelo Disco de Secchi (S), concentração de fósforo total (PT), fosfato inorgânico dissolvido (PO₄) e clorofila *a* (Cla), conforme a equação:

$$\text{IET médio} = \{\text{IET (S)} + 2x [\text{IET (PT)} + \text{IET (PO}_4\text{)} + \text{IET (Cla)}]\}/7$$

onde:

$$\text{IET (S)} = 10 \times \{6 - [(0,64 + \ln S)/ \ln 2]\}$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times \{6 - [\ln (80,32/\text{PT})/ \ln 2]\}$$

$$\text{IET (PO}_4\text{)} = 10 \times \{6 - [(\ln 21,67/ \text{PO}_4)/ \ln 2]\}$$

$$\text{IET (Cla)} = 10 \times \{6 - [(2,04 - 0,695 \ln \text{Cla})/ \ln 2]\}$$

A partir do valor do IET médio segundo Toledo et al. (1983) foi possível classificar o corpo de água em uma das quatro categorias distintas para classificação do estado trófico apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3: Classificação do grau de trofia segundo Toledo et al. (1983).

Estado Trófico	Índice de Estado Trófico
Oligotrófico	IET ≤ 44
Mesotrófico	44 < IET ≤ 54
Eutrófico	54 < IET ≤ 74
Hipereutrófico	IET > 74

O IET médio segundo Lamparelli (2004) utiliza os dados de concentração de fósforo total (PT) e clorofila *a* (Cla), conforme a equação:

$$\text{IET médio} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (Cla)}] / 2$$

onde:

$$\text{IET (PT)} = 10 \times [6 - ((1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)]$$

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

A partir do valor do IET médio segundo Lamparelli (2004) foi possível classificar o corpo de água em uma das distintas categorias para classificação do estado trófico apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4: Classificação do grau de trofia segundo Lamparelli (2004).

Estado Trófico	Índice de Estado Trófico
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

3.7. Experimentos de bacterivoria (*grazing*)

3.7.1. Preparo das bactérias fluorescentes

Os experimentos de bacterivoria foram realizados com bactérias marcadas fluorescentemente (*fluorescently labelled bacteria* - FLB). O método utilizado para a marcação das bactérias foi baseado na técnica descrita por Sherr, Sherr e Fallon (1987). O corante utilizado foi o fluorocromo 5-(4,6-diclorotriazina-2yl) aminofluoresceína (DTAF) que foi incorporado por bactérias cultivadas em laboratório (*Escherichia coli* ATCC 8739). Tal bactéria apresenta reação Gram-negativa, possui forma de bacilo e é aeróbia ou anaeróbia facultativa, o que a torna muito comum e capaz de se adaptar a uma grande variedade de ambientes. A escolha desta bactéria se baseou principalmente no fato de apresentar tamanho médio semelhante ao das bactérias mais freqüentes na Represa do Lobo, onde foram executados os experimentos de campo. Racy et al. (2005), em sua pesquisa neste ambiente verificou que o morfotipo bacteriano mais freqüente é o cocobacilo, determinado pela relação comprimento/largura, sendo esta de 1,26 a 1,75. Em teste laboratorial, a linhagem de *Escherichia coli* que foi utilizada, após fixação, apresentou uma relação comprimento/largura média de 1,28.

Para o cultivo das bactérias, uma alça padrão de *Escherichia coli* em cultura foi inoculada em 40 mL de Caldo Sintético (SILVA, 2008). A suspensão foi mantida em estufa, com agitação, a 37°C e as bactérias foram obtidas na fase log para evitar a formação de aglomerados. A fase log para essa bactéria, nessas condições de cultivo, foi determinada a partir de curva de crescimento elaborada por Silva (2008) e Silva et al. (2010) e se situa entre 3 e 5 horas.

As bactérias foram centrifugadas (5.410 x g por 5 minutos) e o material sedimentado ressuspense em 10 mL de tampão fosfato salino estéril (pH 9). Posteriormente, 2 mg do corante DTAF foi adicionado à suspensão, que foi, em seguida aquecida em banho a 60° C por 2 horas, a fim de se matar as bactérias. Após essa etapa, as células foram novamente centrifugadas e

lavadas três vezes com 10 mL de solução salina tamponada. Após a última lavagem, as células foram ressuspensas em 20 mL de solução de pirofosfato de tetrasódio 0,02 M, que tem efeito tampão. A suspensão foi agitada em vórtex por 1 minuto e alíquotas de 1 a 2 mL foram pipetadas em criotubos (eppendorf®) que foram vedados e estocados em freezer. No momento do experimento de bacterivoria, as FLB estocadas foram descongeladas e colocadas em ultra-som (ultracleaner 1400, marca Unique) por 1 minuto a fim de se desfazer eventuais aglomerados.

Uma das amostras estocada em criotubos foi reservada para a determinação da concentração de FLB. Para isso, após descongelamento, uma alíquota (50 µL) da suspensão foi pipetada em 2 mL de solução de pirofosfato de tetrasódio 0,02 M, centrifugada (5.410 x g por 5 minutos), ressuspensa com 1 mL de água destilada, sonicada em um pulso de 1 minuto (ultra-som ultracleaner 1400, marca Unique) e filtrada em uma membrana de 0,2 µm de poro para contagem em microscopia de epifluorescência. A densidade bacteriana foi calculada segundo a equação de Jones (1979), já descrita (Item 3.5.3).

3.7.2. Experimentos de bacterivoria com protozoários

Para os experimentos de bacterivoria *in situ* com protozoários, dois frascos com tampa de rosca de 1 L (pré-lavados com ácido clorídrico e enxaguados abundantemente com água deionizada) contendo 900 mL de amostra d'água da represa foram incubados previamente em temperatura *in situ* por 15 minutos para permitir a recuperação dos protozoários do estresse causado pela manipulação. Um frasco foi utilizado para o experimento de bacterivoria por nanoflagelados heterotróficos e o outro por ciliados. Para a avaliação da bacterivoria foram adicionadas FLB na proporção de 30% da densidade bacterioplanctônica (não menos que 1×10^6 mL⁻¹) para os flagelados e 5% da densidade bacterioplanctônica (não menos que 1×10^5 mL⁻¹) para os ciliados. Após a adição das FLB, os frascos foram levemente agitados manualmente para a homogeneização e incubados em temperatura *in situ*. Subamostras (100 mL) foram retiradas com auxílio de uma proveta a 0, 5, 10, 20 e 30 minutos de incubação e fixadas com 50µL de solução alcalina de lugol 0,5%, seguido de 2,5mL de formalina tamponada com borax e clareadas com solução de tiosulfato de sódio a 3% (SHERR; SHERR, 1993).

No laboratório, 20 mL de cada subamostra foi corada com o fluorocromo 4',6'-diamidino-2-phenilindol (DAPI), filtradas em membranas de policarbonato pretas de 0,8 µm de diâmetro de poro e analisadas em microscópio de epifluorescência Olympus BHS-313 com filtros para luz UV, para localizar os protozoários, e filtros para a luz azul, para a contagem das FLB em seu interior (aumento de 1250X). Pelo menos 20 ciliados e 40 nanoflagelados

heterotróficos foram analisados por membrana. Informações sobre a morfologia e tamanho dos protozoários e bactérias foram concomitantemente obtidas durante a análise.

Algumas subamostras foram selecionadas para a avaliação da quantidade efetiva adicionada de FLB. Para isso, alíquotas dessas subamostras foram filtradas em membranas pretas de policarbonato de 0,2 μ m e quantificadas em microscopia de epifluorescência sob luz azul.

3.7.3. Forma de Análise dos experimentos de bacterivoria

A relação FLB por protozoário foi plotada em um gráfico pelo tempo de incubação. A taxa de consumo de FLB (FLB uptake rate) pelos protozoários foi obtida pela regressão da parte linear da curva. A taxa de ingestão individual (bact ind⁻¹ h⁻¹) foi obtida multiplicando-se a taxa de consumo de FLB pela razão entre a densidade bacterioplancônica do ambiente e a densidade de FLB adicionada aos frascos. Para se obter a taxa de ingestão populacional (bact mL⁻¹ h⁻¹), a taxa de ingestão individual foi multiplicada pela densidade do protozoário analisado (ind mL⁻¹) (SHERR; SHERR, 1993).

3.8. Análises estatísticas

Para atender aos requisitos para as análises paramétricas, os dados foram logaritimizados. O teste t de Student (nível de significância $\alpha = 0,05$) foi utilizado para avaliar possíveis diferenças entre os dois pontos de amostragem e o teste de correlação de Pearson (significativa quando $p < 0,05$) utilizado para avaliar potenciais relações entre as diferentes variáveis estudadas. A Análise dos Componentes Principais (PCA) foi utilizada como método de ordenação, a partir das correlações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas da água para os períodos estudados, com o objetivo de indicar a significância relativa de variáveis preditivas. A Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi aplicada para verificar a existência de relações entre as espécies e as variáveis limnológicas. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software XLSTAT Pro 2008.

4. RESULTADOS

4.1 Variáveis climatológicas

Com base nos dados obtidos na estação meteorológica (CRHEA-USP, São Carlos/SP) de abril de 2010 a março de 2011, foram calculadas as médias mensais de temperatura atmosférica (°C) e precipitação total (mm) englobando desta maneira o período referente a este estudo (maio, julho, setembro e novembro de 2010 e janeiro e março de 2011) e cujos dados são apresentados na Figura 3. O maior valor de pluviosidade foi registrado no mês de janeiro (543,8 mm) e em agosto foi verificado ausência de pluviosidade (0 mm). Em relação à temperatura atmosférica média, o menor valor foi obtido em junho (16,4 °C), enquanto os meses de dezembro, janeiro e fevereiro apresentaram as maiores temperaturas (23,5 °C). Por essa Figura, nota-se que de abril/10 a setembro/10 o reservatório estava em período mais seco (temperaturas amenas e baixas precipitações) e de outubro/10 a março/11 estava sob a influência de chuvas (altas temperaturas e precipitações), evidenciando um ciclo sazonal definido.

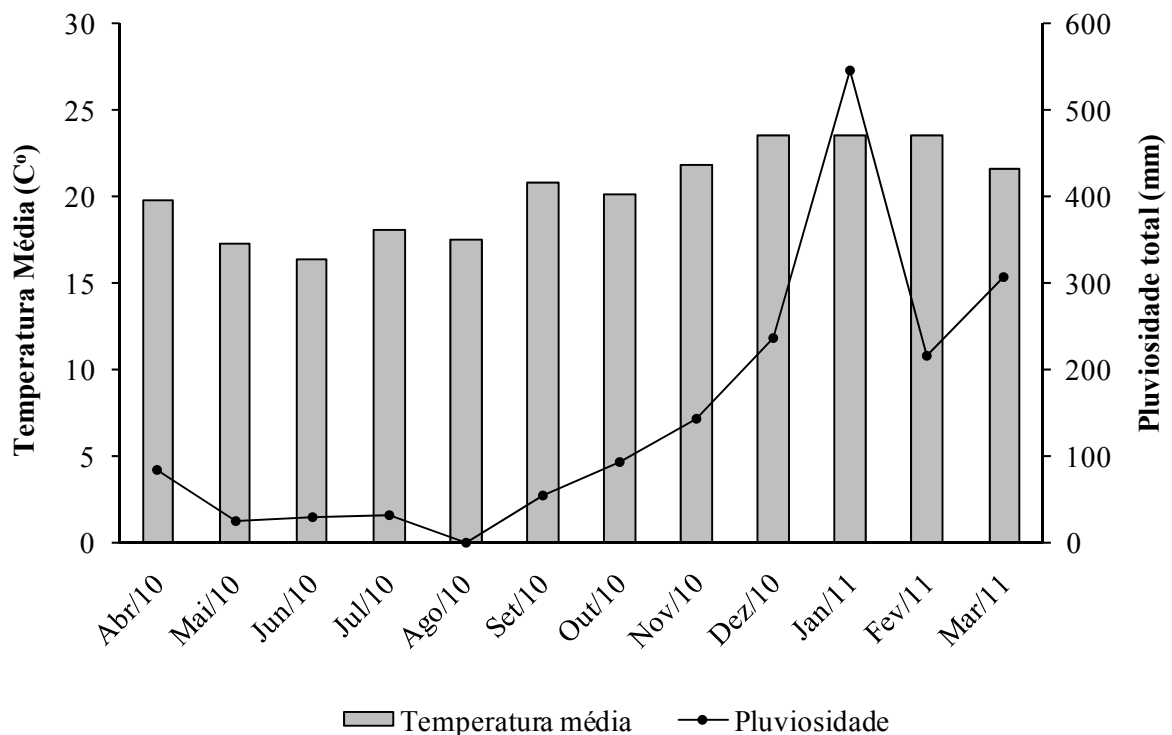


Figura 3: Distribuição dos valores médios de temperatura atmosférica (°C) e pluviosidade total (mm) de abril de 2010 a março de 2011 na Represa do Lobo.

4.2 Variáveis abióticas

As Tabelas completas com os dados das variáveis abióticas analisadas estão apresentadas no Apêndice A.

4.2.1 Transparência, pH, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido da água

Os valores obtidos pelo desaparecimento do Disco de Secchi no corpo d'água são relativos à transparência da água. A maior transparência da água foi obtida no Ponto 1 (P1) em novembro (2,5 m) e a menor foi verificada no Ponto 2 (P2) em setembro (0,6 m). As profundidades do Disco de Secchi e as profundidades máximas encontradas para os pontos de coleta nos meses estudados são mostradas na Figura 4.

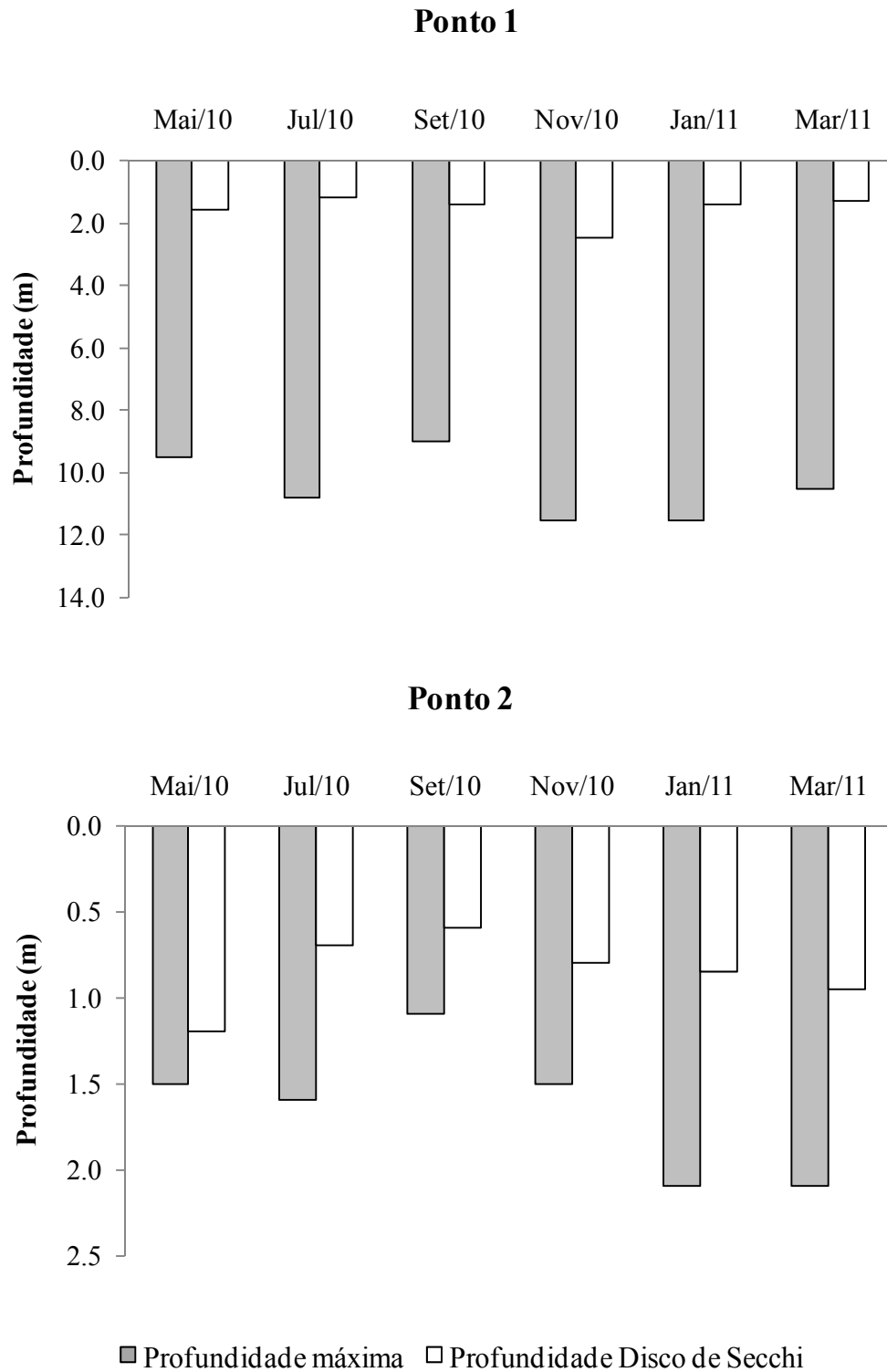


Figura 4: Valores da profundidade máxima e da profundidade do Disco de Secchi nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

Os valores de pH, condutividade elétrica, temperatura da água e concentração de oxigênio dissolvido encontrados nos meses de estudo são mostrados na Figura 5.

Analisando os valores de pH, observa-se que o valor mínimo foi 4,0 no P1 em março, enquanto o máximo foi 7,6 no P1 em novembro (Figura 5-a). Nota-se que o pH da água da represa foi ácido durante todo o período de estudo (exceto em novembro). Em relação à condutividade, o menor valor obtido foi $10 \mu\text{S cm}^{-1}$ no P1 (setembro) e no P2 (setembro, janeiro e março) e o maior valor foi $17 \mu\text{S cm}^{-1}$ no P1 em maio (Figura 5-b). Ao observar os valores da temperatura da água, a mínima registrada foi $18,4 \text{ }^\circ\text{C}$ (P1 - julho) e a máxima foi $28,3 \text{ }^\circ\text{C}$ (P2 - janeiro) (Figura 5-c). A maior concentração de OD foi observada no P1 em julho ($9,8 \text{ mg L}^{-1}$) e a menor no P2 em março ($5,3 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 5-d).

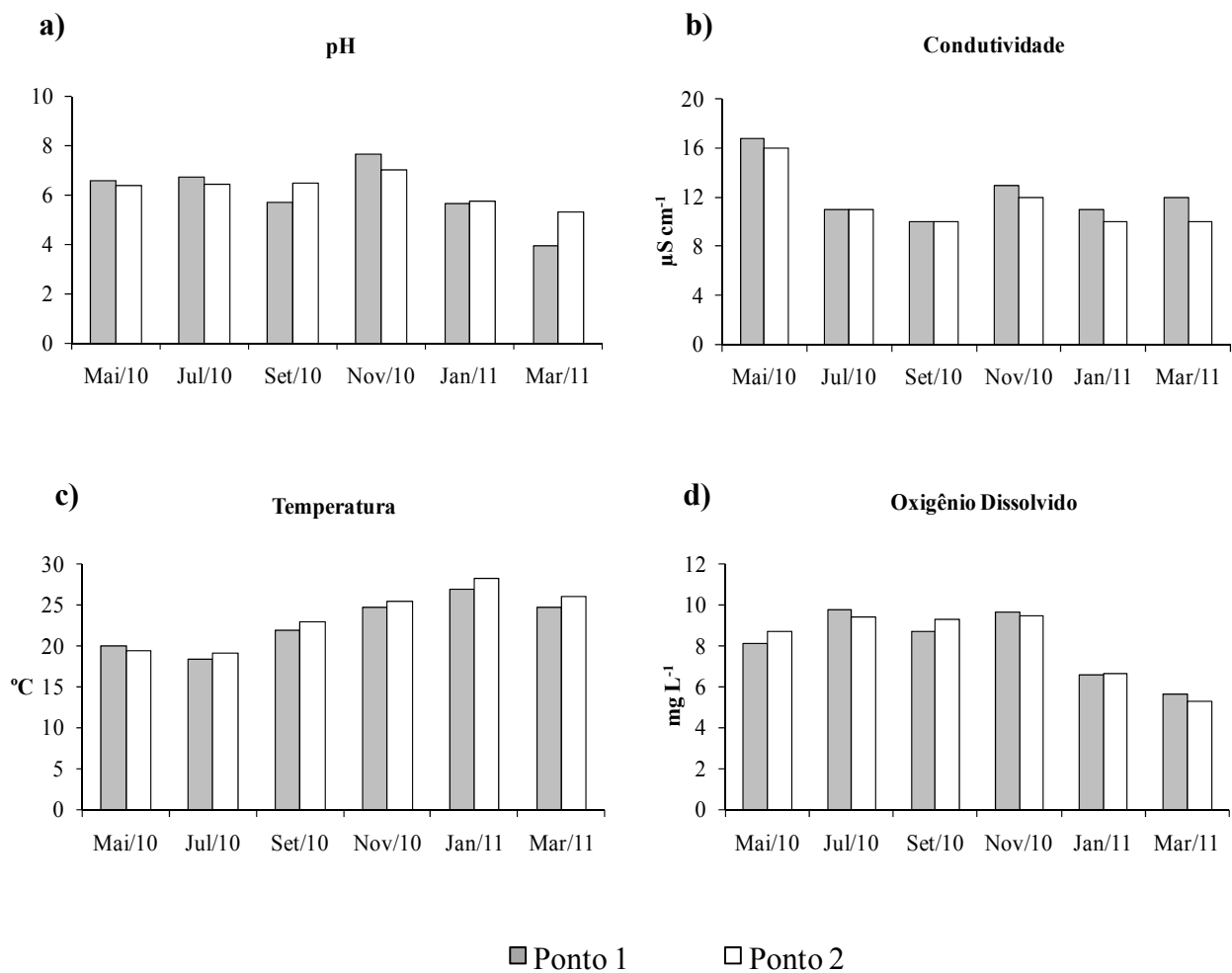


Figura 5: Valores de pH (a), condutividade (b), temperatura da água (c) e oxigênio dissolvido (d) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

4.2.2 Material em suspensão

As concentrações de material em suspensão total, orgânico e inorgânico estão apresentadas na Figura 6. Verifica-se que no P2 em janeiro foi encontrado os maiores valores de material em suspensão total ($18,4 \text{ mg L}^{-1}$), inorgânico ($11,6 \text{ mg L}^{-1}$) e orgânico ($6,8 \text{ mg L}^{-1}$). Os menores valores de material em suspensão total ($1,8 \text{ mg L}^{-1}$) e orgânico ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) foram obtidos no P1 em maio, enquanto no P2 em julho observou-se o menor valor de material em suspensão inorgânico ($0,8 \text{ mg L}^{-1}$). Em todos os meses de coleta os maiores valores de material em suspensão total ocorreram no P2.

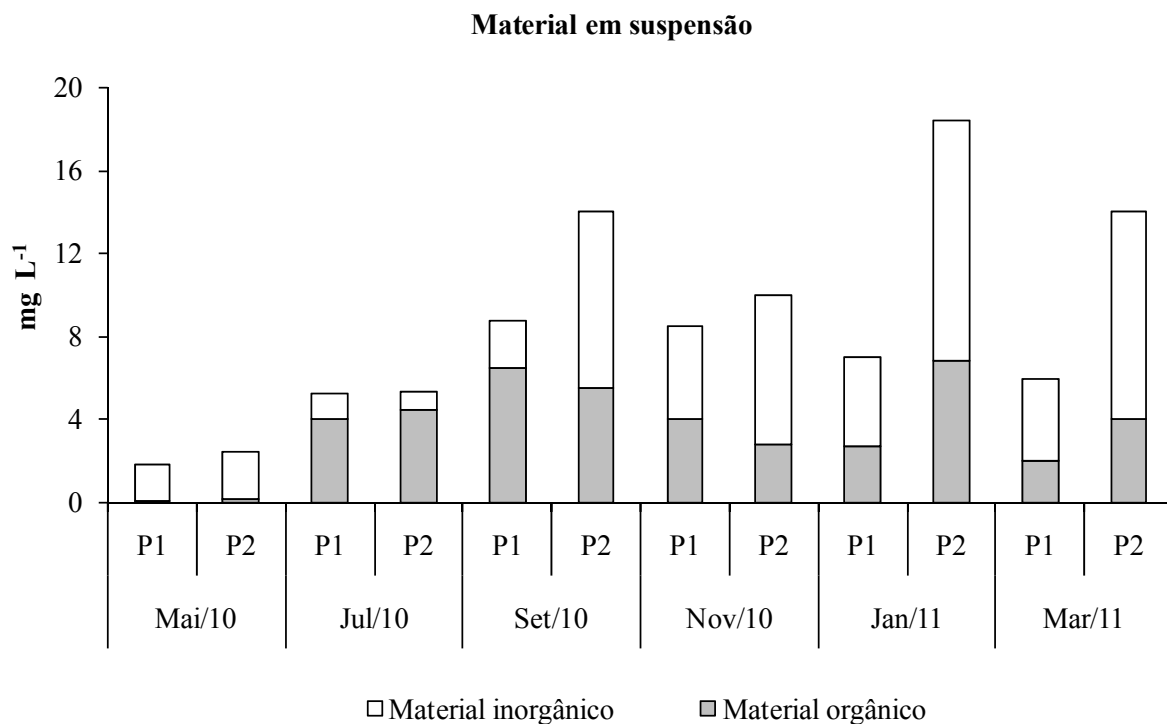


Figura 6: Concentrações do material em suspensão total e das frações orgânica e inorgânica nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo no período de estudo.

4.2.3 Concentrações de Nutrientes

As Figuras 7 e 8 apresentam os resultados relativos às concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatados, respectivamente, nos diferentes pontos e meses amostrados.

Formas nitrogenadas

Em relação ao nitrogênio total (Figura 7-a), a concentração mínima ($77,3 \mu\text{g L}^{-1}$) foi observada no P2 em março, enquanto a máxima ($151,7 \mu\text{g L}^{-1}$) foi no P2 em maio. O nitrito (Figura 7-b) apresentou uma concentração mínima de $0,4 \mu\text{g L}^{-1}$ no P1 (setembro e novembro) e máxima de $2,8 \mu\text{g L}^{-1}$ no P2 (maio). Para o nitrato (Figura 7-c), a maior concentração foi observada no P2 em maio ($50,0 \mu\text{g L}^{-1}$) e a menor foi verificada no P2 em novembro e janeiro ($2,3 \mu\text{g L}^{-1}$). A maior concentração de amônio ($85,1 \mu\text{g L}^{-1}$) foi obtida em dois momentos, no P1 em maio e no P2 em julho, enquanto a concentração mínima foi observada no P2 em novembro ($28,3 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 7-d).

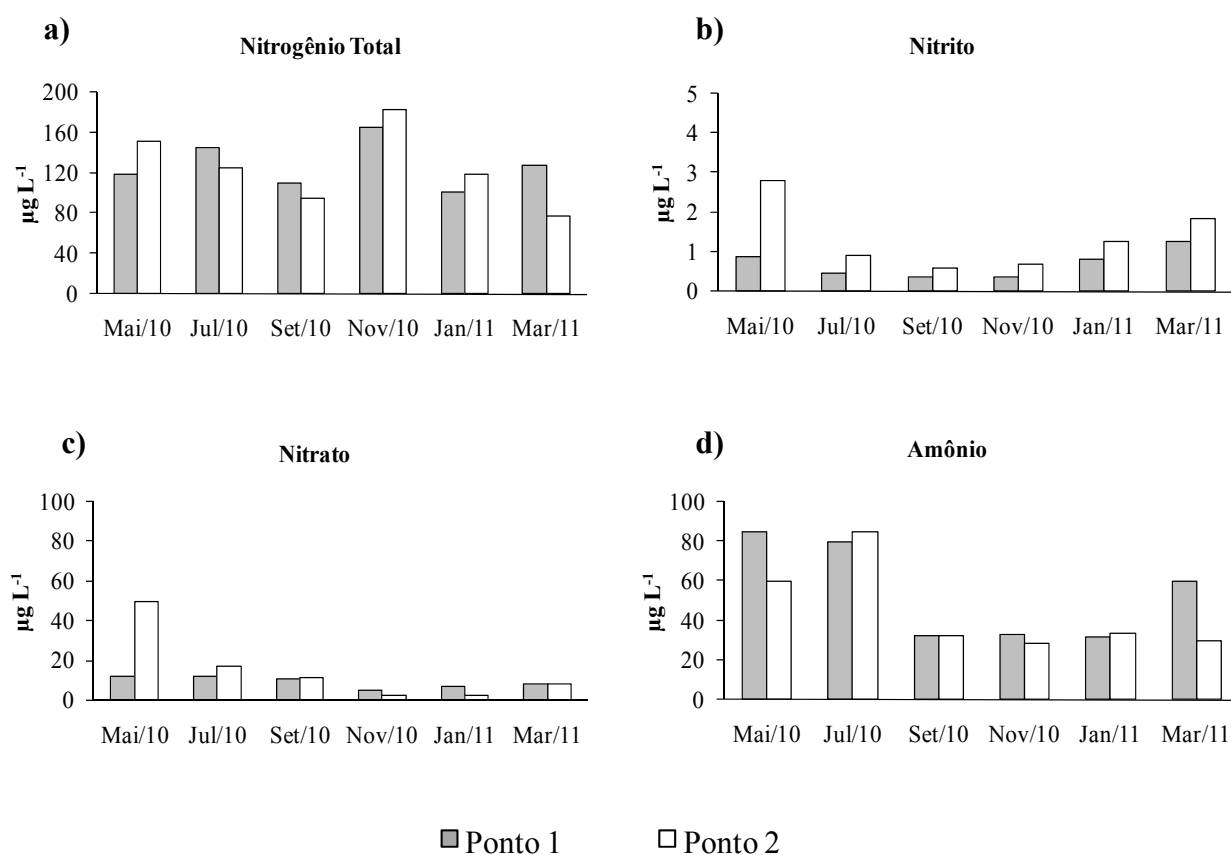


Figura 7: Concentrações de nitrogênio total (a), nitrito (b), nitrato (c) e amônio (d) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo no período de estudo.

Formas fosfatadas

O fosfato total dissolvido (Figura 8-a) apresentou concentração máxima de $14,0 \mu\text{g L}^{-1}$ (P1 - julho) e mínima de $6,7 \mu\text{g L}^{-1}$ (P1 - março). O maior valor de fosfato inorgânico foi de $10,4 \mu\text{g L}^{-1}$ no P1 em julho, sendo o menor de $1,2 \mu\text{g L}^{-1}$ no P1 em maio (Figura 8-b). A concentração máxima de fosfato orgânico foi de $8,2 \mu\text{g L}^{-1}$ (P2 - setembro) e a mínima de $2,8 \mu\text{g L}^{-1}$ (P1 - março) (Figura 8-c). Em relação ao fósforo total, o P2 apresentou as concentrações mais elevadas durante o período de estudo. A concentração mínima foi de $20,0 \mu\text{g L}^{-1}$ no P1 em maio, enquanto a máxima foi $64,4 \mu\text{g L}^{-1}$ no P2 em julho (Figura 8-d).

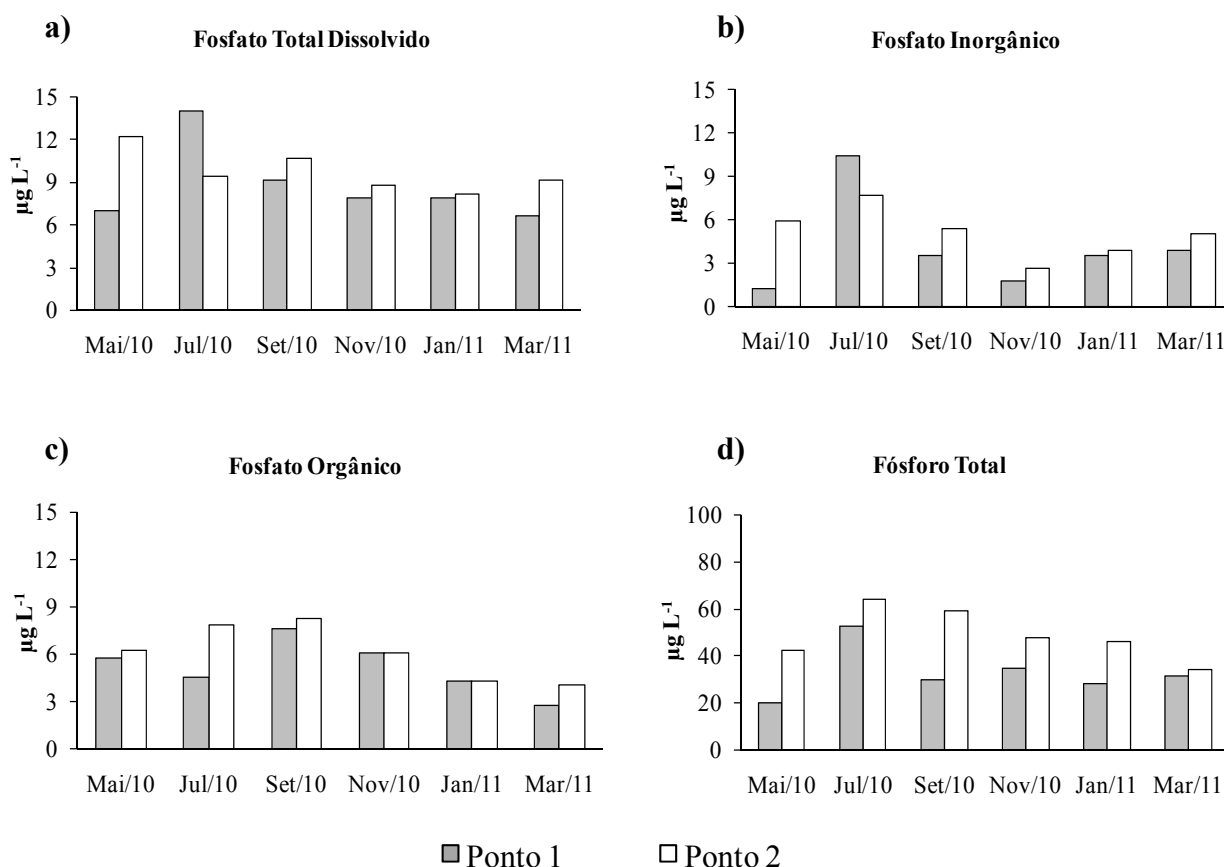


Figura 8: Concentrações de fosfato total dissolvido (a), fosfato inorgânico (b), fosfato orgânico (c) e fósforo total (d) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo no período de estudo.

4.2.4 Índice de estado trófico (IET)

Os valores obtidos para o IET nos pontos de coleta durante o período de estudo estão apresentados nas Tabelas 5 (IET segundo TOLEDO et al., 1983) e 6 (IET segundo LAMPARELLI, 2004). Em média anual, os dois pontos amostrados foram mesotróficos de acordo com o IET de Toledo et al. (1983) (Tabela 5) e segundo o IET de Lamparelli (2004), o P1 foi classificado como mesotrófico e o P2 como eutrófico (Tabela 6). Em ambos os métodos utilizados, o P2 (entrada do Rio Itaqueri) apresentou maior valor de IET em todos os meses analisados (exceto em julho). De modo geral, o IET médio total, tanto de Toledo et al. (1983) (IET = 48,2) como de Lamparelli (2004) (IET = 58,7), classificaram a Represa do Lobo como um ambiente mesotrófico.

Tabela 5: Valores do índice de estado trófico (IET) e a classificação dos dois pontos de amostragem (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo segundo Toledo et al. (1983).

Meses	P1		P2	
	IET	Classificação	IET	Classificação
Mai/10	39,3	Oligotrófico	49,2	Mesotrófico
Jul/10	54,6	Eutrófico	54,2	Eutrófico
Set/10	47,4	Mesotrófico	54,1	Eutrófico
Nov/10	44,5	Mesotrófico	50,0	Mesotrófico
Jan/11	44,2	Mesotrófico	49,4	Mesotrófico
Mar/11	44,1	Mesotrófico	47,6	Mesotrófico
Média anual	45,7	Mesotrófico	50,7	Mesotrófico

Tabela 6: Valores do índice de estado trófico (IET) e a classificação dos dois pontos de amostragem (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo segundo Lamparelli (2004).

Meses	P1		P2	
	IET	Classificação	IET	Classificação
Mai/10	56,1	Mesotrófico	58,2	Mesotrófico
Jul/10	60,7	Eutrófico	60,4	Eutrófico
Set/10	58,9	Mesotrófico	61,3	Eutrófico
Nov/10	59,7	Eutrófico	60,9	Eutrófico
Jan/11	56,2	Mesotrófico	59,2	Eutrófico
Mar/11	55,6	Mesotrófico	57,1	Mesotrófico
Média anual	57,9	Mesotrófico	59,5	Eutrófico

4.3. Variáveis bióticas

4.3.1. Concentração de clorofila *a*

Os resultados obtidos para as concentrações de clorofila *a* estão apresentados na Figura 9 e os valores exatos desta variável em cada mês de estudo são mostrados no Apêndice B.

Ao analisar a concentração de clorofila *a*, observa-se que, de modo geral, os menores valores foram obtidos na coleta do mês de março e os maiores no mês de novembro. A concentração máxima ($32,7 \mu\text{g L}^{-1}$) foi obtida no P2, em novembro, enquanto a mínima ($6,4 \mu\text{g L}^{-1}$) foi obtida no P1, em março. A maior diferença da concentração de clorofila *a* entre os pontos ocorreu em julho e em janeiro.

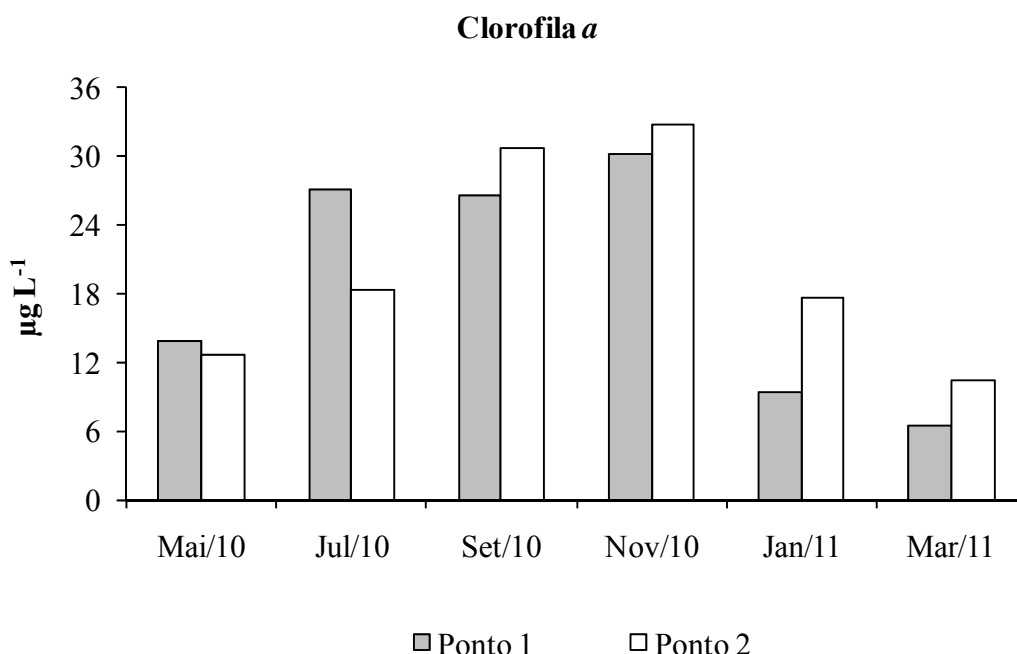


Figura 9: Concentrações de clorofila *a* total nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

4.3.2. Densidade e biomassa de bactérias

As Tabelas completas com os valores de densidade e biomassa bacteriana estão apresentadas no Apêndice B.

A densidade bacteriana variou de $6,2 \times 10^6$ a $9,4 \times 10^6 \text{ cel mL}^{-1}$, com média de $8,5 \times 10^6 \text{ cel mL}^{-1}$ e a biomassa bacteriana variou de $250,9$ a $421,9 \mu\text{g C L}^{-1}$ (média de $362,6 \mu\text{g C L}^{-1}$) (Figura 10). Pela análise da Figura 10 foi possível verificar que a maior densidade foi verificada

P1 em julho e a menor ocorreu no P1 em maio. Em todos os meses a densidade e a biomassa bacteriana foram maiores no P2 (exceto em julho).

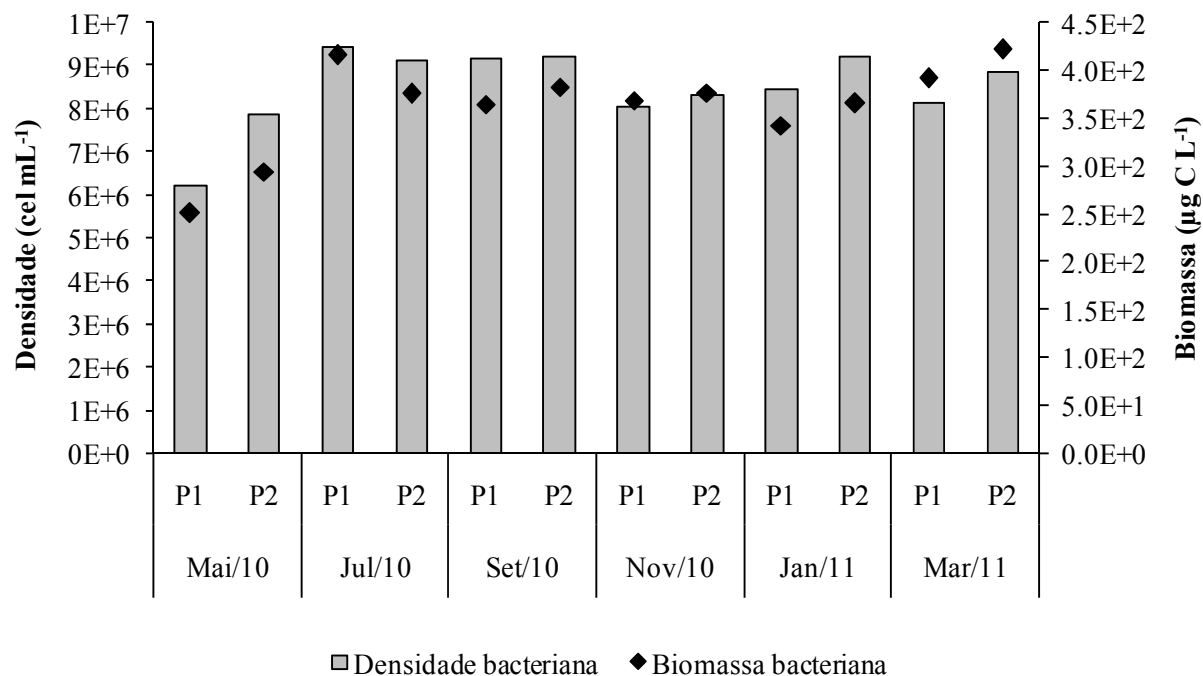


Figura 10: Densidades e biomassas bacterianas nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

Os biovolumes médios bacterianos foram de $0,19 \mu\text{m}^3$ para cocobacilos, $0,15 \mu\text{m}^3$ para cocos, $0,43 \mu\text{m}^3$ para bacilos, $1,05 \mu\text{m}^3$ para filamentos e $0,39 \mu\text{m}^3$ para víbrios. Estes morfotipos representaram, respectivamente, 41%, 35%, 21%, 2% e 1% do total bacterioplânctônico. O biovolume médio total na represa foi de $0,44 \mu\text{m}^3$.

As densidades de cada morfotipo bacteriano encontrado nos dois pontos de coleta durante o período de estudo estão representadas na Figura 11. A forma cocobacilar dominou em todos os meses e pontos analisados, com exceção do mês de maio (P1 e P2), no qual prevaleceu a forma cocóide, e do mês de março (P1), quando predominou a forma bacilar (Figura 11). A densidade e o biovolume médio de filamentos apresentaram os maiores valores no P1 ($3,2 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$ e $1,18 \mu\text{m}^3$, respectivamente) e no P2 ($2,9 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$ e $1,34 \mu\text{m}^3$, respectivamente) em novembro, e a densidade média de filamentos apresentou o menor valor no P1 ($0,9 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$) e no P2 ($1,2 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$) em julho. As Tabelas completas com os valores de densidade, biovolume e biomassa de cada morfotipo bacteriano estão apresentadas no Apêndice B.

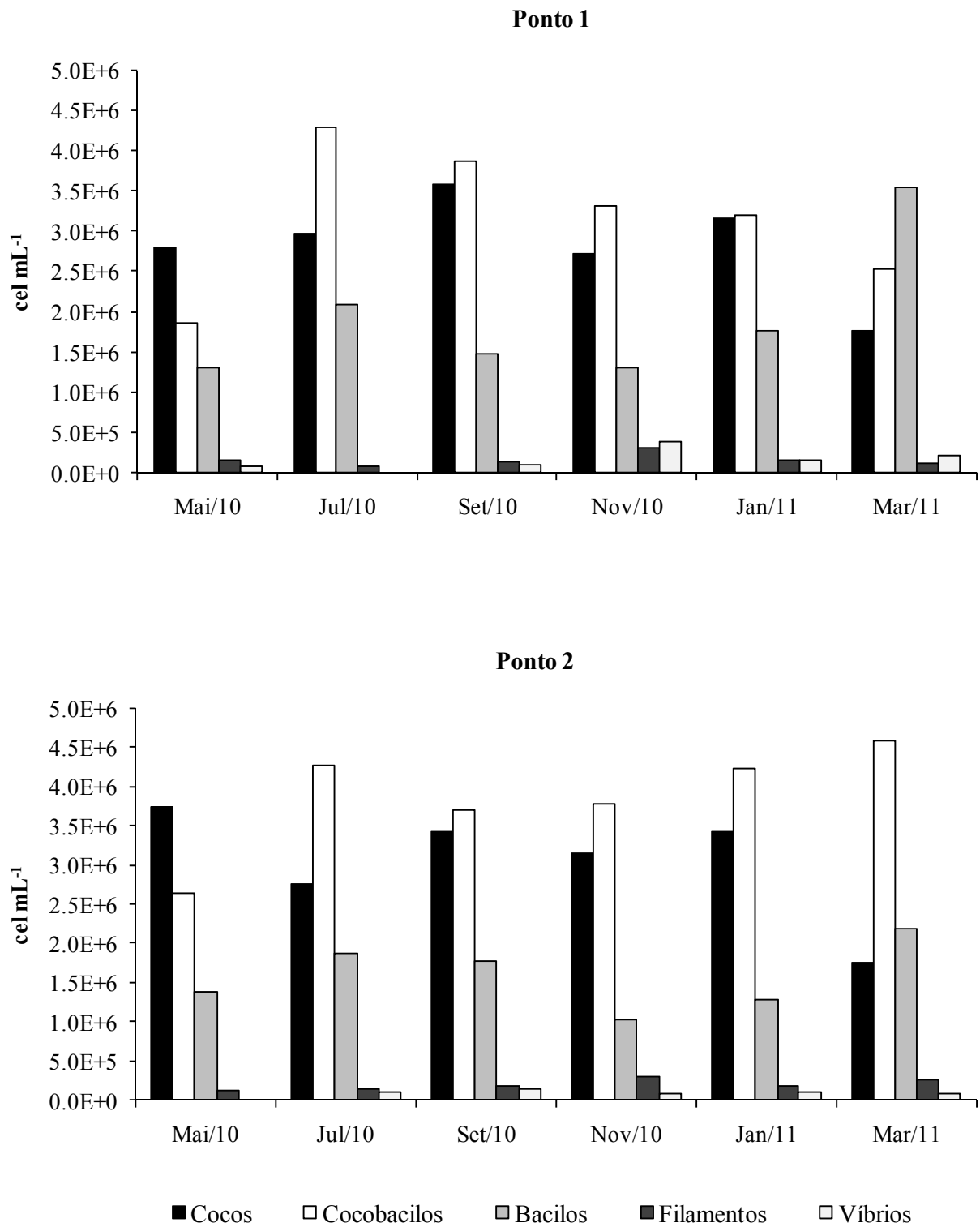


Figura 11: Densidades dos morfotipos bacterianos (cocos, cocobacilos, bacilos, filamentos e víbrios) nos dois pontos de coleta na Represa do Lobo durante o período de estudo.

4.3.3. Densidade e biomassa de protozoários nanoflagelados (2-20 μ m)

As Tabelas completas com os valores de densidade e biomassa dos protozoários nanoflagelados estão apresentadas no Apêndice B.

A densidade média de nanoflagelados totais (NFT) na Represa do Lobo foi de $2,2 \times 10^3$ ind mL⁻¹. A maior densidade de NFT ($3,9 \times 10^3$ ind mL⁻¹) foi observada no P2 em novembro e a menor ($1,2 \times 10^3$ ind mL⁻¹) foi verificada no P1 em março (Figura 12). Em todos os meses a densidade de NFT foi maior no P2 (exceto em julho).

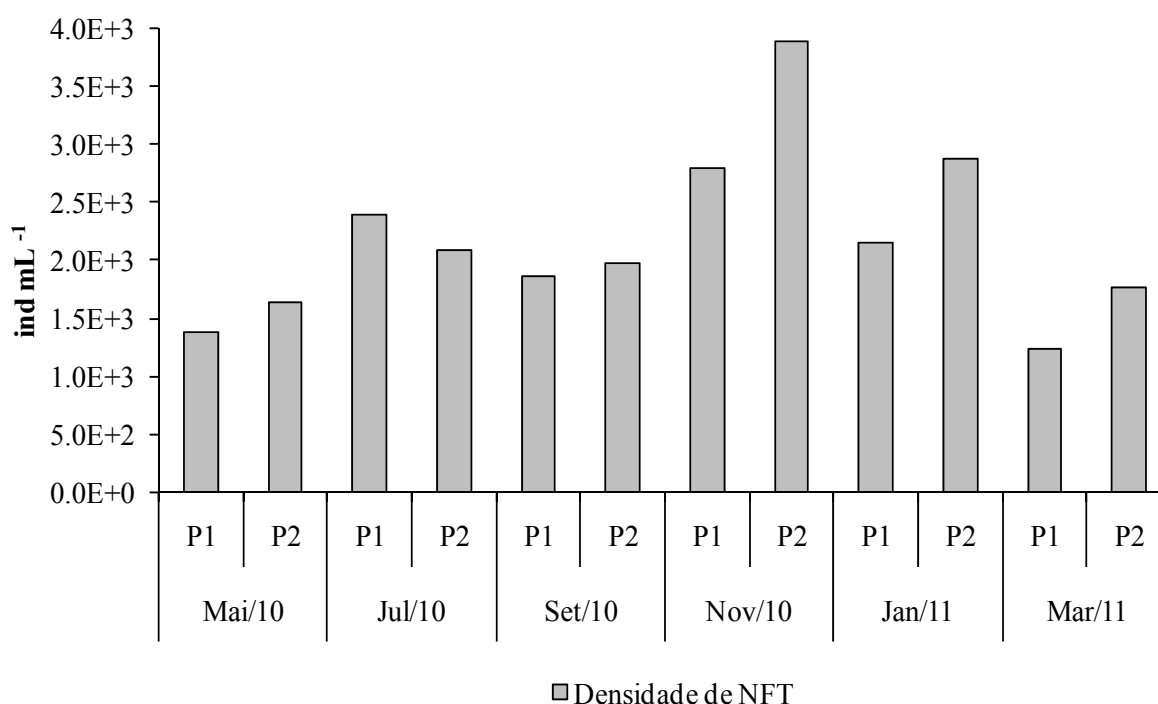


Figura 12: Densidades de nanoflagelados totais nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

Com relação aos nanoflagelados autotróficos (NFA), a densidade média foi de $0,8 \times 10^3$ ind mL⁻¹. A maior densidade de NFA ($1,2 \times 10^3$ ind mL⁻¹) foi observada no P2 em novembro e a menor ($0,4 \times 10^3$ ind mL⁻¹) foi verificada no P1 em março (Figura 13). A biomassa média de NFA foi de $17,8 \mu\text{g C L}^{-1}$ (máxima de $34,6 \mu\text{g C L}^{-1}$ e mínima de $6,4 \mu\text{g C L}^{-1}$) (Figura 13). Em todos os meses a densidade e a biomassa de NFA foram maiores no P2 (exceto em julho).

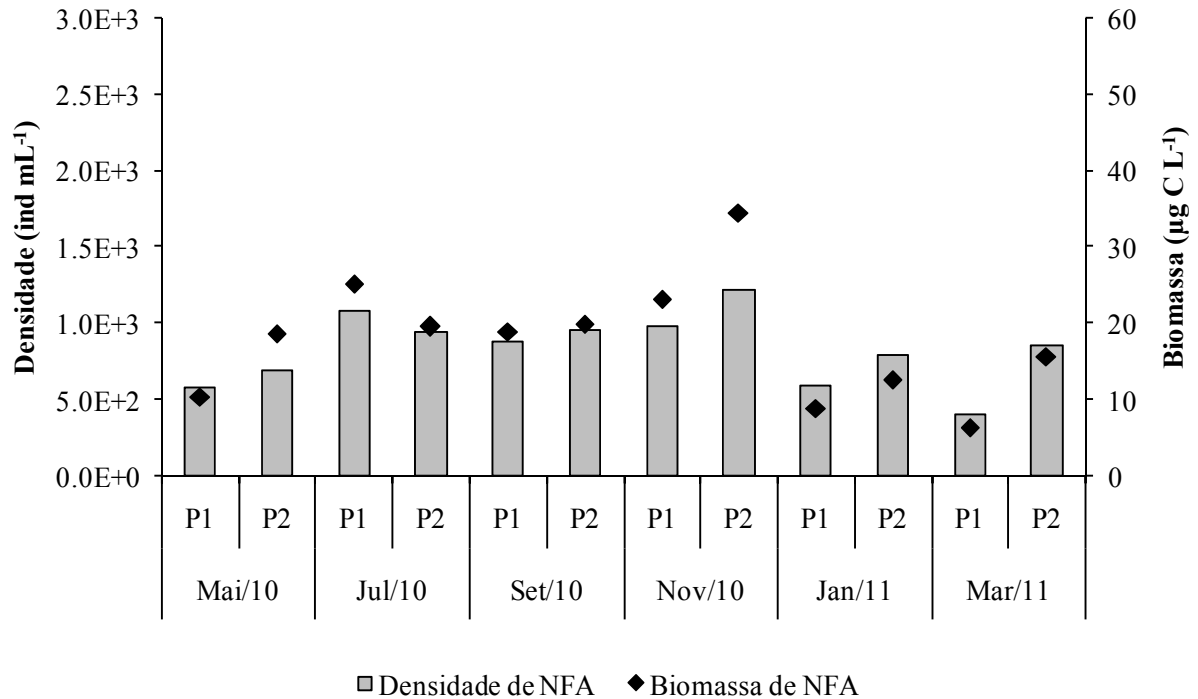


Figura 13: Densidades e biomassas de nanoflagelados autotróficos (NFA) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

A densidade dos nanoflagelados heterotróficos (NFH) foi em média $1,3 \times 10^3$ ind mL⁻¹, sendo que a máxima ($2,7 \times 10^3$ ind mL⁻¹) ocorreu no P2 em novembro e a mínima no P1 em maio ($0,8 \times 10^3$ ind mL⁻¹) (Figura 14). A biomassa média de NFH foi de $25,9 \mu\text{g C L}^{-1}$ (máxima de $47,8 \mu\text{g C L}^{-1}$ e mínima de $10,7 \mu\text{g C L}^{-1}$) (Figura 14). Em todos os meses a densidade (exceto em julho) e a biomassa de NFH (exceto em janeiro) foram maiores no P2. Ao comparar os nanoflagelados autotróficos (NFA) com os heterotróficos (NFH) (Figuras 13 e 14, respectivamente), verificou-se a predominância numérica dos heterotróficos em todos os meses.

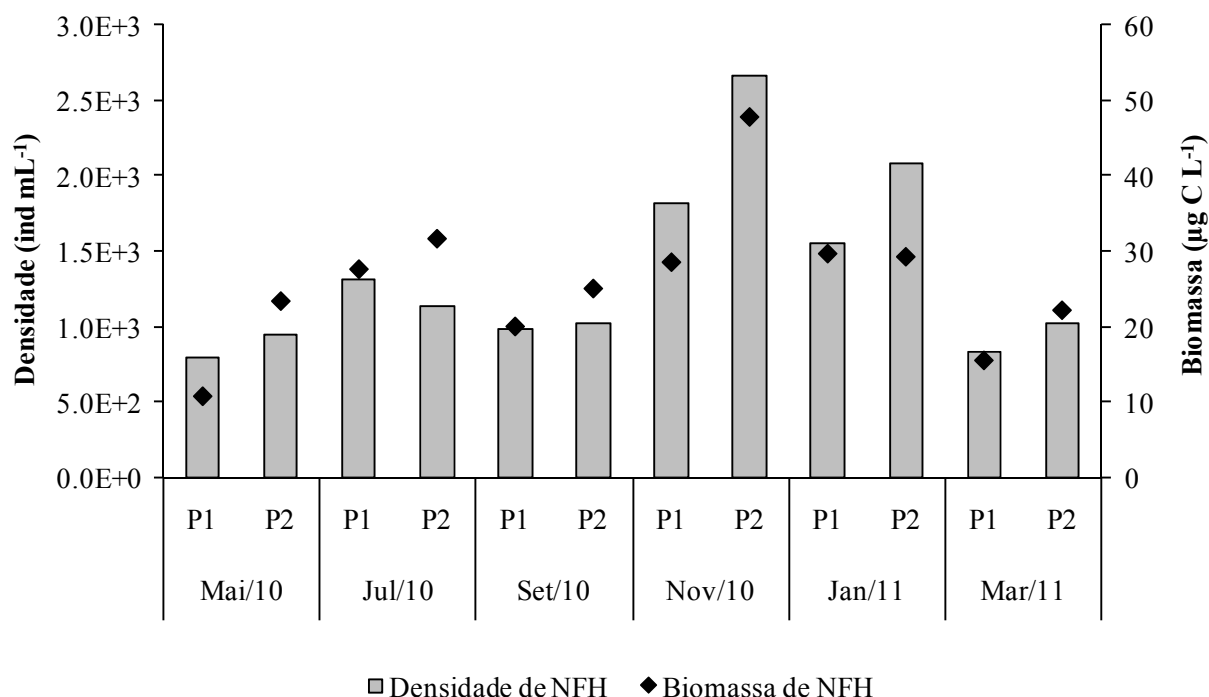


Figura 14: Densidades e biomassas de nanoflagelados heterotróficos (NFH) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

As Tabelas completas com os dados de densidade e biomassa dos nanoflagelados por classes de tamanho são apresentadas no Apêndice B.

Em relação às classes de tamanho dos NFH, em todos os meses e pontos, os NFH menores que 5 µm (classe I) (biovolume médio: 29,6 µm³) predominaram no reservatório do Lobo (77,0%), seguidos pela classe II (17,8%) (biovolume médio: 144,0 µm³), em termos de densidade (Tabela 7). Em termos de biomassa, os NFH maiores que 10 µm (classe III) (biovolume médio: 741,2 µm³) foram os dominantes (44,9%), seguidos pela classe II (29,3%) (Tabela 7).

Tabela 7: Densidade e biomassa de nanoflagelados heterotróficos (NFH) das classes de tamanho I (<5 µm), II (5 a 10 µm) e III (>10 µm) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo.

Classes	Densidade (ind mL ⁻¹)			Biomassa (µg C L ⁻¹)		
	P1	P2	Média	P1	P2	Média
Classe I	945.3	1125.2	1035.3	5.4	8.0	6.7
Classe II	206.0	273.0	239.5	6.5	8.7	7.6
Classe III	62.7	77.2	69.9	10.0	13.2	11.6

4.3.4. Densidade e biomassa de protozoários ciliados

As Tabelas completas com os dados de densidade e biomassa dos protozoários ciliados estão apresentadas no Apêndice B.

A densidade média de ciliados na Represa do Lobo foi de $24,6 \text{ ind mL}^{-1}$, sendo que a maior densidade ($47,9 \text{ ind mL}^{-1}$) foi encontrada no P2 em novembro e a menor ($14,8 \text{ ind mL}^{-1}$) no P1 em maio (Figura 15). Com relação aos pontos amostrados, em todos os meses a abundância de ciliados foi maior no P2 do que no P1 (exceto em julho). O biovolume médio de ciliados foi de $4,5 \times 10^4 (\pm 4,1 \times 10^4) \mu\text{m}^3$ e a biomassa média foi de $202,1 (\pm 170,2) \mu\text{g C L}^{-1}$. O maior valor de biomassa de ciliados no P1 ocorreu em julho ($440,0 \mu\text{g C L}^{-1}$) e no P2 ocorreu em janeiro ($562,8 \mu\text{g C L}^{-1}$) (Figura 15).

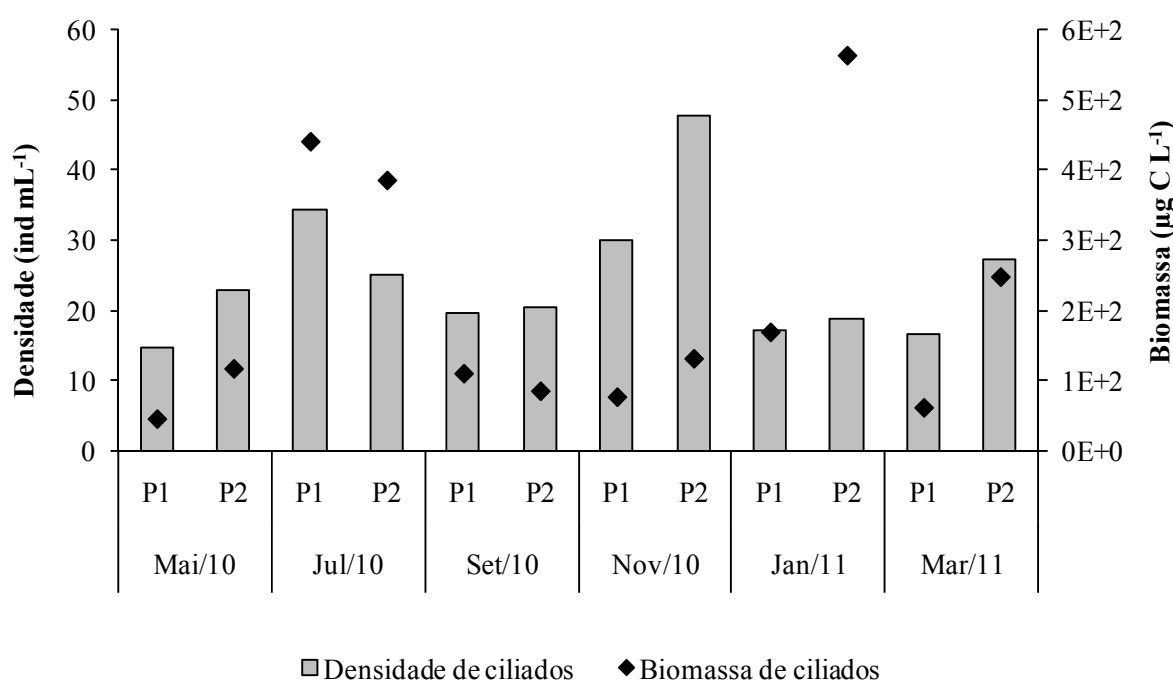


Figura 15: Densidades e biomassas de ciliados nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

No P1 foram observados 26 *taxa* de ciliados durante todo o período de estudo, sendo que, em média anual, as espécies dominantes foram *Mesodinium pulex* (19,2%), *Thylacidium pituitosum* (17,1%) e *Halteria grandinella* (12,5%). No P2, durante todo o período de estudo, foram registrados 30 *taxa* de ciliados, sendo que, em média anual, os mais abundantes foram *Mesodinium pulex* (14,7%), *Halteria grandinella* (14,3%) e *Vorticella aquadulcis-complex*

(8,0%). As densidades dos *taxa* durante o período de estudo no P1 e no P2 estão representadas nas Figuras 16 e 17, respectivamente.

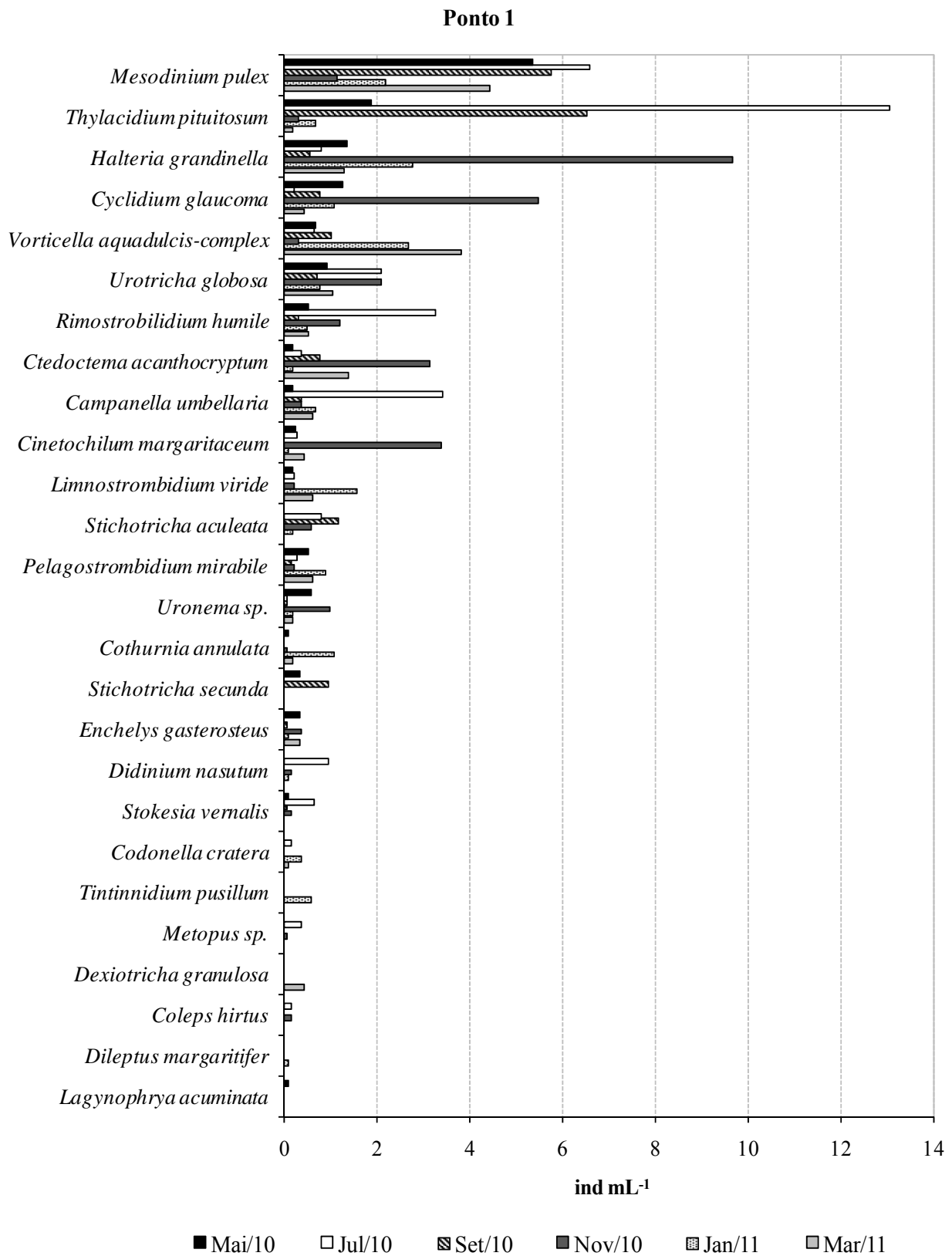


Figura 16: Densidades dos *taxa* de ciliados em cada mês de coleta no P1 da Represa do Lobo.

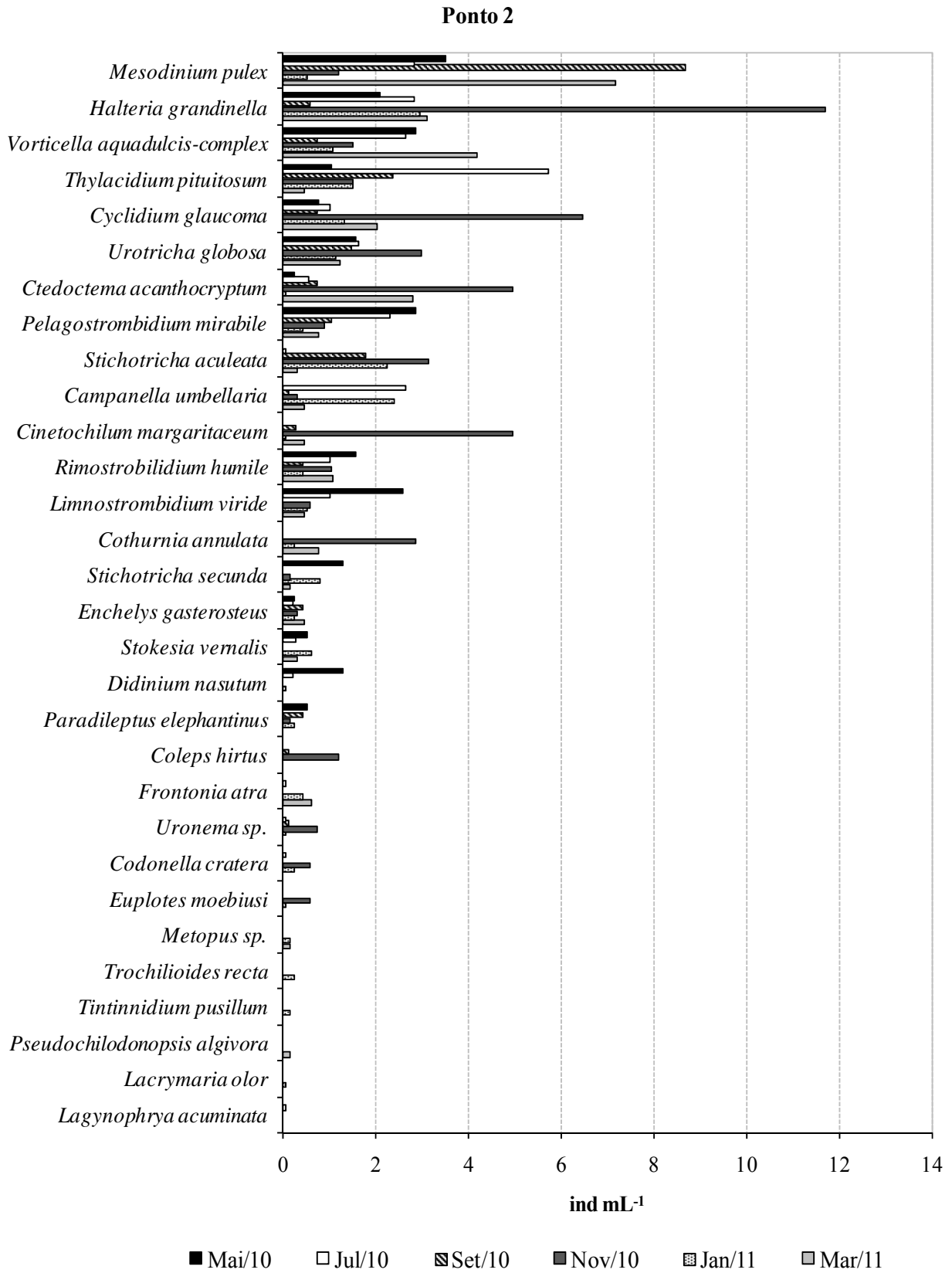


Figura 17: Densidades dos taxa de ciliados em cada mês de coleta no P2 da Represa do Lobo.

Considerando todos os meses e pontos analisados, foi encontrado um total de 32 *taxa* de ciliados, com tamanhos (comprimento) que variaram de 15 a 450 μm (Tabela 8). No entanto, a faixa de tamanho de 15-75 μm foi a predominante na represa. Em média geral, as espécies mais abundantes na represa foram *Mesodinium pulex* (16,7%) e *Halteria grandinella* (13,5%), seguidos por *Thylacidium pituitosum* (12,0%), *Vorticella aquadulcis-complex* (7,5%) e *Cyclidium glaucoma* (7,3%), sendo que estas cinco espécies contribuíram com 57,1% da densidade total.

Tabela 8: Lista dos *taxa* de protozoários ciliados encontrados na Represa do Lobo no período de estudo e seu tamanho médio, grupo e preferência alimentar.

<i>Taxa</i>	Comprimento médio (μm)	Grupo*	Alimentação
<i>Campanella umbellaria</i> (Linnaeus, 1758) Goldfuss, 1820	150	Peritrichia	Ba
<i>Cinetochilum margaritaceum</i> (Ehrenberg, 1831) Perty, 1849	25	Scuticociliatia	Ba, Al
<i>Codonella cratera</i> (Leidy, 1877) Imhoff, 1885	50	Spirotrichea**	Di, Al, Fl
<i>Coleps hirtus</i> (Müller, 1786) Nitzsch, 1827	45	Prostomatea	O
<i>Cothurnia annulata</i> Stokes, 1885	40	Peritrichia	Ba
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i> Stokes, 1884	25	Scuticociliatia	Ba
<i>Cyclidium glaucoma</i> (Müller, 1773)	15	Scuticociliatia	Ba
<i>Dexiotricha granulosa</i> (Kent, 1881) Foissner, Berger e Kohmann, 1994	45	Peniculia	Ba
<i>Didinium nasutum</i> (Müller, 1773) Stein, 1859	80	Haptoria	P
<i>Dileptus margaritifera</i> (Ehrenberg, 1833) Dujardin, 1841	450	Haptoria	O
<i>Enchelys gasterosteus</i> Kahl, 1926	85	Haptoria	O
<i>Euplotes moebiusi</i> Kahl, 1932	50	Hypotrichia	Ba, Di, Fl
<i>Frontonia atra</i> (Ehrenberg, 1833) Bütschli, 1889	175	Peniculia	Di
<i>Halteria grandinella</i> (Müller, 1773) Dujardin, 1841	20	Spirotrichea**	Ba, Al
<i>Lacrymaria olor</i> (Müller, 1786) Bory de Saint- Vincent, 1824	100	Haptoria	P
<i>Lagynophrya acuminata</i> Kahl, 1935	75	Haptoria	Al
<i>Limnostrombidium viride</i> (Stein, 1867) Krainer, 1995	60	Spirotrichea**	M, Ba, Al, Di
<i>Mesodinium pulex</i> (Claparède e Lachmann, 1859) Stein, 1867	25	Haptoria	O
<i>Metopus</i> sp. (Müller, 1776) Lauterborn, 1916	60	Armophorea***	Ba, Fl, Al
<i>Paradileptus elephantinus</i> (Švec, 1897) Khal, 1931	180	Haptoria	O
<i>Pelagostrombidium mirabile</i> (Penard, 1916) Krainer, 1991	30	Spirotrichea**	Al
<i>Pseudochilodonopsis algivora</i> (Kahl, 1931) Foissner, 1979	50	Cyrtophoria	Al, Ba
<i>Rimostrombidium humile</i> (Penard, 1922) Petz e Foissner, 1992	35	Spirotrichea**	Di
<i>Stichotricha aculeata</i> Wrzesniowski, 1866	90	Spirotrichea**	Ba, Al
<i>Stichotricha secunda</i> Perty, 1849	100	Spirotrichea**	Ba, Al, Di
<i>Stokesia vernalis</i> Wenrich, 1929	60	Peniculia	M, Ba, Al, Di
<i>Thylacidium pituitosum</i> Foissner, 1980	75	Colpodea***	M
<i>Tintinnidium pusillum</i> Entz, 1909	40	Spirotrichea**	Al, Di, Ba
<i>Trochilioides recta</i> Kahl, 1928	96	Cyrtophoria	Ba
<i>Uronema</i> sp. Dujardin, 1841	30	Scuticociliatia	Ba, Fl
<i>Urotricha globosa</i> Schewiakoff, 1892	25	Prostomatea***	Ba, Al
<i>Vorticella aquadulcis-complex</i>	35	Peritrichia	Ba, Al

* = Refere-se à Subclasse do táxon.

** = Refere-se à Classe, sendo o táxon da Subclasse Oligotrichia, Stichotrichia ou Choreotrichia (*taxa* pertencentes ao antigo grupo Oligotrichia).

*** = Refere-se à Classe, pois o táxon não apresenta Subclasse.

Ba = bactérias; **Al** = Algas; **Di** = diatomáceas; **Fl** = flagelados heterotróficos; **O** = onívoros (alimentam-se de organismos autotróficos, bactérias, protozoários e pequenos metazoários); **P** = predadores (alimentam-se de protozoários e ocasionalmente de pequenos metazoários); **M** = mixotrófico.

Na Figura 18 são apresentadas as variações sazonais relativas dos grupos de ciliados em relação à biomassa (Figura 18-a) e a densidade (Figura 18-b) nos dois pontos. Considerando todos os meses e pontos, os grupos predominantes no reservatório do Lobo em relação à densidade foram Spirotrichea (29,9%) e Haptoria (19,2%), seguidos por Scuticociliatia (17,1%) e Peritrichia (13,3%). Em relação à biomassa, os grupos mais representativos foram Peritrichia (54,8%) e Peniculia (14,3%), seguidos por Spirotrichea (11,5%) e Haptoria (8,0%).

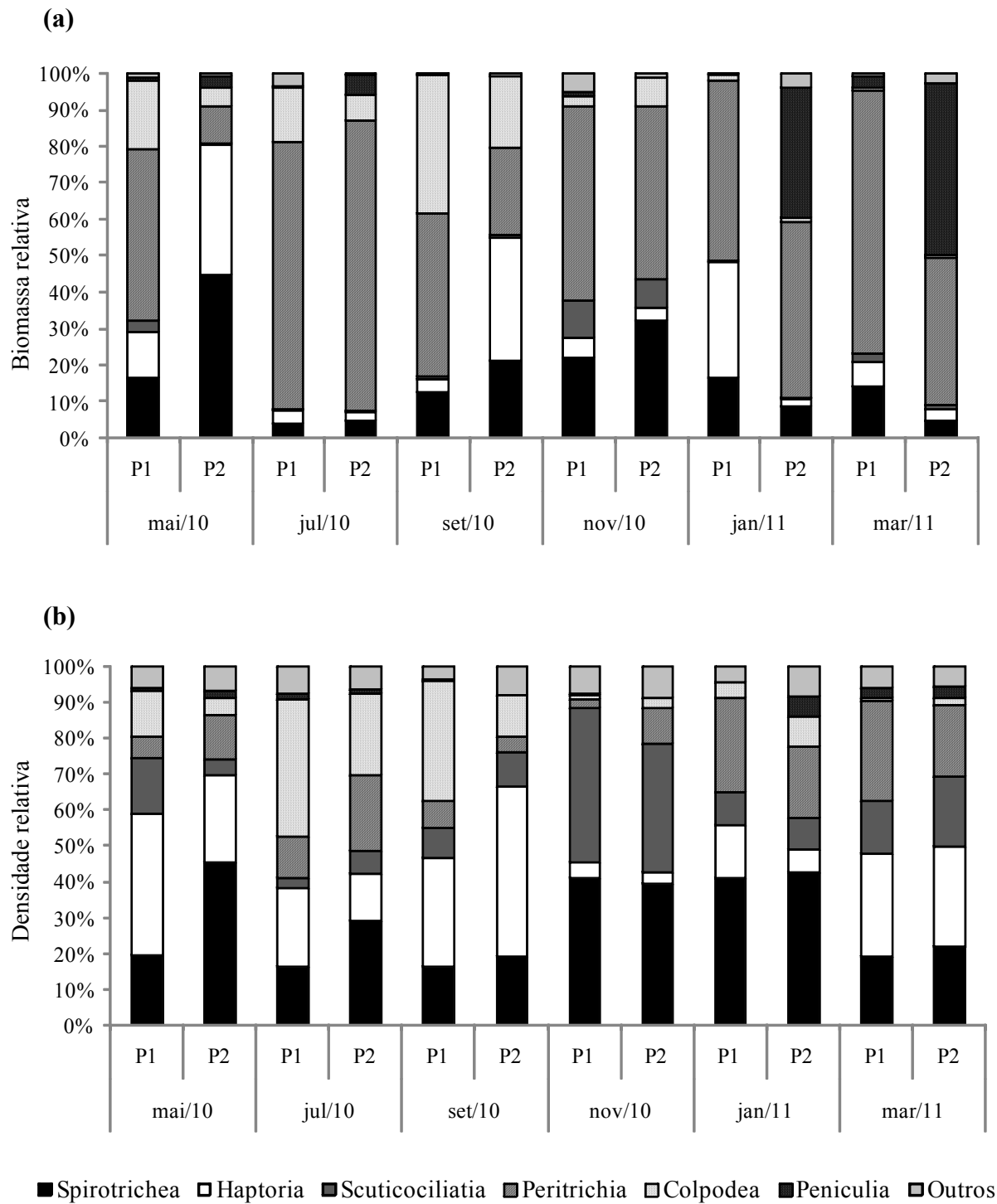


Figura 18: Biomassas (a) e densidades relativas (b) dos grupos de ciliados nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

Os protozoários ciliados foram classificados de acordo com seus hábitos alimentares (Tabela 8), segundo Foissner e Berger (1996), tendo predominado, em termos de densidade, espécies de ciliados bacterívoros/algívoros (34,2%), seguidos pelos onívoros (19,0%) e bacterívoros estritos (18,6%) (Figura 19).

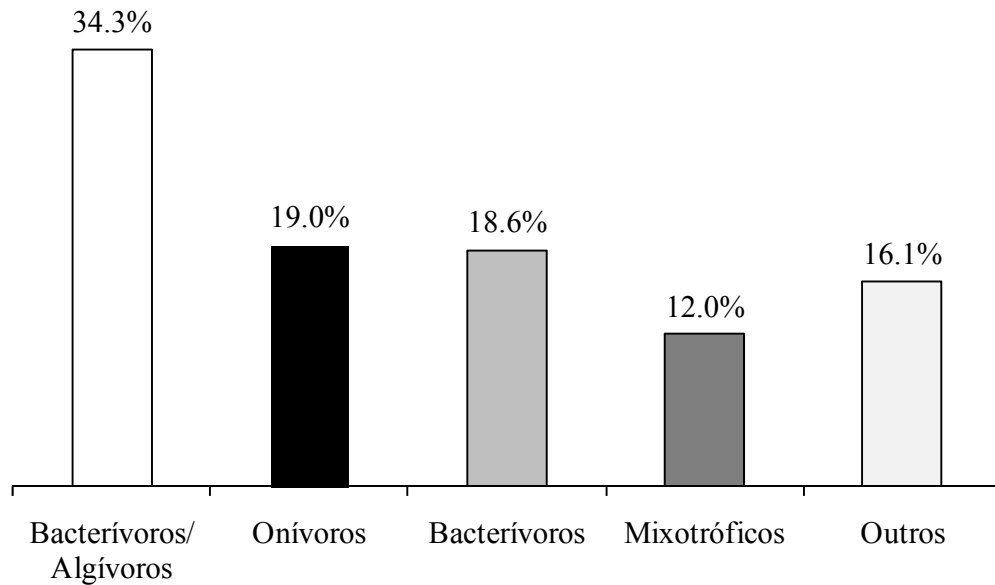


Figura 19: Abundância relativa média (%) dos hábitos alimentares das espécies de ciliados da Represa do Lobo, encontradas no período de estudo.

Os ciliados foram ainda classificados em graus de saprobidade, de acordo com Foissner (1992), nos quais predominaram organismos beta-mesosapróbicos tendendo à alfa-mesosapróbicos (Tabela 9). O índice de saprobidade calculado para o ambiente pelo índice saprópico de Pantle e Buck (1955), segundo Foissner (1992), foi ISPB = 2,2, o que enquadra a represa em uma zona beta-mesosapróbica (1,5 a 2,5 – moderadamente poluída).

Tabela 9: Densidade média, saprobidade e índice sapróbico (segundo FOISSER, 1992) dos *taxa* de protozoários ciliados encontrados na Represa do Lobo durante o período de estudo.

<i>Taxa</i>	Saprobidade	Índice sapróbico do <i>taxa</i>	Densidade média (ind mL ⁻¹)
<i>Campanella umbellaria</i>	a-b	2,8	1,0
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	b-p	2,8	0,9
<i>Codonella cratera</i>	b-o	1,6	0,1
<i>Coleps hirtus</i>	b-a	2,5	0,1
<i>Cothurnia annulata</i>	o-b	1,4	0,4
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i>	b	2,0	1,3
<i>Cyclidium glaucoma</i>	a	3,1	1,8
<i>Dexiotricha granulosa</i>	a*	3,0	0,0
<i>Didinium nasutum</i>	a-b	2,2	0,2
<i>Dileptus margaritifer</i>	b-o	1,6	0,0
<i>Enchelys gasterosteus</i>	b-a	2,5	0,3
<i>Euplotes moebiusi</i>	a	2,9	0,1
<i>Frontonia atra</i>	b-a	2,0	0,1
<i>Halteria grandinella</i>	b-a	2,2	3,3
<i>Lacrymaria olor</i>	b	2,0	0,0
<i>Lagynophrya acuminata</i>	o	1,2	0,0
<i>Limnostrombidium viride</i>	b	2,0	0,7
<i>Mesodinium pulex</i>	b	2,0	4,1
<i>Metopus</i> sp.	p-i	4,4	0,1
<i>Paradileptus elephantinus</i>	b	1,8	0,1
<i>Pelagostrombidium mirabile</i>	b*	2,0	0,9
<i>Pseudochilodonopsis algivora</i>	a-b	2,5	0,0
<i>Rimostrombidium humile</i>	b	1,8	1,0
<i>Stichotricha aculeata</i>	b-a	2,3	0,9
<i>Stichotricha secunda</i>	o	1,3	0,3
<i>Stokesia vernalis</i>	b	1,5	0,2
<i>Thylacidium pituitosum</i>	b-a*	2,3	2,9
<i>Tintinnidium pusillum</i>	b	2,2	0,1
<i>Trochilioides recta</i>	a	3,0	0,0
<i>Uronema</i> sp.	a*	3,0	0,3
<i>Urotricha globosa</i>	b	2,3	1,5
<i>Vorticella aquadulcis-complex</i>	b-a	2,1	1,9

* Utilizou-se o índice sapróbico de outra espécie deste gênero, por não haver índice para esta espécie. p = polisaprobidade, a = alfa-mesosaprobidade, b = beta-mesosaprobidade, o = oligosaprobidade.

4.4. Experimentos de bacterivoria

Para o experimento de bacterivoria com ciliados foram adicionadas FLB na proporção de 5% da densidade bacterioplanctônica média ($6,0 \times 10^6$ cel. mL⁻¹) obtida por Mansano (2009) na

Represa do Lobo, quantidade esta que correspondeu a aproximadamente $3,0 \times 10^5$ FLB mL^{-1} . Para o experimento de bacterivoria com flagelados foram adicionadas FLB na proporção de 30% da densidade bacterioplancônica média obtida por essa mesma autora, quantidade esta que correspondeu a $1,8 \times 10^6$ FLB mL^{-1} . As Figuras 20 e 21 mostram imagens obtidas por microscopia de epifluorescência durante as análises de bacterivoria de flagelados e ciliados com FLB em seu interior, respectivamente.

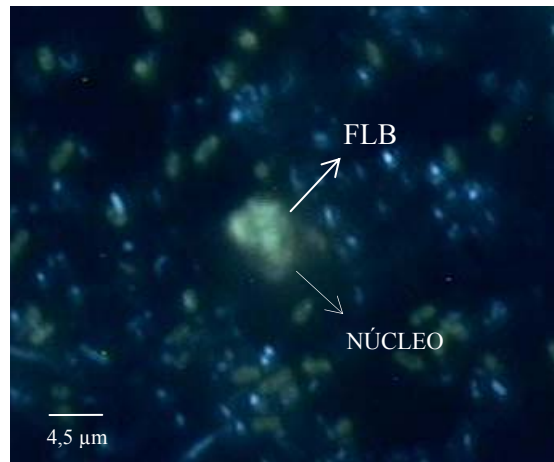


Figura 20: Protozoário flagelado após experimento de bacterivoria, com bactérias marcadas fluorescentemente (FLB) em seu interior. Microscopia de epifluorescência utilizando conjunto de filtros para luz UV. Aumento 1250x.

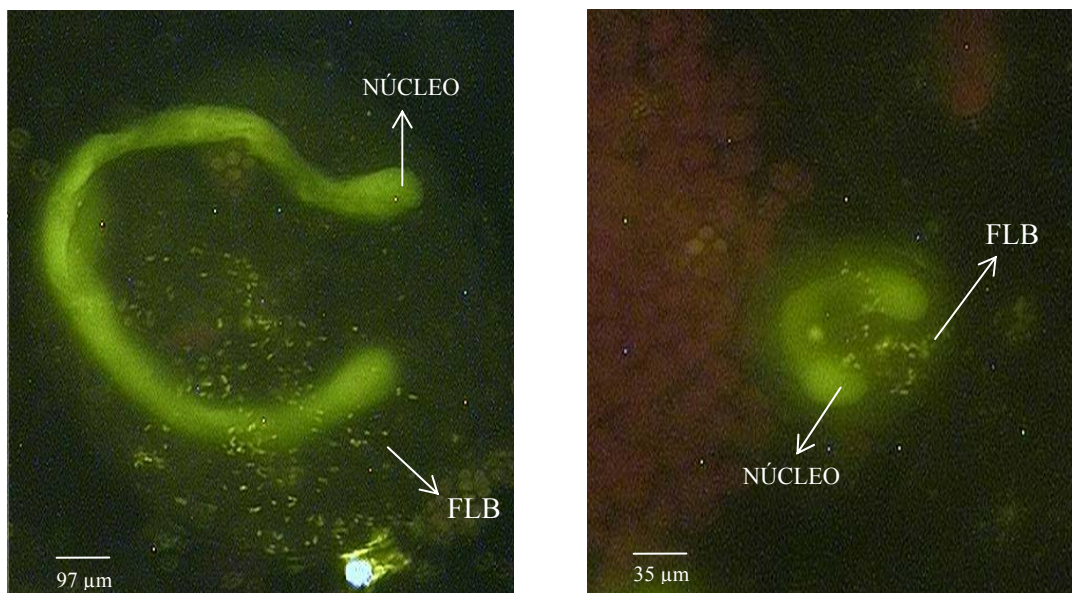


Figura 21: Protozoários ciliados após experimento de bacterivoria, com bactérias marcadas fluorescentemente (FLB) em seu interior. Microscopia de epifluorescência utilizando conjunto de filtros para luz azul. Aumento 400x.

Para os dois pontos de coleta, em todos os meses analisados, a relação FLB por protozoário foi plotada em um gráfico pelo tempo de incubação, no qual se encontrou um

aumento linear da relação até um determinado momento, quando a redução da relação significou digestão/egestão. No P1, durante o período de estudo, o tempo de ingestão linear de FLB por NFH foi de 20-30 minutos de incubação (Figuras 22), enquanto no P2 foi de 10-20 minutos de incubação (Figuras 23). Para os ciliados, em ambos os pontos, o tempo de ingestão linear de FLB foi de 10-20 minutos de incubação, mas no P1 predominou o tempo de 20 minutos (Figuras 24) e no P2 o tempo de 10 minutos (Figura 25). De modo geral, o tempo de ingestão linear de FLB para os ciliados (0 a 20 minutos) foi mais curto do que para os NFH (0 a 30 minutos).

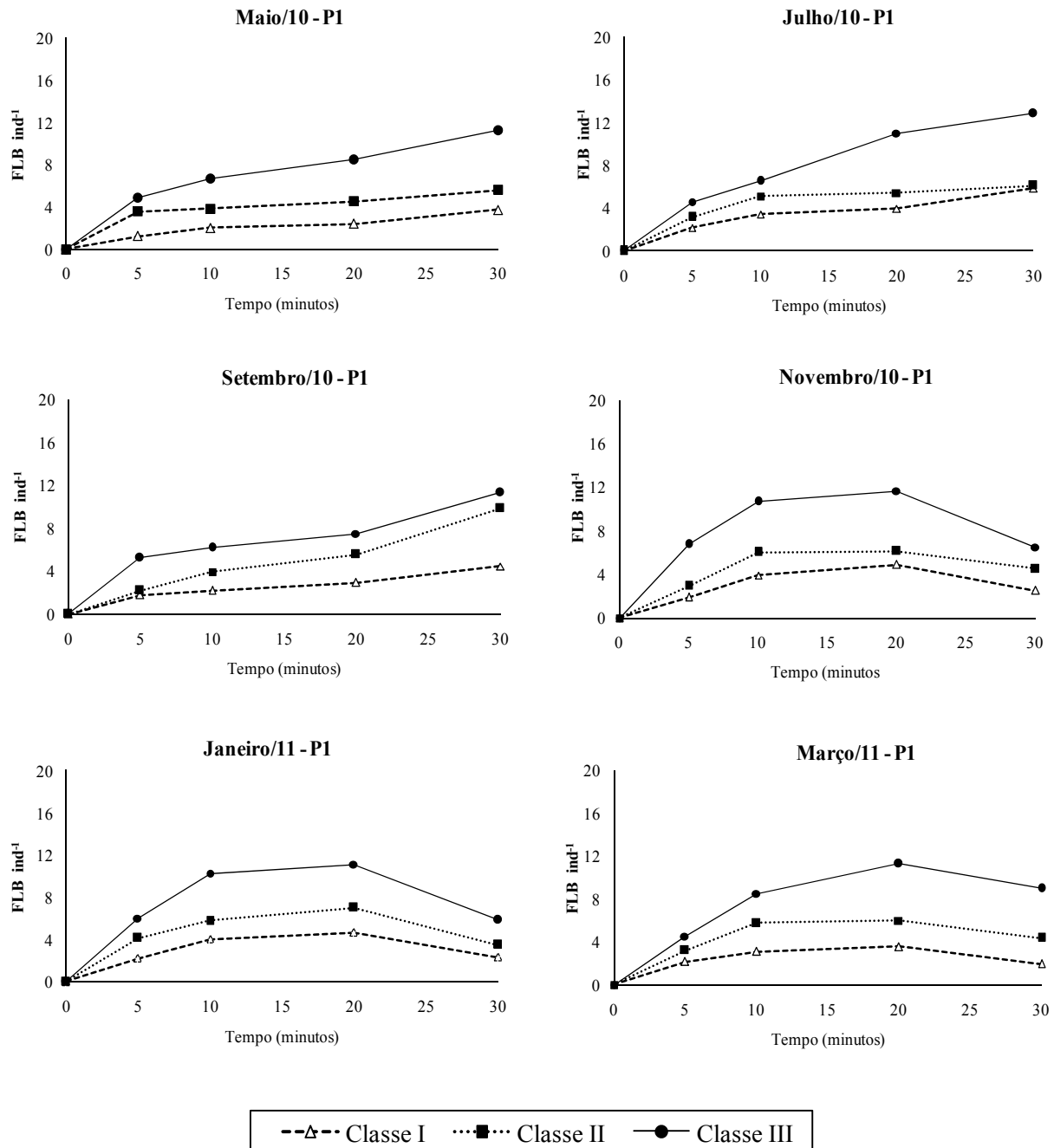


Figura 22: Relações do número médio de FLB por NFH (FLB ind⁻¹) pelo tempo de incubação para cada classe de tamanho (Classe I – <5 μm; Classe II – 5 a 10 μm; Classe III – >10 μm) no ponto 1 (P1) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

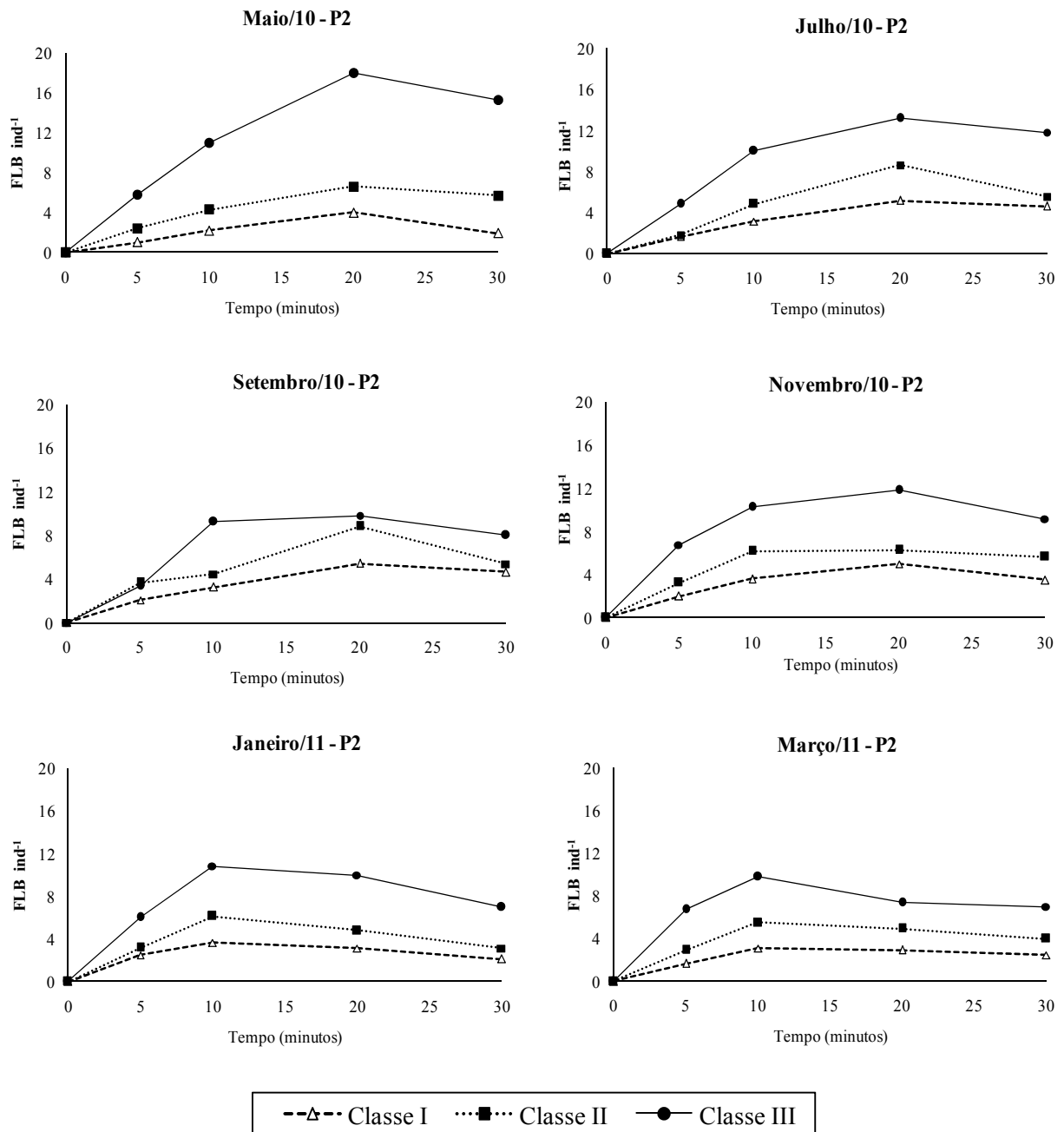


Figura 23: Relações do número médio de FLB por NFH (FLB ind⁻¹) pelo tempo de incubação para cada classe de tamanho (Classe I – <5 μm; Classe II – 5 a 10 μm; Classe III – >10 μm) no ponto 2 (P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

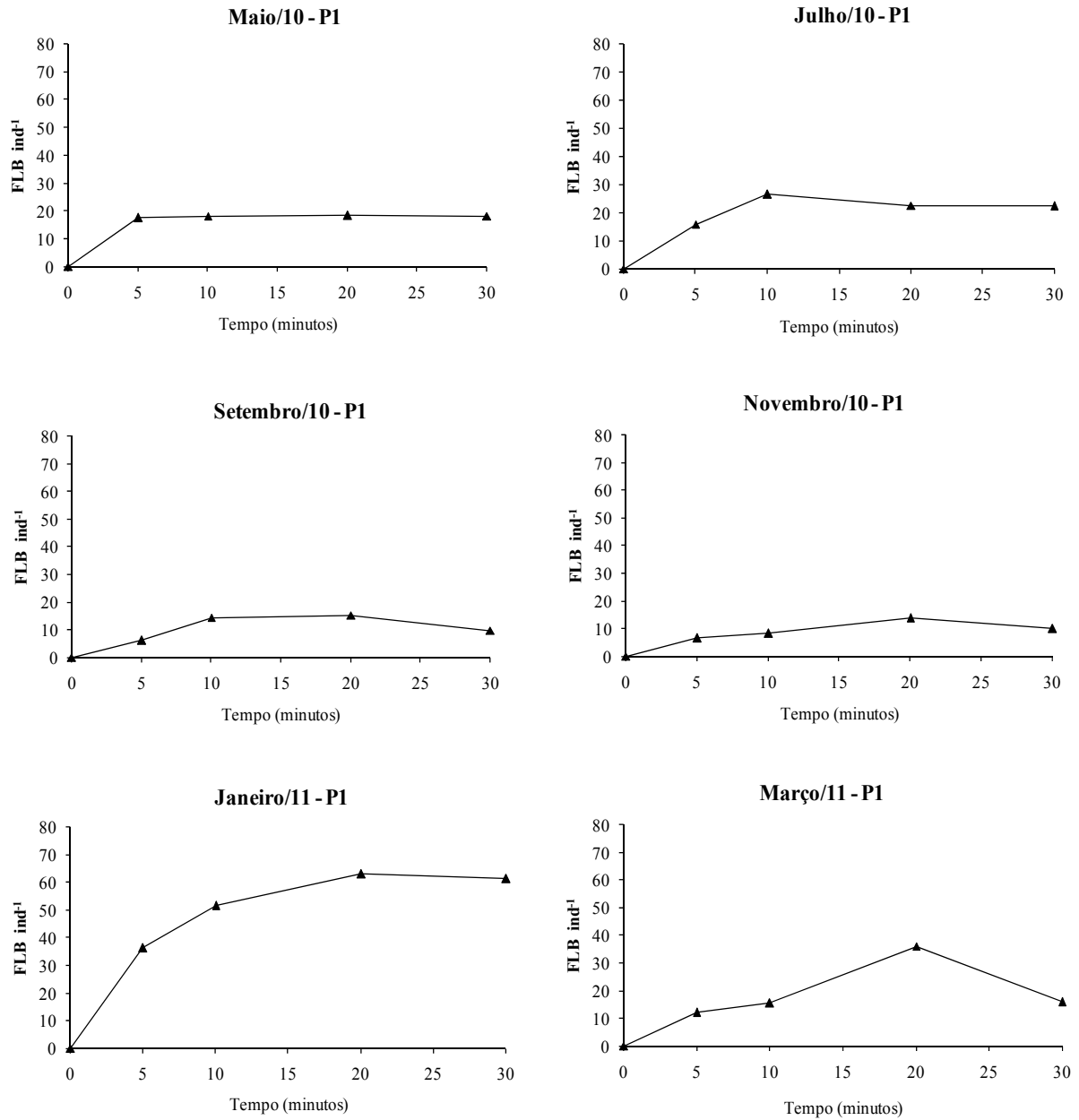


Figura 24: Relações do número médio de FLB por ciliado (FLB ind⁻¹) pelo tempo de incubação no ponto 1 (P1) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

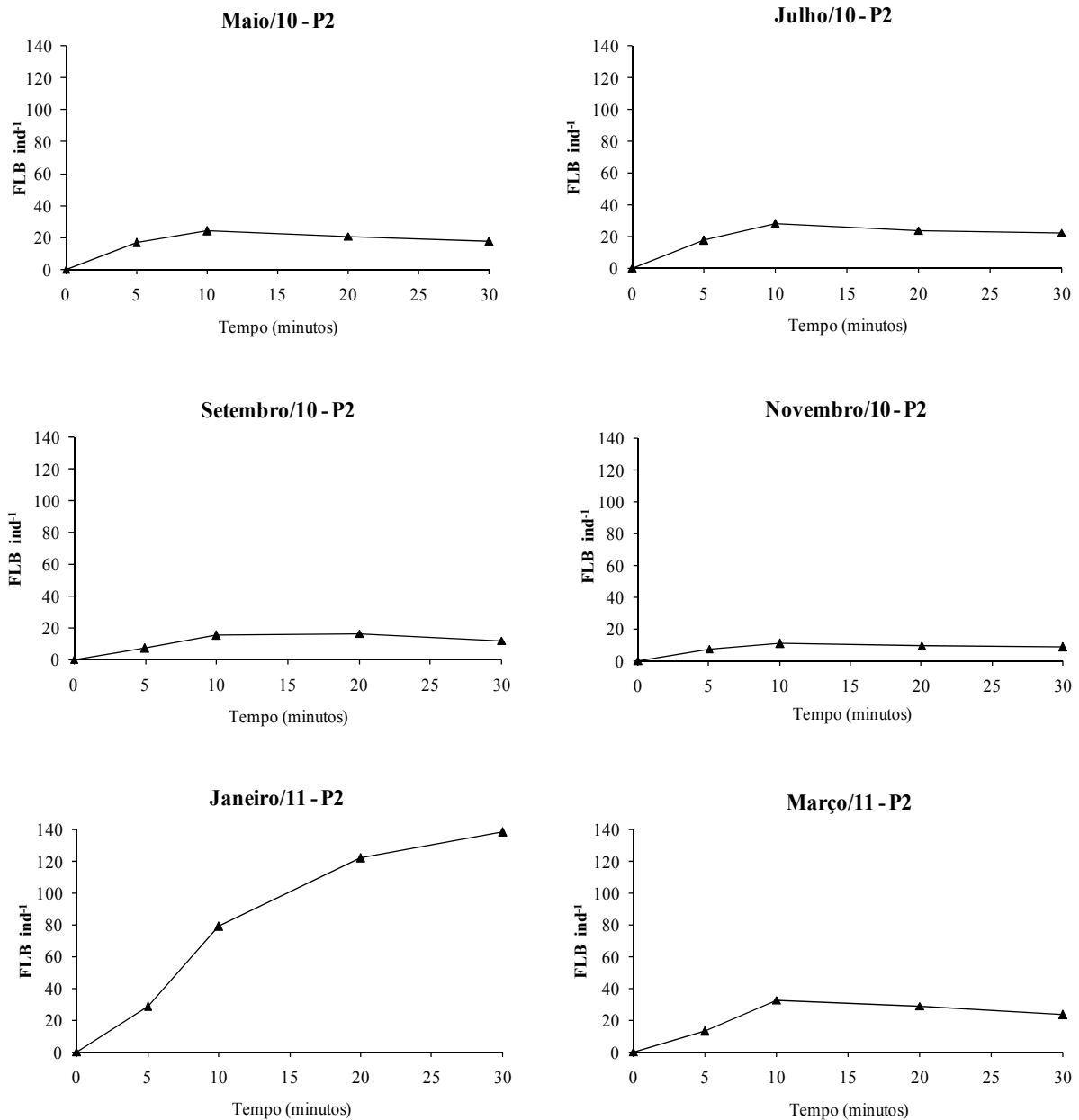


Figura 25: Relações do número médio de FLB por ciliado (FLB ind⁻¹) pelo tempo de incubação no ponto 2 (P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

As taxas de ingestão individuais de bactérias por NFH e por ciliados são mostradas na Figura 26. Para os NFH, a taxa de ingestão individual (TII) foi em média 79,7 bact ind⁻¹ h⁻¹, sendo que a maior taxa (119,6 bact ind⁻¹ h⁻¹) ocorreu no P2 em março/11 e a menor (27,5 bact ind⁻¹ h⁻¹) no P1 em maio/10. Para os ciliados, a TII foi em média $3,3 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹, sendo que a maior taxa ($9,9 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹) foi verificada no P2 em janeiro/10 e a menor ($0,9 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹) no P1 em maio/10. De modo geral, as TII encontradas para ciliados foram em média 42 vezes maiores do que as encontradas para NFH, sendo que a máxima diferiu por 2

ordens de magnitude (116 vezes no P2 em janeiro). Tanto para os ciliados quanto para os NFH, as TII foram sempre maiores no P2.

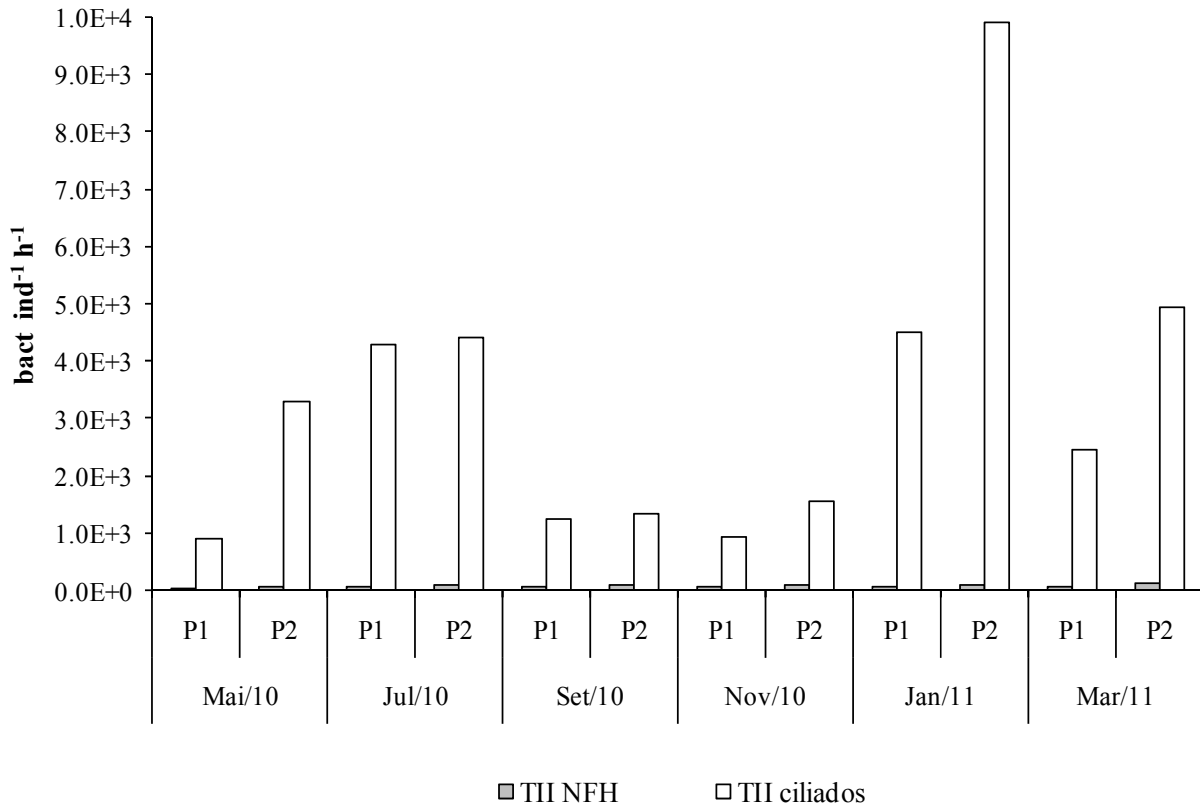


Figura 26: Taxas de ingestão individuais (TII) por protozoários NFH e ciliados nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

Apesar dos ciliados terem maiores taxas de ingestão individuais, em termos populacionais os NFH se destacaram por consumirem mais bactérias (maiores taxas de ingestão populacionais) na maioria dos meses estudados (Figura 27). A taxa de ingestão populacional (TIP) para os NFH variou de $2,2 \times 10^4$ a $3,1 \times 10^5$ $\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$ (média de $1,1 \times 10^5$ $\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$) e para os ciliados a taxa variou de $1,4 \times 10^4$ a $1,9 \times 10^5$ $\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$ (média de $7,8 \times 10^4$ $\text{bact mL}^{-1} \text{h}^{-1}$). Tanto para os NFH quanto para os ciliados, as menores TIP ocorreram em maio/10, porém, para os NFH os maiores valores ocorreram em novembro/10 e para os ciliados ocorreram em janeiro/11. As taxas de ingestão populacionais por NFH e por ciliados são apresentadas na Figura 27.

Considerando a taxa de bacterivoria total (TBT) por protozoários (TIP nanoflagelados + TIP ciliados) (Figura 27), verificou-se que esta apresentou grandes variações (em até uma ordem de magnitude) na represa durante o período de estudo. O menor valor de TBT foi verificado no

P1 em maio ($3,6 \times 10^4$ bact mL⁻¹ h⁻¹), enquanto os maiores valores foram observados no P2 em novembro ($3,8 \times 10^5$ bact mL⁻¹ h⁻¹) e em janeiro ($3,6 \times 10^5$ bact mL⁻¹ h⁻¹). Em todos os meses, a taxa de bacterivoria total foi maior no P2 e em julho/10, a taxa de bacterivoria total foi praticamente igual nos dois pontos (Figura 27).

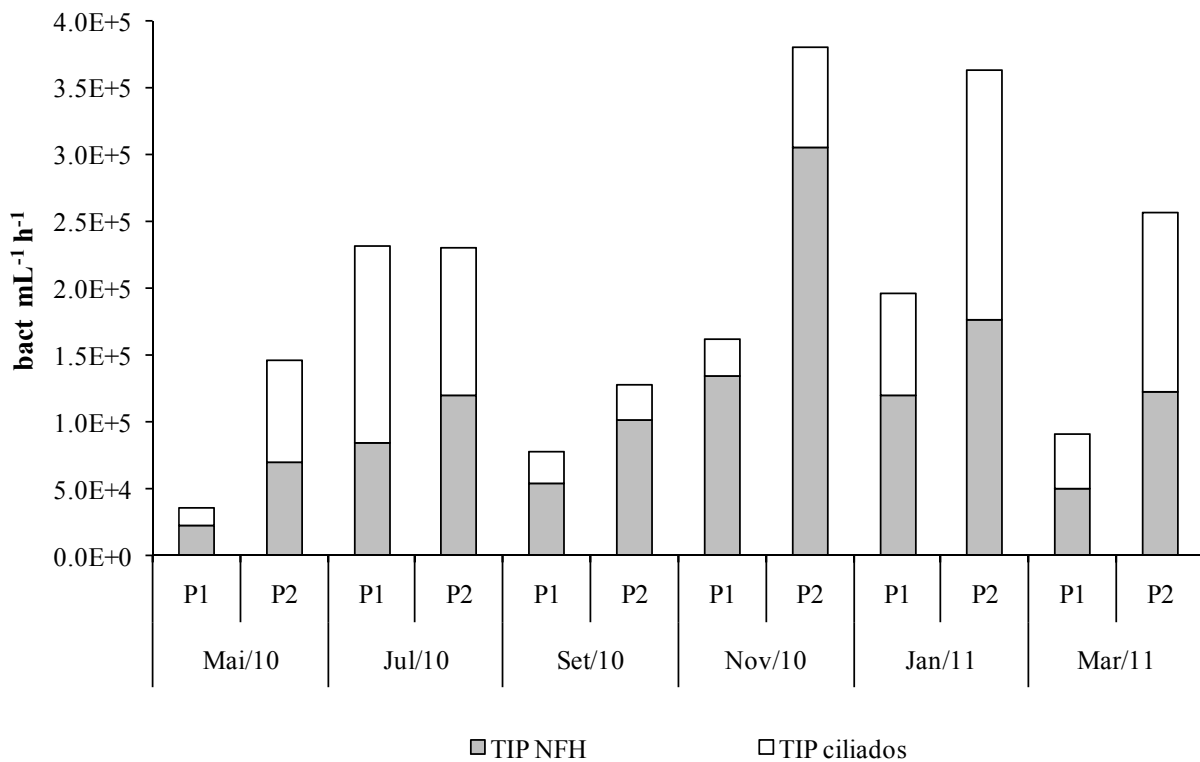


Figura 27: Taxas de bacterivoria total por protozoários (TIP de nanoflagelados + TIP de ciliados) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

No P1 o impacto da bacterivoria por NFH foi mais importante do que por ciliados, pois em todos os meses a TIP por NFH foi maior do que por ciliados (com exceção de julho/10). No P2, o impacto dessas duas populações ocorreu praticamente na mesma intensidade, pois, na maioria dos meses, as TIP por NFH e ciliados foram muito próximas (maio/10, julho/10, janeiro/11 e março/11), sendo que somente em setembro/10 e novembro/10 o impacto da bacterivoria por NFH foi mais representativo (Figura 27). No entanto, considerando todos os meses e os dois pontos analisados, no reservatório do Lobo o impacto da bacterivoria por NFH (60%) foi maior do que por ciliados (40%).

Dentre os NFH, os maiores que 10µm (classe III) apresentaram as maiores taxas médias de ingestão individuais, seguidos pelos organismos com tamanho entre 5µm e 10µm (classe II) (Figura 28-a). Apesar dos NFH menores que 5µm (classe I) terem as menores taxas médias de

ingestão individuais nos dois pontos analisados, em relação as taxas médias de ingestão populacionais (Figura 28-b), estes apresentaram os maiores valores, quantidades que corresponderam a 60% e 64% da bacterivoria total dos NFH no P1 e P2, respectivamente.

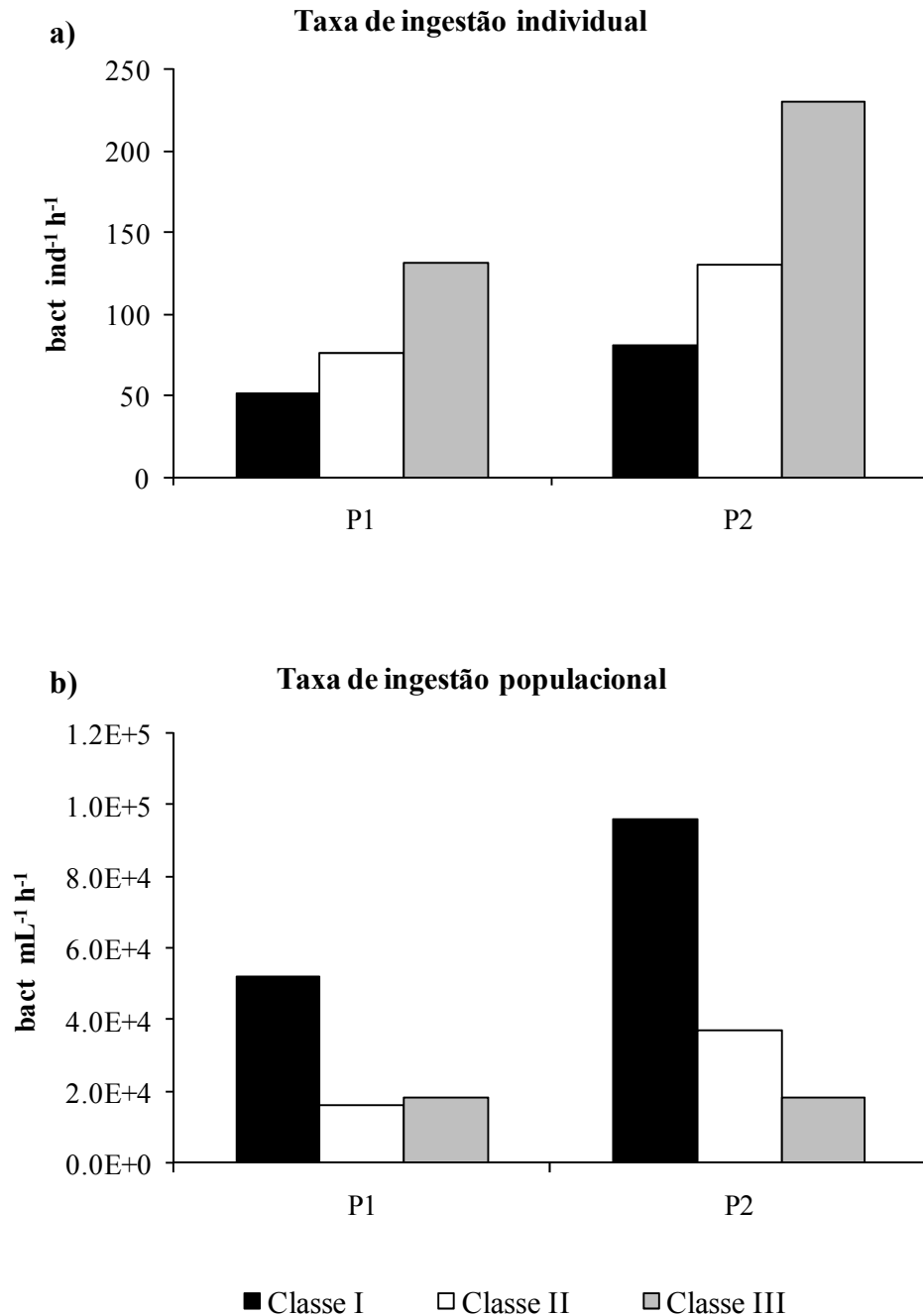


Figura 28: Valores das taxas de ingestão individuais (a) e populacionais (b) de bactérias por nanoflagelados heterotróficos (NFH) de diferentes tamanhos nos dois pontos de coleta (P1 e P2), considerando a média de todos os meses de estudo. Classe I ($< 5 \mu\text{m}$); Classe II (entre 5 e $10 \mu\text{m}$) e Classe III ($> 10 \mu\text{m}$).

Durante o período de estudo foi possível analisar as taxas de ingestão de bactérias de quinze *taxa* (Figura 29) encontrados na represa nos pontos de coleta. Estes representam 88% da densidade média total de ciliados, sendo considerados, dessa forma, importantes ciliados bacterívoros na Represa do Lobo.

Ao analisar as taxas de ingestão individuais médias dos *taxa* em cada ponto de coleta (Figura 29), verificou-se que a maioria dos *taxa* consumiu mais bactérias (taxas mais altas) no P2. Já algumas espécies, como *Cinetochilum margaritaceum*, *Cyclidium glaucoma*, *Stokesia vernalis* e *Urotricha globosa*, apresentaram praticamente a mesma taxa de ingestão média nos dois pontos amostrados. Em ambos os pontos, *Campanella umbellaria* foi o *taxa* que apresentou a maior taxa média de ingestão ($9,2 \times 10^3$ bact ind⁻¹ h⁻¹ no P1 e $1,3 \times 10^4$ bact ind⁻¹ h⁻¹ no P2).

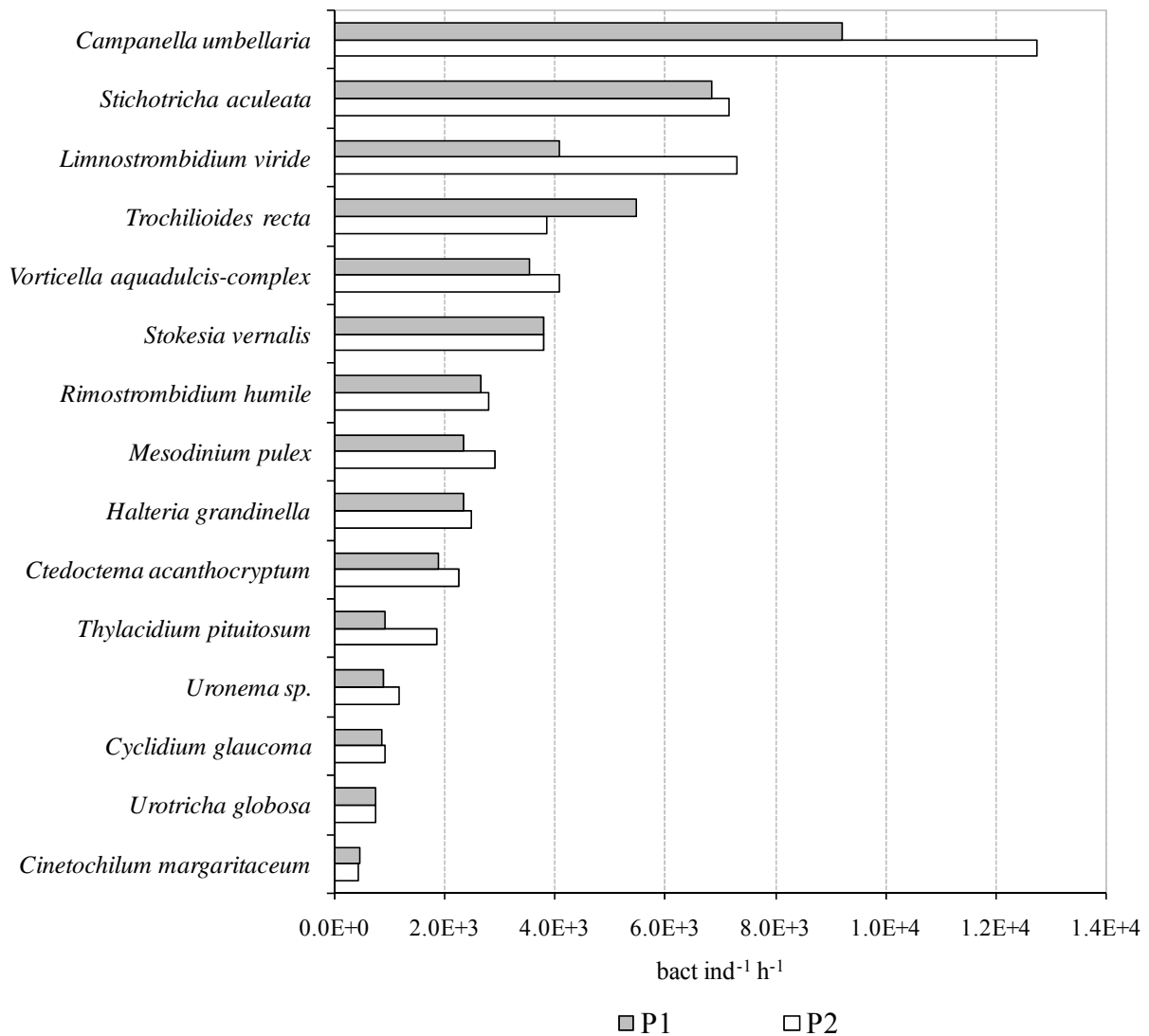


Figura 29: Taxas de ingestão individuais médias dos *taxa* em cada ponto de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo.

Considerando todos os meses e pontos analisados na Represa do Lobo, as espécies *Campanella umbellaria*, *Stichotricha aculeata* e *Limnostrombidium viride* apresentaram as maiores taxas de ingestão individuais médias e as espécies *Mesodinium pulex*, *Campanella umbellaria* e *Halteria grandinella* apresentaram as maiores taxas de ingestão populacionais médias (Tabela 10). Em relação aos grupos de ciliados, os Spirotrichea, Peritrichia, Haptoria e Scuticociliatia foram os principais consumidores de bactérias na represa durante o período de estudo (Figura 30).

Tabela 10: Taxas médias de ingestão individuais (TII) e populacionais (TIP) dos taxa analisados nos dois pontos de coleta na Represa do Lobo durante o período de estudo.

	TII bact ind ⁻¹ h ⁻¹	TIP bact mL ⁻¹ h ⁻¹
Colpodea		
<i>Thylacidium pituitosum</i>	1385	4079
Cyrtophoria		
<i>Trochiloides recta</i>	4667	105
Haptoria		
<i>Mesodinium pulex</i>	2625	10809
Peniculia		
<i>Stokesia vernalis</i>	3792	853
Peritrichia		
<i>Campanella umbellaria</i>	10974	10645
<i>Vorticella aquadulcis-complex</i>	3813	7062
Prostomatea		
<i>Urotricha globosa</i>	729	1081
Scuticociliatia		
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	437	374
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i>	2078	2678
<i>Cyclidium glaucoma</i>	875	1580
<i>Uronema sp.</i>	1021	268
Spirotrichea		
<i>Halteria grandinella</i>	2406	7979
<i>Limnostrombidium viride</i>	5687	3811
<i>Rimostrombidium humile</i>	2726	2709
<i>Stichotricha aculeata</i>	7000	6053

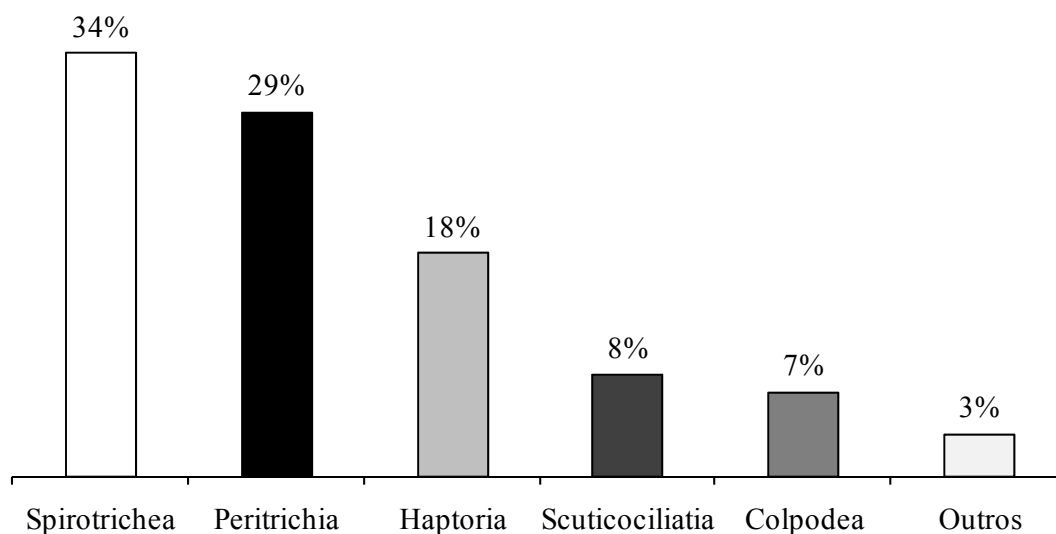


Figura 30: Importância relativa dos grupos de ciliados como consumidores de bactérias na Represa do Lobo, considerando a taxa de ingestão populacional pelos grupos.

4.5. Análises estatísticas

4.5.1. Relações entre as variáveis limnológicas

Os resultados obtidos para a análise de componentes principais (PCA) aplicada às variáveis limnológicas estão apresentados na Figura 31. A porcentagem total explicada pelos dois primeiros componentes foi de 75,8%. A análise de PCA aplicada selecionou as variáveis limnológicas mais explicativas durante as amostragens.

De modo geral, a PCA revelou que os meses de julho, setembro e novembro/10 foram associados às variáveis oxigênio dissolvido (OD), pH, clorofila *a*, nitrogênio total e fósforo total, pois foram os meses em que estas variáveis apresentaram seus maiores valores. Os meses de janeiro e março/11 foram associados aos altos valores de precipitação, temperatura e concentração de material em suspensão total (MST). O mês de maio caracterizou-se por apresentar os maiores valores de condutividade e os menores de precipitação total e MST. As correlações de Pearson significativas entre as variáveis limnológicas selecionadas são mostradas na Tabela 11.

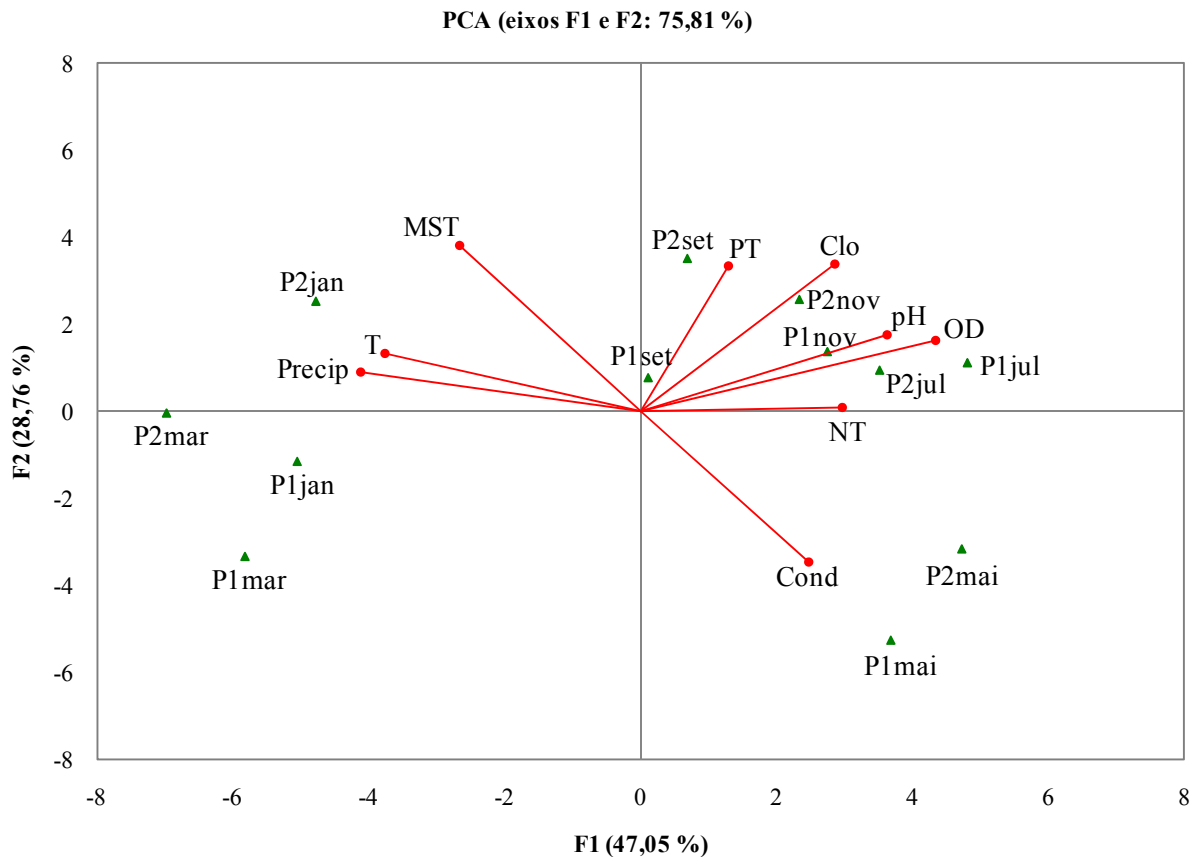


Figura 31: Diagrama de ordenação da PCA com as variáveis limnológicas registradas nos pontos de coleta durante o período de estudo. P1mai e P2mai (Ponto 1 e Ponto 2 em maio/10); P1jul e P2jul (Ponto 1 e Ponto 2 em julho/10); P1set e P2set (Ponto 1 e Ponto 2 em setembro/10); P1nov e P6nov (Ponto 1 e Ponto 2 em novembro/10); P1jan e P2jan (Ponto 1 e Ponto 2 em janeiro/11); P1mar e P2mar (Ponto 1 e Ponto 2 em março/11); OD (oxigênio dissolvido); Clo (clorofila a); T (temperatura); MST (material em suspensão total); NT (nitrogênio total); PT (fósforo total); Precip (precipitação total); Cond (condutividade).

Tabela 11: Correlações significativas (coeficiente de Pearson; $p < 0,05$) entre as variáveis limnológicas analisadas na Represa do Lobo. Clo = clorofila a ; OD = oxigênio dissolvido; T = temperatura; MST = material em suspensão total; NT = nitrogênio total; PT = fósforo total; Precip = precipitação; Cond = condutividade elétrica; - correlação não significativa.

	Clo	pH	OD	T	MST
pH	0,78				
OD	0,83	0,82			
T	-	-	-0,59		
MST	-	-	-	0,71	
NT	-	-	0,59	-	-
PT	-	-	-	-	-
Precip	-	-	-0,71	0,95	0,65
Cond	-	-	-	-	-0,86

4.5.2. Relações entre os organismos e as variáveis limnológicas

Ao observar a análise de correspondência canônica (CCA) realizada entre as espécies de ciliados predominantes na represa e as variáveis limnológicas selecionadas (Figura 32), verificou-se que as espécies *Halteria grandinella* e *Cyclidium glaucoma* apresentaram maiores densidades (novembro) concomitantemente às altas concentrações de nitrogênio total e maiores valores de pH e temperatura. Já a espécie *Thylacidium pituitosum* apresentou maiores densidades no P1 em julho, fato que pode ser explicado pela associação desta espécie às altas concentrações de fósforo total e OD. *Vorticella aquadulcis-complex* ocorreu em maior densidade (março) quando o ambiente apresentava os menores valores de pH e OD e alta precipitação. As maiores densidades de *Mesodinium pulex* ocorreram concomitantemente às baixas concentrações de nitrogênio total.

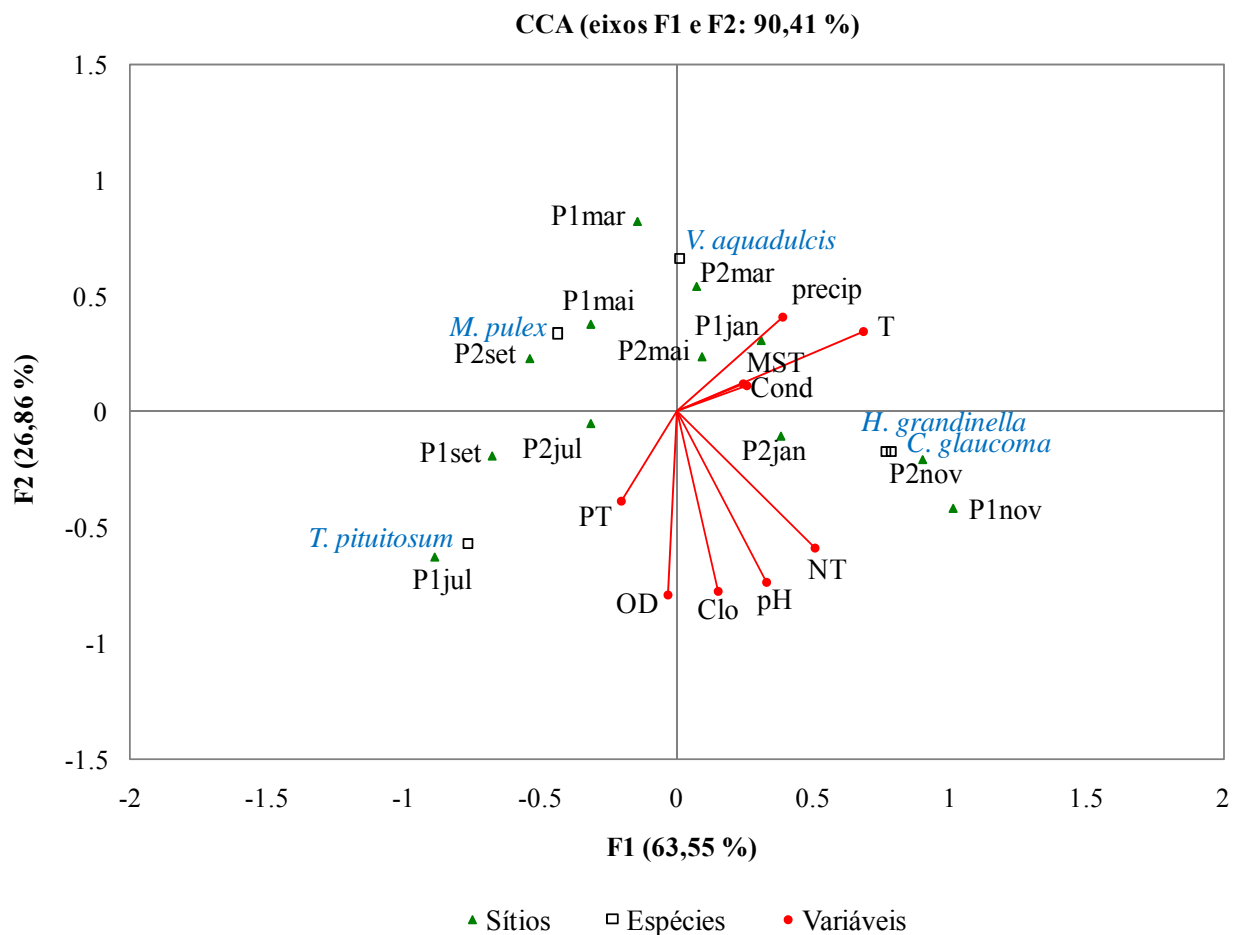


Figura 32: Diagrama de ordenação da CCA com as principais espécies de ciliados e as variáveis limnológicas registradas nos pontos de coleta durante o período de estudo. P1mai e P2mai (Ponto 1 e Ponto 2 em maio/10); P1jul e P2jul (Ponto 1 e Ponto 2 em julho/10); P1set e P2set (Ponto 1 e Ponto 2 em setembro/10); P1nov e P2nov (Ponto 1 e Ponto 2 em novembro/10); P1jan e P2jan (Ponto 1 e Ponto 2 em janeiro/11); P1mar e P2mar (Ponto 1 e Ponto 2 em março/11); OD (oxigênio dissolvido); Clo (clorofila a); T (temperatura); MST (material em suspensão total); PT (fósforo total); NT (nitrogênio total); Precip (precipitação total); Cond (condutividade).

A análise de correspondência canônica (CCA) entre as classes de tamanho dos NFH e as variáveis limnológicas selecionadas está apresentada na Figura 33. A CCA demonstrou que as maiores densidades de NFH Classe I ($<5\mu\text{m}$) se associaram às altas temperaturas e precipitações e às maiores concentrações de material em suspensão, nitrogênio total e clorofila *a*. As maiores densidades de NFH Classe II (entre 5 e 10 μm) ocorreram concomitantemente às altas concentrações de fósforo total. Já as maiores densidades de NFH Classe III ($>5\mu\text{m}$) ocorreram quando o ambiente apresentava os maiores valores de oxigênio dissolvido, pH e fósforo total.

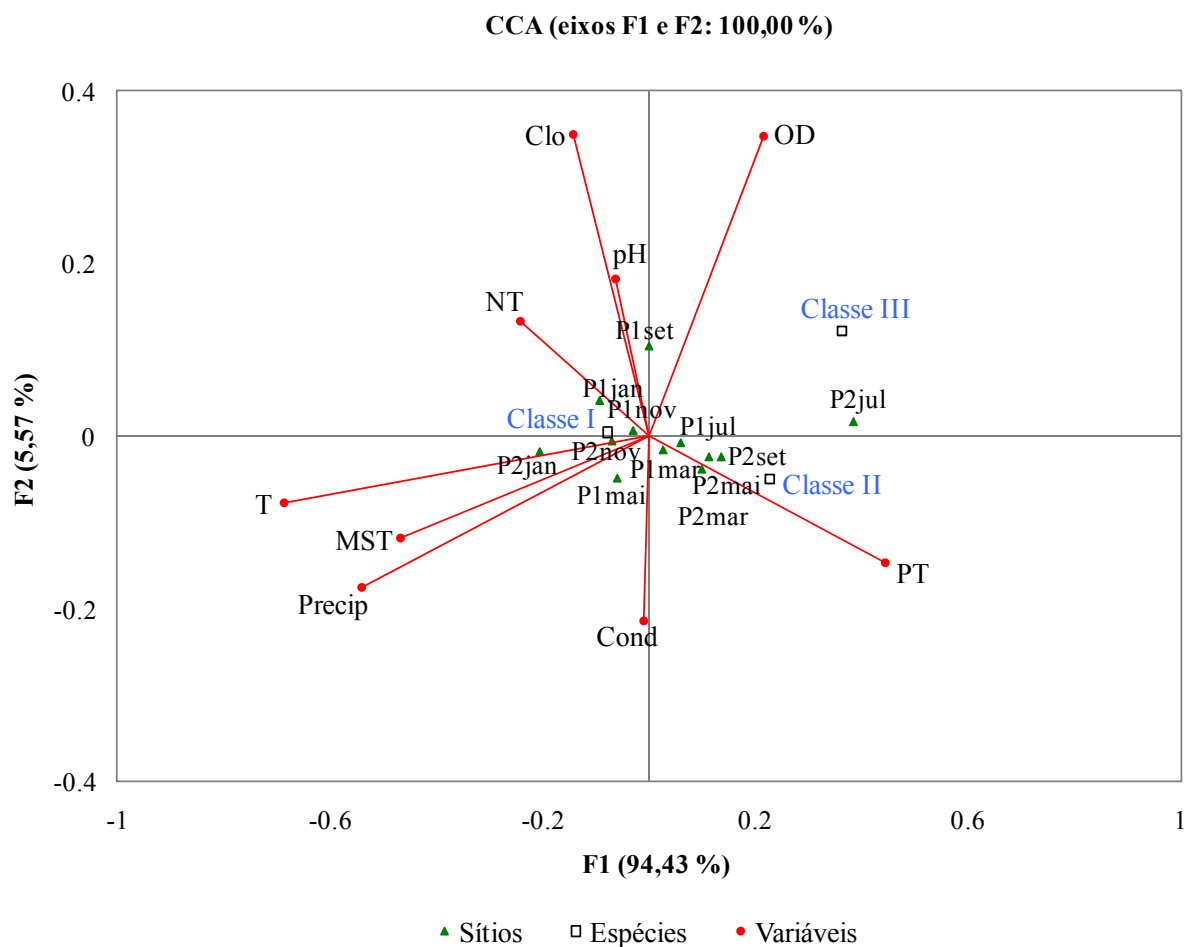


Figura 33: Diagrama de ordenação da CCA com as classes de tamanho dos NFH e as variáveis limnológicas registradas nos pontos de coleta durante o período de estudo. Classe I ($< 5 \mu\text{m}$); Classe II (entre 5 e 10 μm) e Classe III ($> 10 \mu\text{m}$); P1mai e P2mai (Ponto 1 e Ponto 2 em maio/10); P1jul e P2jul (Ponto 1 e Ponto 2 em julho/10); P1set e P2set (Ponto 1 e Ponto 2 em setembro/10); P1nov e P6nov (Ponto 1 e Ponto 2 em novembro/10); P1jan e P2jan (Ponto 1 e Ponto 2 em janeiro/11); P1mar e P2mar (Ponto 1 e Ponto 2 em março/11); OD (oxigênio dissolvido); Clo (clorofila *a*); T (temperatura); MST (material em suspensão total); PT (fósforo total); NT (nitrogênio total); Precip (precipitação total); Cond (condutividade).

Na Tabela 12 são apresentadas as correlações significativas (Pearson; $p < 0,05$) entre as variáveis limnológicas e as densidades e biomassas dos NFH, ciliados e bactérias. A densidade de ciliados correlacionou-se positivamente com a concentração de clorofila *a* e com a densidade de NFH. A biomassa dos NFH e ciliados se correlacionaram positivamente com o IET e com a densidade bacteriana. A densidade e biomassa de bactérias apresentaram correlação positiva com a concentração de MST e o IET.

Tabela 12: Correlações significativas (coeficiente de Pearson; $p < 0,05$) entre as variáveis limnológicas e as densidades e biomassas dos organismos planctônicos analisados na Represa do Lobo. Clo = clorofila *a*; Cond = condutividade elétrica; MST = material em suspensão total; PT = fósforo total; IET = índice de estado trófico; Den = densidade; Bm = biomassa; NFH = nanoflagelados heterotróficos; Cil = ciliados; Ba = bactérias; - correlação não significativa.

	Clo	Cond	MST	PT	IET	Den NFH	Bm NFH	Den Cil	Bm Cil	Den Ba
Den NFH	-	-	-	-	-					
Bm NFH	-	-	-	0,69	0,64	0,82				
Den Cil	0,58	-	-	-	-	0,60	0,74			
Bm Cil	-	-	-	0,59	0,64	-	-	-		
Den Ba	-	-0,88	0,71	0,71	0,80	-	0,60	-	0,69	
Bm Ba	-	-0,82	0,74	-	0,58	-	-	-	-	0,84

Nota: As variáveis pH, oxigênio dissolvido, temperatura, nitrogênio total e precipitação não apresentaram correlações significativas com nenhuma das variáveis biológicas analisadas.

4.5.3 Relações entre as taxas de ingestão e as variáveis biológicas e limnológicas

Os valores das correlações significativas (Pearson; $p < 0,05$) encontradas entre as taxas de ingestão de bactérias por NFH e ciliados e as variáveis biológicas e limnológicas são mostrados na Tabela 13. Dentre as principais correlações destaca-se que as taxas de ingestão por NFH correlacionaram-se positivamente com a densidade de bactérias e com as variáveis MST e fósforo total. As taxas de ingestão por ciliados apresentaram correlação positiva com o biovolume e biomassa dos ciliados. Além disso, a taxa de ingestão populacional por ciliados se correlacionou positivamente com a densidade de bactérias.

Tabela 13: Correlações significativas (coeficiente de Pearson; $p < 0,05$) entre as taxas de ingestão de bactérias por NFH e ciliados e as variáveis biológicas e limnológicas. TII = taxa de ingestão individual; TIP = taxa de ingestão populacional; NFH = nanoflagelados heterotróficos; Den = densidade; Bv = Biovolume; Bm = biomassa; MST = material em suspensão total; IET = índice de estado trófico; - correlação não significativa.

	TII NFH	TII Ciliados	TIP NFH	TIP Ciliados
Den NFH	-	-	0,85	-
Bv NFH	-	-	-	-
Bm NFH	0,80	-	0,94	0,59
Den Ciliados	-	-	0,68	-
Bv Ciliados	-	0,89	-	0,78
Bm Ciliados	-	0,85	-	0,91
Den Bactérias	0,69	-	0,57	0,60
Bv Bactérias	-	-	-	-
Bm Bactérias	0,68	-	-	-
Condutividade	-0,58	-	-	-
MST	0,67	-	0,69	-
Fósforo total	0,72	-	0,61	-
IET	0,67	-	-	-

Nota: As variáveis limnológicas clorofila *a*, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, nitrogênio total e precipitação não apresentaram correlações significativas com nenhuma das taxas de ingestão analisadas.

5. DISCUSSÃO

5.1 Variáveis limnológicas

Considerando-se a temperatura atmosférica e a precipitação pluviométrica para a região e o período em que as coletas foram realizadas, notou-se que de abril/10 a setembro/10 o reservatório do Lobo estava em período seco (temperaturas amenas e baixas precipitações) e de outubro/10 a março/11 estava sob a influência de chuvas (altas temperaturas e precipitações), evidenciando um ciclo sazonal definido. Esses ciclos de seca e chuva são parte do regime climático normal da região, que possui um clima subtropical de altitude – Cwa (classificação de Köppen), caracterizado por um verão chuvoso e inverno seco (UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 1980).

Segundo Henry, Tundisi e Curi (1984), a precipitação causa um aumento do nível d'água e também contribui com a entrada de nutrientes e materiais em suspensão de origem alóctone para os sistemas aquáticos. Em ambientes rasos, em especial, a precipitação também contribui para a turbulência no sistema causando a ressuspensão de sedimentos para a coluna d'água, aumentando a turbidez e conteúdo de matéria em suspensão orgânica e inorgânica. O aumento da concentração de material em suspensão total (MST) no sistema devido à precipitação foi evidenciado pela correlação positiva significativa encontrada entre os valores de precipitação e a concentração de MST ($r = 0,65$; Tabela 11). Além disso, a precipitação correlacionou-se negativamente com os valores de oxigênio dissolvido ($r = -0,71$; Tabela 11), o que indicou que o aumento das chuvas diminuiu a concentração de OD devido à entrada de matéria orgânica alóctone e conseqüente aumento da taxa de decomposição. Desta forma, percebe-se que as variáveis físicas, químicas e biológicas desse corpo d'água são influenciadas pelas variações climáticas sazonais, em especial pela precipitação.

A transparência da água encontra-se geralmente relacionada com a quantidade de material em suspensão na coluna d'água, tanto particulado quanto dissolvido, mantendo uma relação direta com a produção autóctone e as entradas alóctones que ocorrem no sistema (WETZEL, 1993). Na Represa do Lobo, a transparência da água foi menor no P2 do que no P1 em todos os meses devido provavelmente as maiores quantidades de material em suspensão na coluna d'água neste ponto. O P2 possui baixa profundidade (profundidade média de 1,7 m) e provavelmente a ressuspensão constante do sedimento, tanto pelos ventos no inverno como pelas precipitações no verão, é responsável pela baixa transparência e grande concentração de material em suspensão.

O pH é uma das variáveis importantes para a dinâmica dos sistemas aquáticos, pois além de interferir no metabolismo de suas comunidades e na solubilidade de nutrientes, sofre variações em função dos processos respiratórios, fotossintéticos e da decomposição (ESTEVES, 1998). O pH observado durante o período de estudo (exceto em novembro) apresentou valores abaixo de 7. O caráter ácido das águas da represa já foi anteriormente registrado em diversos estudos (TUNDISI, 1972; MATHEUS; TUNDISI, 1988; ARGENTON, 2004; MOTHEO, 2005) e é decorrente, em grande parte, do pH ácido do solo circundante e em parte dos ácidos orgânicos oriundos da decomposição da matéria orgânica alóctone. Argenton (2004) obteve para a Represa do Lobo o valor mínimo de pH de 3,8 e o máximo de 7,7, valores estes bem próximos aos observados no presente trabalho.

A condutividade elétrica da água constitui uma das variáveis mais importantes em estudos de qualidade da água, podendo fornecer informações indiretas sobre a concentração de nutrientes e fontes poluidoras (BRANCO, 1986). No presente estudo, os valores de

condutividade que variaram de 10 a 17 $\mu\text{S cm}^{-1}$, foram baixos se comparados a outros sistemas da região que são mais impactados. Oishi (1997), estudando o reservatório de Barra Bonita e seus tributários, por exemplo, encontrou valor máximo de 550 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no rio Capivari, sendo que os maiores valores de condutividade foram obtidos no período de estiagem. Os valores de condutividade mais altos no mês de maio na Represa do Lobo indicam possivelmente entrada de nutrientes do sedimento e conseqüente alteração na concentração de íons na coluna d'água. Este fato é confirmado pela maior concentração de nitrito e nitrato também encontrados neste mesmo mês.

A temperatura da água é outro fator importante na dinâmica dos ambientes aquáticos, pois influencia no metabolismo das comunidades e pode causar alterações na estrutura física da coluna d'água, promovendo a circulação ou estratificação da água e, conseqüentemente, alterando a disponibilidade dos nutrientes (ESTEVEES, 1998). Variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura da água na Represa do Lobo variou durante o período de estudo, acompanhando a temperatura atmosférica do período seco (maio, julho e setembro/10), com os valores mais baixos, e do período chuvoso (novembro/10, janeiro e março/11), com os valores mais elevados.

Os processos químicos e metabólicos dos corpos d' água são fortemente influenciados pela disponibilidade de oxigênio dissolvido na água sendo assim um dos principais fatores na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos (ESTEVEES, 1998). Segundo Sipaúba-Tavares e Moreno (1994), quando as concentrações dessa variável são muito baixas, os animais aquáticos podem ficar estressados ocasionando a diminuição de sua sobrevivência e produção. Em relação à concentração de oxigênio dissolvido (OD), observa-se que as águas da represa são bem oxigenadas (faixa de 5,3 a 9,8 mg L^{-1}), com valores superiores a 8,0 mg L^{-1} na maioria dos meses analisados. Estudos anteriores indicam que o reservatório do Lobo apresenta concentrações elevadas de OD em suas águas, principalmente por ser um reservatório raso e pela mistura provocada pela ação dos ventos típicos da região (SIMONATO, 1986; CALIJURI, 1988, ARGENTON, 2004; MOTHEO, 2005).

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, pois é um dos componentes básicos da biomassa. As principais vias naturais de entrada de nitrogênio para as águas são a atmosfera, precipitação pluviométrica, material orgânico e inorgânico de origem alóctone (ESTEVEES, 1998), além da elevada liberação de compostos nitrogenados resultantes da decomposição de células fitoplanctônicas mortas e da atividade de degradação de detritos orgânicos por bactérias (MINILLO, 2005). As principais

fontes antrópicas de entrada de nitrogênio podem ser do escoamento superficial provenientes de atividades agrícolas, assim como a decomposição da matéria orgânica das lavouras, esgoto sanitário e industrial (ESTEVES, 1998; BAIRD, 2002). No presente estudo, as maiores concentrações de nitrogênio total ocorreram no início do período chuvoso (novembro) e, portanto, podem ser atribuídas as chuvas, aos escoamentos superficiais de áreas que se credenciam a fontes difusas de aporte de detritos na Represa do Lobo e/ou a decomposição fitoplanctônica.

Dentre as formas nitrogenadas inorgânicas, os valores de nitrito encontrados nesse sistema foram os mais baixos, corroborando o fato de que, em ambientes oxigenados, como é o caso da Represa do Lobo, o nitrito é encontrado em baixas concentrações e representa uma fase intermediária entre a amônia (forma mais reduzida) e nitrato (forma mais oxidada). Em adição, o nitrito pode mediar a oxidação do amônio em meio anaeróbico (Anammox, do inglês *anaerobic ammonium oxidation*) (STROUS et al., 1998). Em concentrações altas, o nitrito é extremamente tóxico a maioria dos organismos aquáticos (ESTEVES, 1998).

Segundo Carmouze (1994), o processo de mineralização do nitrogênio ou nitrificação ocorre a partir da degradação da matéria orgânica, liberando inicialmente, como primeira forma de nitrogênio inorgânico, o íon amônio. Assim, a alta concentração do íon amônio no P1 em maio e julho pode estar relacionada ao fato deste ambiente estar sofrendo influência direta dos processos de decomposição da matéria orgânica que sedimenta na região próxima à barragem. Dornfeld et al. (2002) analisando o sedimento da represa, observaram que as regiões próximas à barragem, assim como aquelas da foz do rio Itaqueri apresentaram as maiores concentrações de matéria orgânica e de metais biodisponíveis, além de maior toxicidade.

Um fato importante que não deve deixar de ser mencionado é o efeito dos bancos de macrófitas encontrados na porção superior da represa (P2) na dinâmica dos nutrientes nesse sistema. Trindade (1980) menciona que essas áreas apresentam um sedimento rico em matéria orgânica e o solo hidromórfico, ali encontrado, pode perder muito nitrogênio sob a forma de amônia. Concentrações mais altas de nitrito, nitrato e fosfato nas regiões próximas a foz dos tributários e cabeceira da represa, sugerem influência de matéria orgânica acumulada em maior quantidade nesta região, devido à presença de grande número de macrófitas aquáticas, que por sua vez oferecem condições a um aumento da população fitoplanctônica, zooplanctônica e do perifíton. A decomposição dessa matéria pode ser a fonte de parte desses nutrientes, justificando assim os mais altos teores de nitrito e nitrato nessa região (P2).

O fósforo possui grande importância nos sistemas biológicos, pois participa de processos fundamentais para o metabolismo dos seres vivos, como o armazenamento de energia e a estruturação da membrana celular e ácidos nucleicos. Além disso, é o principal fator limitante da

produtividade nos ambientes aquáticos e é apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVEES, 1998). Segundo Esteves (1998), as fontes naturais de fósforo para os ecossistemas aquáticos são as rochas da bacia de drenagem, o material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone. Já as fontes artificiais são esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera. Na Represa do Lobo, as altas concentrações tanto de fósforo total quanto à de suas frações (fosfato total dissolvido, fosfato orgânico e fosfato inorgânico) ocorreram no período seco (principalmente em julho) provavelmente devido à ressuspensão do sedimento que funciona como um reservatório deste nutriente. Segundo Tundisi et al. (2000), os ventos no inverno aumentam a turbulência desse reservatório e acabam disponibilizando as reservas de fósforo do sedimento.

No presente trabalho observaram-se baixas concentrações de fosfato inorgânico dissolvido na represa. Isso se deve ao fato de que o fosfato inorgânico dissolvido é a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos (ESTEVEES, 1998). Segundo Esteves (1998), em lagos tropicais, onde o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente devido à alta temperatura, o fosfato inorgânico dissolvido é mais rapidamente assimilado e exceto em lagos eutrofizados artificialmente, a concentração do fosfato inorgânico dissolvido é muito baixa.

A concentração máxima de fósforo total obtida neste estudo ($64,4 \mu\text{g L}^{-1}$ - julho de 2010) foi maior que a máxima encontrada por Motheo (2005) ($55,9 \mu\text{g L}^{-1}$ - setembro de 2000), demonstrando o aumento na concentração desse nutriente ao longo dos anos. Ccopa Rivera (2003) fez a avaliação e a simulação no tempo de um modelo do fósforo no reservatório, usado para ter uma visão sistêmica em longo prazo e mudanças nos níveis deste nutriente e como são afetados pela variação da taxa de entrada e pelas taxas de troca entre o sedimento e a coluna de água. A simulação mostrou que, a longo prazo, sob circunstâncias das cargas atuais, a Represa do Lobo estará sendo submetida a um processo gradual de enriquecimento do fósforo na coluna de água e no sedimento, isto é, um processo de eutrofização ao longo dos anos. A sensibilidade do modelo aos valores do fluxo de reciclagem constante e o incremento deste fluxo sugere que mudanças na troca água-sedimento têm efeitos consideráveis nos níveis de fósforo liberado para a coluna de água.

Em ecossistemas aquáticos a clorofila *a* é o principal pigmento responsável pela fotossíntese e suas concentrações podem ser um bom indicador da biomassa fitoplanctônica, além de constituir uma importante ferramenta para avaliar o estado trófico em ecossistemas aquáticos (ESTEVEES, 1998). No reservatório estudado, as maiores concentrações de clorofila *a* ocorreram no período seco (julho e setembro) e início do período chuvoso (novembro). No

período seco, as altas concentrações de clorofila *a* devem-se provavelmente a maior disponibilidade de nutrientes (principalmente fósforo) decorrentes da ressuspensão do sedimento, enquanto que no período chuvoso as altas concentrações de clorofila *a* devem-se provavelmente a maior disponibilidade de nutrientes (principalmente nitrogênio) pela entrada de material alóctone devido à precipitação. Um aumento da biomassa fitoplanctônica (expressa pela concentração de clorofila *a*) nos pontos 1 e 2 na represa tem sido registrada nos últimos anos. De acordo com os dados de Motheo (2005), a concentração máxima de clorofila *a* no P1 era de 11,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ (junho) e no P2 era de 17,8 $\mu\text{g L}^{-1}$ (junho), enquanto que no presente estudo a concentração máxima de clorofila *a* no P1 foi de 30,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ (novembro) e no P2 foi de 32,7 $\mu\text{g L}^{-1}$ (novembro).

O índice de estado trófico é uma ferramenta útil para sintetizar o conhecimento sobre os mecanismos de funcionamento de corpos hídricos tanto naturais quanto artificiais, avaliar os usos da bacia hidrográfica, assim como para servir de subsídios para ações de mitigação (TUNDISI et al., 1993). No presente trabalho, os resultados de IET indicaram que, tanto por Toledo et al. (1983) como por Lamparelli (2004), em média geral, a Represa do Lobo é um ambiente mesotrófico, porém com maior valor de IET na porção superior (entrada do Rio Itaqueri). No início dos anos 80 a represa era classificada como oligotrófica (TRINDADE, 1980), passando à categoria de oligo-mesotrófica no começo da década seguinte (CALIJURI; TUNDISI, 1990) e mesotrófica no final dela (ABE et al., 2000). Já no estudo de Argenton (2004), esta detectou uma mudança importante, com a porção superior da represa (entrada do rio Itaqueri), tendendo à condição eutrófica. Assim, a análise temporal dos dados mostra uma preocupante alteração nas condições originárias do reservatório, indicando um evidente processo de eutrofização.

Segundo Argenton (2004), a poluição do Rio Itaqueri está relacionada ao impacto ocasionado pelas atividades antrópicas ali desenvolvidas, sendo o efluente da Estação de Tratamento de Esgotos de Itirapina e o esgoto sem nenhum tratamento das duas penitenciárias do município, despejados no córrego Água Branca, um dos principais contribuintes ao aporte de nutrientes no reservatório. Além disso, a retirada da vegetação nativa com sua substituição por culturas e reflorestamento, com a necessidade da utilização de fertilizantes químicos e pesticidas, e da construção de casas e clubes na área de entorno da represa, também comprometem a qualidade da água no sistema, constituindo importantes fontes difusas de poluição.

O processo de eutrofização na represa foi abordado no estudo de Leite e Espíndola (2002), comparando o que vem sendo observado no reservatório do Lobo ao ocorrido em Salto Grande (Americana/SP), onde a eutrofia promoveu a perda de usos do sistema, além de problemas de ordem econômica e social nos bairros de entorno, como a desvalorização de

imóveis e o aumento da criminalidade às margens do reservatório. Dessa forma, torna-se essencial a adoção de medidas que visam mitigar os impactos ambientais na área.

5.2. Composição e estrutura da comunidade microbiana

5.2.1 Bactérias

Na Represa do Lobo, as densidades bacterianas encontradas ($6,2 \times 10^6$ a $9,4 \times 10^6$ cel mL⁻¹) são as comuns em ambientes de água doce. Segundo Pedrós-Alió (1989), tanto nos ecossistemas de água doce quanto nos marinhos, as densidades bacterianas encontram-se ao redor de 10^6 cel mL⁻¹, sendo que os ambientes oligotróficos apresentam densidades menores (ao redor de 10^5 cel mL⁻¹), enquanto nos eutróficos as densidades são maiores (ao redor de 10^7 cel mL⁻¹). Hisatugo (2009), em estudo no reservatório do Monjolinho, um ambiente eutrófico, observou densidades bacterianas entre $2,0 \times 10^6$ a $3,3 \times 10^6$ cel mL⁻¹. Ferrari (2002), estudando dezessete corpos d'água com diferentes graus de trofia na Serra da Mantiqueira (SP), registrou para os ambientes oligotróficos o valor médio de $1,2 \times 10^6$ cel mL⁻¹, para os mesotróficos o valor médio de $1,5 \times 10^6$ cel mL⁻¹ e para os eutróficos o valor médio de $3,1 \times 10^6$ cel mL⁻¹.

A densidade bacteriana média encontrada na Represa do Lobo no presente estudo foi maior a que Racy et al. haviam encontrado em 2005. Estes autores observaram uma densidade média de $5,75 \times 10^6$ cel mL⁻¹, enquanto que neste estudo a densidade média foi de $8,5 \times 10^6$ cel mL⁻¹. O aumento da densidade bacteriana no reservatório pode ter sido influenciado pelo aumento da trofia do sistema ao longo dos anos. Racy et al. (2005) compararam as densidades bacterianas médias de três represas com diferentes graus de trofia e observaram que a represa de Barra Bonita (Barra Bonita, SP), um ambiente eutrófico ($9,01 \times 10^6$ cel.mL⁻¹) apresentava maior densidade bacteriana do que um ambiente mesotrófico, como a Represa do Lobo e um ambiente oligotrófico ($2,27 \times 10^6$ cel.mL⁻¹), como a represa Lagoa Dourada (Itirapina, SP), demonstrando que o grau de trofia influencia na densidade bacteriana.

Embora se observe tendência de sistemas com maior grau de trofia apresentarem densidades bacterianas maiores, outros fatores, como a pressão de predação, devem ser considerados. Regali-Selegim (2001), por exemplo, considerou que no Reservatório do Monjolinho, um sistema com alta produtividade bacteriana e alto grau de trofia, as baixas densidades de bactérias observadas foram decorrentes da predação exercida não apenas pelos nanoflagelados heterotróficos, mas também pelo zooplâncton local.

O biovolume bacteriano médio ($0,44 \mu\text{m}^3$) encontrado na Represa do Lobo foi maior que o valor máximo registrado em ambientes temperados (e.g. GURUNG et al., 2002; LIND;

BARCENA, 2003) e dentro da faixa para ambientes subtropicais e tropicais (e.g. REGALI-SELEGHIM, 2001; ARAÚJO; GODINHO, 2008). Segundo Regali-Seleghim (2001), os altos valores de biovolume observados no Reservatório do Monjolinho (ambiente subtropical raso) são resultado da introdução na água de bactérias grandes provenientes do sedimento, que são locais mais ricos nutricionalmente. Assim, como a Represa do Lobo é um ambiente raso, a turbulência da água provavelmente deve ressuspender bactérias grandes do sedimento, o que pode explicar o alto valor do biovolume e conseqüentemente, alta biomassa bacteriana.

A biomassa bacteriana média ($362,6 \mu\text{g C L}^{-1}$) na represa está acima da faixa de variação encontrada por Comte et al. (2006) para um ambiente de região temperada (Lago Bourget, França) (15 a $161 \mu\text{g C L}^{-1}$), mas está dentro daquelas já registradas em regiões tropicais de água doce. Erikson et al. (1999) encontraram biomassa entre 240 e $930 \mu\text{g C L}^{-1}$ em um lago tropical (Lago Xolotlán, Nicarágua) e Farjalla et al. (2001) obtiveram biomassas entre 480 e $1432 \mu\text{g C L}^{-1}$ em lagoas costeiras do sudeste do Brasil.

Com relação aos morfotipos bacterianos, a dominância de cocobacilos na Represa do Lobo segue o obtido por Ferrari (2002) em corpos d'água da Serra da Mantiqueira, que também observou o predomínio da forma cocobacilar. Os morfotipos bacterianos predominantes neste trabalho foram iguais aos encontrados por Racy et al. (2005). Este autor registrou que a abundância relativa de cocobacilos, cocos e bacilos na Represa do Lobo foi de 44%, 30% e 19% e no presente estudo a abundância relativa foi de 41%, 35% e 21%, respectivamente.

Cocos e cocobacilos apresentam formas celulares esféricas, esféricas prolatadas ou esferóides e estudos sugerem que em ambientes com maior disponibilidade de recursos a atividade metabólica dos organismos com estas formas seria facilitada tanto pela quantidade de alimentos disponíveis no ambiente quanto pela facilidade em conduzi-los para o interior das células (RACY, 2004). Este fato poderia estar promovendo o crescimento rápido assim como a rápida reprodução destes organismos o que resultaria numa maior densidade, como foi observado neste trabalho.

5.2.2. Protozoários nanoflagelados (2-20 μm)

A densidade média dos nanoflagelados totais (NFT) na Represa do Lobo ($2,2 \times 10^3$ ind mL^{-1}) foi maior do que a encontrada por Regali-Seleghim (2001) no reservatório do Monjolinho ($1,4 \times 10^3$ ind mL^{-1}) e esteve dentro da faixa de variação obtida por Lucinda (2007) no reservatório do Fazzari (São Carlos/SP) ($1,5 \times 10^3$ a $6,1 \times 10^3$ ind mL^{-1}). Em relação aos nanoflagelados autotróficos (NFA) e heterotróficos (NFH), vários autores (e.g. FERRARI, 2002; LUCINDA, 2007) verificaram, como neste estudo, a predominância numérica dos heterotróficos.

A densidade média de NFA ($0,8 \times 10^3$ ind mL⁻¹) foi menor do que a verificada por Chróst et al. (2009) ($1,4 \times 10^3$ a $3,8 \times 10^3$ ind mL⁻¹), enquanto que a biomassa média ($17,8 \mu\text{g C L}^{-1}$) esteve dentro da faixa de variação obtida por estes autores ($7,5$ a $36,5 \mu\text{g C L}^{-1}$). A densidade média de NFH ($1,3 \times 10^3$ ind mL⁻¹) esteve dentro da faixa de variação entre 10^2 e 10^6 ind mL⁻¹ encontrada por Berninger, Finlay e Kuuppo (1991) para ambientes de água doce. A biomassa média de NFH ($25,9 \mu\text{g C L}^{-1}$) esteve dentro da faixa de variação e próxima a biomassa máxima de Chróst et al. (2009) ($10,2$ a $27,4 \mu\text{g C L}^{-1}$) e Vaqué et al. (2002) ($0,1$ a $26,9 \mu\text{g C L}^{-1}$).

As maiores densidades de NFH em novembro/10 e janeiro/11 (Figura 14) podem ser explicadas pelas temperaturas elevadas da água, que favorecem o aumento do metabolismo destes organismos, e pela alta precipitação, com aumento de nutrientes e de presas (bactérias) tanto pela entrada de material alóctone quanto pela ressuspensão do sedimento na coluna d'água. A correlação positiva significativa da densidade de NFH com a de ciliados ($r = 0,60$; Tabela 12) indica que o controle da densidade de NFH pode estar associado à pressão de predação (*top-down*) por ciliados.

Os NFH $<5\mu\text{m}$, que predominaram numericamente na Represa do Lobo, são, segundo Sherr e Sherr (1991), a classe dominante e constituída preponderantemente por organismos bacterívoros, sendo que os NTH $>5\mu\text{m}$ ingerem presas maiores. Segundo Gonzalez et al. (1990), os NFH de 3 a 4 μm de tamanho são os que mais ingerem bactérias. No trabalho de Regali-Selegim (2001) e Hisatugo (2009) a maior densidade média de NFH também foi encontrada para nanoflagelados menores que $5\mu\text{m}$, assim como neste trabalho, o que reforça a importância destes nanoflagelados para o controle bacteriano na represa.

5.2.3. Protozoários ciliados

A densidade média de ciliados ($24,6$ ind mL⁻¹) na Represa do Lobo esteve acima da faixa de variação encontrada por Velho et al. (2005) para um ambiente tropical oligotrófico (reservatório de Chavantes/PR/SP - $0,2$ a $2,85$ ind mL⁻¹) e oligo-mesotrófico (reservatório de Rosana/PR/SP - $1,54$ a $3,89$ ind mL⁻¹), porém esteve dentro da faixa observada por estes mesmos autores para um ambiente eutrófico (reservatório de Iraí/PR - $7,2$ a $47,1$ ind mL⁻¹). Em relação à biomassa dos ciliados, a biomassa média obtida ($202,1 \mu\text{g C L}^{-1}$) esteve dentro da faixa verificada por Comte et al. (2006) para um ambiente mesotrófico ($4,9$ a $990 \mu\text{g C L}^{-1}$).

Neste estudo, a densidade média de ciliados obtida foi mais alta do que a encontrada por Barbieri e Godinho (1989) (média de $1,97$ ind mL⁻¹) na Represa do Lobo, quando esta ainda era considerada oligo-mesotrófica. Acredita-se que o aumento da densidade de ciliados ao longo dos anos possa estar relacionado ao processo de eutrofização do reservatório, pois, apesar da pressão

de predação sobre a comunidade de ciliados certamente ocorrer, vários estudos têm mostrado que o estado trófico é uma das principais forças que influenciam a distribuição de ciliados, de tal forma que os níveis de nutrientes acabam por determinar a densidade desses organismos (Auer et al., 2004; Velho, 2005).

Nos meses de julho e novembro/10 ocorreram as maiores densidades de ciliados provavelmente devido à alta disponibilidade de nutrientes e de presas (e.g. algas, bactérias e nanoflagelados). A correlação positiva da densidade de ciliados com a de NFH ($r = 0,60$; Tabela 12) e com a concentração de clorofila *a* ($r = 0,58$; Tabela 12) sugere que a densidade de ciliados foi controlada principalmente pela disponibilidade de recursos (controle *bottom-up*) durante o período de estudo (exceto em setembro). No mês de setembro, apesar da alta disponibilidade de alimento (algas, bactérias e nanoflagelados), a densidade de ciliados nos dois pontos de coleta apresentou-se baixa provavelmente devido às fortes pressões de predação de zooplâncton. Segundo Luciana Hitomi Hayashi (estudos em andamento), que desenvolveu um trabalho em paralelo na Represa do Lobo, no mês de setembro foi registrada alta densidade de zooplâncton (grupo cladóceros), sugerindo, dessa forma, um possível controle dos ciliados por predação (*top down*) neste mês.

As espécies de ciliados mais abundantes no reservatório do Lobo (*Mesodinium pulex* e *Halteria grandinella*) foram também encontrados por Zingel et al. (2006) e Chróst et al. (2009) como dominantes nos ambientes estudados. Espécies como *Halteria grandinella*, *Mesodinium pulex* e *Vorticella* spp. são também freqüentemente relatadas como predominantes em vários ambientes aquáticos brasileiros (e.g. BARBIERI; GODINHO, 1989; BOSSOLAN; GODINHO, 2000). Quatro fatores podem ser importantes determinantes da densidade de ciliados e da estrutura de espécies em ambientes aquáticos: (1) o potencial das populações de ciliados para se reproduzir; (2) o tamanho dos ciliados em relação aos predadores metazoários; (3) a estrutura de espécies de metazoários; e (4) algumas defesas de ciliados contra a predação (JACK; GILBERT, 1997). Um dos motivos do sucesso de *Halteria grandinella* e *Mesodinium pulex* pode estar relacionado à habilidade de saltar dessas espécies, pois este comportamento é uma estratégia efetiva de escape da predação por cladóceros e rotíferos (JACK; GILBERT, 1993; GILBERT, 1994). Quanto à espécie *Vorticella aquadulcis-complex*, embora ela seja sésil, esta possui pedúnculo com mionema que permite a contração dos zoóides, facilitando também o escape à predação.

Outro fator responsável pela predominância de *Mesodinium pulex* deve-se a sua ampla dieta, pois este *taxa*, por ser onívoro, alimenta-se de organismos pertencentes a vários níveis tróficos (bactérias, nanoprotistas, algas, pequenos metazoários), que pode ser uma vantagem seletiva comparada com ciliados bacterívoros e algívoros especializados e resulta em uma ampla

ocorrência e geralmente dominância numérica no plâncton de água doce. Motivo semelhante justifica a predominância do *taxa Thylacidium pituitosum*, que é uma espécie mixotrófica. A mixotrofia é definida como a capacidade de um organismo obter energia e/ou nutrientes tanto pela autotrofia, utilizando energia luminosa e nutrientes inorgânicos, quanto pela heterotrofia, através da ingestão de partículas e subsequente digestão e utilização dos compostos orgânicos derivados deste processo (JONES, 2000). Regali-Seleghim (2001) destaca que a mixotrofia é uma estratégia vantajosa em ambientes com baixas concentrações de alimento ou alta competição. Como a maior densidade da espécie *Thylacidium pituitosum* ocorreu em período de alta concentração de alimento (e.g. nutrientes, algas e bactérias) e alta densidade de ciliados (julho), acredita-se que a mixotrofia foi vantajosa nesse período devido à competição com outros ciliados.

Considerando os hábitos alimentares, a predominância dos ciliados bacterívoros/algívoros (34,2%) pode ser explicada pela sua facilidade de adaptação às flutuações na disponibilidade de alimento. Dos organismos com esse hábito alimentar, boa parte correspondeu aos ciliados Spirotrichea (representado principalmente por *Halteria grandinella*), que apresentam essa estratégia alimentar, além de pequenas dimensões que determinam rápidas taxas de crescimento.

Em relação os grupos de ciliados predominantes no reservatório, o Oligotrichida (Spirotrichea), Scuticociliatida e Haptorida são os grupos que geralmente dominam o plâncton em águas continentais, segundo Beaver e Crisman (1989). Estudos em lagos temperados mesotróficos e eutróficos têm mostrado que comunidades de ciliados pelágicos são frequentemente dominadas por espécies pequenas (<30µm), principalmente Oligotrichidas e Prostomatidas (MACEK et al., 1996), enquanto Scuticociliatidas, Haptoridas e Peritrichidas são usualmente menos numerosos (ŠIMEK et al., 2000). Em ambientes aquáticos brasileiros, a predominância do grupo Oligotrichida (Spirotrichea) tem sido relatada em vários estudos (e.g. REGALI-SELEGHIM, 2001; VELHO et al., 2005).

Os protozoários ciliados podem ser muito úteis como indicadores da quantidade de matéria orgânica de um corpo hídrico. Assim, estes organismos foram classificados neste trabalho, de acordo com Foissner e Berger (1996), em graus de saprobidade, sendo a presença de certas espécies indicativa do predomínio de condições de oxidação ou de redução na decomposição da matéria orgânica (SOUZA; VON SPERLING, 2003). Na represa, durante o período de estudo, houve o predomínio de organismos beta-mesossapróbicos, indicadores de ambiente com moderados níveis de putrefação orgânica, tendendo à alfa-mesossapróbicos, indicadores de ambientes mais poluídos (Tabela 9). Isto é confirmado pelo índice de saprobidade de Pantle e Buck (1955), que foi de 2,2, enquadrando a Represa do Lobo na zona beta-mesossapróbica, ou seja, moderadamente poluída.

5.3. Bacterivoria por protozoários e controle da comunidade bacteriana

Segundo Sherr, Sherr e Fallon (1987), as FLB não são tóxicas para os protozoários e podem ser metabolizadas para apoiar o crescimento rápido da população de ciliados e flagelados. Assim, como as FLB são digeridas, os experimentos de bacterivoria por protozoários que envolvem o uso da FLB devem ser de curta duração, pois, após 10 a 30 minutos, as taxas de ingestão de FLB, aparentemente, começam a se equilibrar com as taxas de digestão da FLB. Este fato foi confirmado neste estudo, pois a ingestão linear de FLB por NFH ocorreu até o tempo de 30 minutos, enquanto para ciliados, ocorreu até o tempo de 20 minutos. Após estes tempos de incubação, a redução da ingestão significou digestão/egestão de FLB.

O tempo de ingestão linear de FLB observado para flagelados (até 30 minutos) esteve de acordo com o verificado por Šimek et al. (1995), no qual determinaram as taxas de ingestão para flagelados em 10 a 30 minutos. Estes mesmos autores determinaram para os ciliados taxas de ingestão em séries de tempo de 3 a 10 minutos, pois, em experimentos prévios (ŠIMEK; STRASKROBOVÁ, 1992), encontraram que as taxas de *grazing* para ciliados e flagelados bacterívoros foram diferentes por cerca de uma ordem de grandeza. No entanto, neste estudo, o tempo de ingestão linear observado para ciliados em algumas condições (20 minutos) foi mais alto do que o citado por Šimek et al. (1995) (10 minutos), fato que se deve provavelmente aos diferentes padrões de ingestão dos diferentes grupos de ciliados. Os scuticociliatidas na Represa do Lobo mostraram ingestão linear até 20 minutos, enquanto os pequenos oligotrichidas e os peritrichidas ingeriram FLB em ritmo acelerado durante 10 minutos, após o qual o número médio de FLB por indivíduo estabilizou. Sherr, Sherr e Fallon (1987) também encontraram padrões diferentes de ingestão para as populações de scuticociliatidas (até 20 minutos) e pequenos oligotrichidas (até 10 minutos) em seu estudo.

A taxa de ingestão individual (TII) observada para NFH (27,5 a 119,6 bact ind⁻¹ h⁻¹; média de 79,7 bact ind⁻¹ h⁻¹) esteve acima da faixa verificada por Sherr, Sherr e Rassoulzadegan (1988) (5,2 a 27,4 bact ind⁻¹ h⁻¹) e dentro da faixa encontrada por vários autores (e.g. Shannon; Chrzanowski; Grover, 2007). Já as TII verificada para ciliados (0,9 x 10³ a 9,9 x 10³ bact ind⁻¹ h⁻¹; média 3,3 x 10³ bact ind⁻¹ h⁻¹) foram mais altas do que as faixas estimadas por Comte et al. (2006) (2 a 612 bact ind⁻¹ h⁻¹) e por Jezbera, Nedoma e Šimek (2003) (46 a 1808 bact ind⁻¹ h⁻¹).

As TII por ciliados foram maiores do que as de NFH em todos os meses e pontos, fato que pode ser explicado pela própria morfologia de cada grupo. Os ciliados são, em geral, maiores que os nanoflagelados e possuem diferenças nos modos de captação e ingestão de alimentos. De modo geral, os protozoários ciliados possuem seu aparato alimentar circundado

por cílios na superfície da célula ou em uma cavidade na superfície da célula (LEE; KUGRENS, 1992), que favorecem a ingestão de um maior número de bactérias quando comparados aos flagelados, que não possuem cílios. Da mesma forma, o constante fluxo de água através dos cílios favorece a obtenção e a entrada de um grande número de partículas alimentares nas células destes protozoários (FENCHEL, 1980). A TII por ciliados apresentou alta correlação positiva significativa com o biovolume de ciliados ($r = 0,89$; Tabela 13), corroborando a importância do tamanho dos ciliados para a taxa de ingestão de bactérias.

Apesar das TII por ciliados serem maiores do que as por NFH, as taxas de ingestão populacionais (TIP) por NFH foram maiores do que as por ciliados na maioria dos meses avaliados, devido às maiores densidades destes organismos quando comparadas as densidades de ciliados. Apesar disso, em alguns meses (principalmente no P2), a TII por ciliados foi tão alta (e.g. P2 em janeiro), que mesmo com altas densidades de NFH, a TIP de NFH ficou próxima da TIP de ciliados. Em algumas situações, a TIP de NFH foi menor que a TIP de ciliados (e.g. P1 em julho).

Em relação aos dois pontos selecionados, tanto para os ciliados quanto para os NFH, as TII foram sempre maiores no P2, fato que se deve provavelmente ao metabolismo mais acelerado dos protozoários neste ponto devido a maiores temperaturas da água. Segundo Sherr, Sherr e Rassoulzadegan (1988) temperaturas mais altas favorecem o consumo de bactérias, uma vez que a bacterivoria é dependente da temperatura e aumenta proporcionalmente a esta. Durante o estudo, observou-se que o tempo de ingestão linear no P2, tanto para NFH quanto para ciliados, foi mais curto do que no P1, o que comprova o metabolismo mais acelerado dos protozoários no P2. Além disso, deve-se destacar também que o P2 tem maior disponibilidade de presas (maiores densidade de bactérias) do que o P1. Assim, o que se espera é que quanto maior a oferta de presas para os protozoários no ambiente, mais elevada sejam as suas taxas de ingestão, fato que foi comprovado com a correlação positiva significativa da TIP de NFH ($r = 0,57$; Tabela 13) e de ciliados ($r = 0,60$; Tabela 13) com a densidade bacteriana.

As maiores taxas de ingestão por NFH ocorreram em novembro/10 e possivelmente podem ser explicadas pela alta abundância numérica de NFH menores que $5\mu\text{m}$ (Classe I) neste mês (80% do total). De modo geral, os principais consumidores de bactérias no reservatório do Lobo foram os NFH menores que $5\mu\text{m}$ (Classe I), devido a sua alta densidade quando comparada à dos NFH maiores (classes II e III) e dos ciliados. Segundo Sherr e Sherr (1991), os NFH menores $5\mu\text{m}$ são de fato uma classe dominante constituída preponderantemente por organismos bacterívoros. Além disso, Hansen, Hansen e Bjorsen (1994) provaram que os protozoários bacterívoros mais eficientes consomem partículas três vezes menores do que eles, fato que

sugere que os consumidores bacterianos mais eficientes devam ser protozoários menores que 3 μm .

As maiores taxas de ingestão por ciliados foram verificadas em janeiro/10, devido ao fato da população, em termos de densidade, ter sido dominada pelo grupo Spirotrichea (principalmente *Halteria grandinella*), composto por pequenos ciliados bacterívoros (geralmente $<30\mu\text{m}$), e em termos de biomassa, a população ter sido dominada pelo grupo Peritrichia (principalmente *Campanella umbellaria* e *Vorticella aquadulcis-complex*), composto por eficientes ciliados filtradores de bactérias. Šimek et al. (1995) obtiveram altas taxas de remoção individual para as espécies *Halteria grandinella* e *Vorticella aquadulcis-complex*, confirmando a habilidade destas espécies serem filtradoras altamente eficientes.

Apesar de terem sido encontrados na represa um total de 32 *taxa* de ciliados, apenas 25 *taxa* foram potenciais consumidores de bactérias, de acordo com seus hábitos alimentares (Tabela 8). Destes, apenas quinze *taxa* (Figura 29) foram identificados na análise de bacterivoria devido ao método utilizado, pois ciliados observados em microscopia de fluorescência são difíceis de identificar e algumas espécies quando fixadas com solução de formol são destruídas ou deformadas. Os quinze ciliados (Figura 29) foram identificados, durante a observação em microscopia de fluorescência, pelo uso de alguns critérios, tais como forma, tamanho e posição do núcleo.

Na Represa do Lobo, a espécie *Campanella umbellaria* apresentou a maior taxa média de ingestão individual ($1,1 \times 10^4 \text{ bact ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$) provavelmente devido ao seu grande tamanho (comprimento médio de $150 \mu\text{m}$) e conseqüentemente, alto biovolume (biovolume médio de $5,7 \times 10^5 \mu\text{m}^3$) quando comparado às demais espécies bacterívoras. Além disso, esta espécie é estritamente bacterívora e uma eficiente filtradora. As espécies *Mesodinium pulex* e *Halteria grandinella* apresentaram as maiores taxas de ingestão populacionais, devido ao fato de terem as maiores densidades (ind mL^{-1}). Já a espécie *Campanella umbellaria*, apesar de não ser numericamente tão representativa, apresentou alta taxa de ingestão populacional devido a sua alta taxa de ingestão individual.

Dolan e Coats (1991), ao estudarem a alimentação de ciliados predadores usando presas (outros ciliados), observaram que a espécie *Mesodinium pulex* não apresentaram a ingestão de microesferas fluorescentes livres, mas que estas foram encontradas em seu interior quando consumiram ciliados bacterívoros (*Metanophrys* sp., *Cyclidium* sp. e *Pleuronema* sp) marcados com as microesferas fluorescentes. Sanders et al. (1989) também verificaram *Mesodinium pulex* em todos os meses de seu estudo (fevereiro, abril, maio, junho e setembro de 1986) no lago eutrófico Oglethorpe (Georgia) e ao analisarem a taxa de *grazing* por este ciliado, verificaram que esta espécie não ingeriu microesferas fluorescentes, sendo, portanto, considerada não

bacterívora. Já Sherr, Sherr e Fallon (1987), ao observarem o *Mesodinium* sp., que eram abundantes na água de estuários, só raramente encontraram ingestão de qualquer tipo de partícula (microesferas ou FLB) por este ciliado. Assim, neste trabalho, acredita-se que as bactérias marcadas (FLB) observadas no interior deste ciliado raptorial talvez sejam artefatos do consumo de outros ciliados que ingeriram FLB, ou seja, resultado do consumo indireto de FLB.

Ao comparar as taxas médias de ingestão individuais dos *taxa* analisados na Represa do Lobo com as taxas apresentadas na literatura (Tabela 14), foi possível observar que a taxa de ingestão para *Vorticella aquadulcis-complex* foi mais baixa que a encontrada por Šimek et al. (1995,1996) e próxima a observada por Jezbera, Nedoma e Šimek (2003); *Rimostrombidium humile* apresentou taxa de ingestão próxima a observada por Šimek et al. (1995,1996) e a taxa para *Halteria grandinella* foi mais baixa do que a verificada por Stabell (1996) e mais alta do que a verificada pelos outros autores. Já as taxas de ingestão encontradas para *Cyclidium glaucoma*, *Urotricha globosa*, *Cinetochilum margaritaceum*, *Limnostrombidium viride* e *Stokesia vernalis* foram mais altas do que as verificadas na literatura (e.g. Sanders et al., 1989; Šimek et al. 1995,1996; Stabell, 1996; Jezbera, Nedoma e Šimek, 2003).

Tabela 14: Comparação da taxa de ingestão individual média de alguns *taxa* encontrados na Represa do Lobo com a apresentada na literatura.

<i>Taxa</i>	Taxa de ingestão individual (bact ind ⁻¹ h ⁻¹)				
	Sanders et al. (1989)	Simek et al. (1995, 1996)	Stabell, 1996	Jezbera, Nedoma & Šimek (2003)	Presente estudo
<i>Vorticella</i> sp.	60 - 235 ^a	4200 ^c	-	3800	3813
<i>Cyclidium</i> sp.	-	470	-	350	875
<i>Urotricha</i> sp.	-	61	-	30	729
<i>Rimostrombidium</i> sp.	-	2130 ^d	348 ^f	310	2726
<i>Halteria grandinella</i>	67 - 1276	1580	5980	1050	2406
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	-	57	-	86	437
<i>Limnostrombidium</i> sp.	0 ^b	136 ^e	-	-	5687
<i>Stokesia</i> sp.	161 - 598	-	-	-	3792

Espécies referentes: a = *Vorticella microstoma*; b = *Limnostrombidium viride*; c = *Vorticella aquadulcis-complex*; d = *Strombidium* sp.; e = *Limnostrombidium fallax*; f = *Rimostrobilidium humile*.

Os Spirotrichea, Peritrichia, Haptoria e Scuticociliatia foram os principais grupos bacterívoros no reservatório do Lobo. Estudos de bacterivoria de *taxa* específicos têm mostrado que, entre os ciliados pelágicos, os mais importantes consumidores do bacterioplâncton em ambientes marinhos e de águas doces muitas vezes são os pequenos oligotrichidas (Spirotrichea) (STABELL, 1996; HWANG; HEATH, 1997; THOUVENOT et al., 1999; ŠIMEK et al., 2000; JEZBERA; NEDOMA; ŠIMEK, 2003), em vez de espécies estritamente bacterívoras como os

scuticociliados, que normalmente requerem concentrações bacterianas superiores as encontradas na maioria dos ambientes pelágicos (FENCHEL, 1980). De modo geral, com base em vários estudos (e.g. ŠIMEK et al., 2000; JEZBERA; NEDOMA; ŠIMEK, 2003), os mais importantes ciliados bacterívoros pelágicos têm sido os oligotrichidas (Spirotrichea), peritrichidas (Peritrichia) e os scuticociliados (Scuticociliatia).

Em relação à taxa de bacterivoria total por protozoários (NFH + ciliados), os NFH apresentaram maior contribuição média (60%) do que os ciliados (40%), demonstrando que, no reservatório do Lobo, a população de NFH causou maior impacto de predação sobre a comunidade bacteriana. Šimek et al. (1995), no reservatório eutrófico de Rímov (sul da Bohemia), observaram que a população dos NFH contribuíram em média com 82% da bacterivoria de protozoários total e a população de ciliados contribuiu em média com 18%. Sanders et al. (1989), considerando o *grazing* de vários grupos (nanoflagelados heterotróficos, nanoflagelados mixotróficos, ciliados, cladóceros e rotíferos), verificaram que os ciliados contribuíram em média com 11% (mínimo de 4% e máximo de 18%) e os flagelados foram responsáveis em média por 66% (mínimo de 49% e máximo de 81%) da bacterivoria total.

De modo geral, os NFH são relatados como os principais consumidores de bactérias em sistemas aquáticos por vários estudos (e.g. ICHINOTSUKA et al., 2006). No entanto, em alguns ambientes, os ciliados podem ser os mais importantes consumidores do bacterioplâncton (e.g. ZINGEL et al., 2006). Os ciliados contribuíram significativamente para a bacterivoria no reservatório do Lobo, principalmente no P2 (meso-eutrófico), em que estes apresentaram altas densidades e taxas de ingestão, quando comparadas ao P1 (oligo-mesotrófico). Segundo alguns autores, a importância relativa da bacterivoria por ciliados parece aumentar ao longo do gradiente trófico de meso a eutrófico (e.g. Šimek et al., 1998, 2000), como foi observado no presente estudo. De modo geral, há uma crescente evidência de que os ciliados contribuem significativamente para o *grazing* de bactérias e, portanto, não devem ser ignorados nas investigações de teias alimentares pelágicas.

No reservatório do Lobo, os dados mostraram que a predação de bactérias por protozoários não foi só um fator controlador, mas também modificador da comunidade de bactérias, pois a predação por NFH induziu modificações na estrutura da comunidade bacterioplânctônica, como o aumento no tamanho e na proporção de filamentos bacterianos. A formação de filamentos por bactérias é considerada um mecanismo de proteção contra a predação por NFH, pois essas bactérias têm uma vantagem seletiva, devido à diminuição da eficiência de ingestão por flagelados com o aumento do tamanho (comprimento) das bactérias (PERNTHALER, 2005). No reservatório do Lobo, as maiores concentrações de filamentos foram verificadas em novembro/10 (Figura 11), quando se encontrou as maiores densidades de

NFH (Figura 14) e alto impacto de predação por NFH (81,5% do total). As bactérias filamentosas neste mês também podem ter vindo do sedimento por ressuspensão devido à precipitação. No entanto, nos meses de janeiro e março/11, em que a precipitação foi mais alta do que novembro/10, não foi observado altas concentrações de filamentos. Assim, percebe-se que a entrada de bactérias filamentosas pelo sedimento pode ter contribuído, mas o principal fator para o aumento de filamentos em novembro/10 deve ter sido realmente a alta predação de bactérias por NFH. Entretanto, apesar da taxa de bacterivoria total também ser alta em julho, observou-se as menores concentrações de filamentos, pois neste mês os principais consumidores de bactérias foram os ciliados (impacto de predação por ciliados de 55,9% do total). Assim, a estratégia da comunidade bacteriana de desenvolver “formas resistentes” (filamentos) ao *grazing* por NFH no mês de julho já não foi tão eficiente, pois não serviu para escapar do *grazing* por ciliados.

Em relação ao controle da abundância bacteriana no reservatório do Lobo, o controle *bottom-up* teve maior importância no período seco (maio, julho e setembro/10) e o controle *top-down* maior importância no período chuvoso (novembro/10, janeiro e março/11). No mês de maio foram observadas as menores taxas de ingestão pelos flagelados e ciliados e, apesar disso, as densidades bacterianas não aumentaram devido à pobreza nutricional (maior estabilidade da coluna d'água e menor entrada de nutrientes alóctones), demonstrando que o controle das bactérias pela disponibilidade de nutrientes (*bottom-up*) teve maior importância neste mês. As maiores densidades de bactérias ocorreram em julho, quando o reservatório apresentava grande concentração de nutrientes (principalmente fósforo). Mesmo com alta abundância de NFH e ciliados, bem como altas taxas de bacterivoria, a densidade de bactérias não diminuiu, sugerindo que a predação não foi de grande importância na regulamentação da abundância bacteriana em julho. No mês de setembro, as altas densidades bacterianas podem ser explicadas pela alta disponibilidade de nutrientes e pelas baixas taxas de ingestão pelos flagelados e ciliados devido às baixas densidades dessas populações. No período chuvoso (novembro/10, janeiro/11 e março/11), apesar do reservatório apresentar alta disponibilidade de nutrientes (entrada de nutrientes alóctones e pela ressuspensão do sedimento) e entrada de bactérias do solo e do sedimento devido à precipitação, a densidade de bactérias foi mais baixa do que em julho e setembro (período seco). No entanto, no período chuvoso foram verificadas altas taxas de bacterivoria, principalmente por NFH em novembro e por ciliados e NFH em janeiro e março, demonstrando que o controle por predação (*top-down*) sobre as bactérias teve maior importância nesses meses.

Segundo Koton-Czarnecka e Chróst (2002), o controle *top-down* da comunidade bacteriana é mais importante em ecossistemas eutróficos, enquanto o controle *bottom-up* é mais

importante em ambientes oligotróficos. No entanto, Gasol, Pedrós-Alió e Vaqué (2002), ressaltam o controle simultâneo *top-down* e *bottom-up*, uma vez que as mudanças na composição da comunidade bacteriana, como, por exemplo, o aumento do tamanho das bactérias a fim de evitar a predação pelos flagelados, são dependentes da disponibilidade de nutrientes no meio. No presente estudo, a importância relativa do controle *bottom-up* e *top-down* mudou sazonalmente, como discutido anteriormente, e assim, em uma base anual, a disponibilidade de recursos e a predação são igualmente importantes na regulação da abundância bacteriana na Represa do Lobo.

6. CONCLUSÕES

➤ A análise do índice de estado trófico indicou que a Represa do Lobo é um ambiente mesotrófico, porém com maior valor de IET na porção superior (entrada do Rio Itaqueri) (P2). A análise temporal dos dados mostrou um possível processo de eutrofização da represa ao longo dos anos, que provavelmente pode estar associado aos usos e ocupação da bacia hidrográfica.

➤ As densidades ($6,2 \times 10^6$ a $9,4 \times 10^6$ cel mL⁻¹) e biomassas (250,9 a 421,9 µg C L⁻¹) bacterianas encontradas são as comuns em ambientes de água doce. Em relação aos morfotipos bacterianos, houve a dominância de cocobacilos e de cocos, sendo que ambos representaram 76% do total bacterioplânctônico.

➤ As densidades ($0,8 \times 10^3$ a $2,7 \times 10^3$ ind mL⁻¹) e biomassas (10,7 a 47,8 µg C L⁻¹) dos NFH estão na faixa dos valores esperados para ambientes de água doce. Os NFH apresentaram correlação positiva significativa com os ciliados, o que sugere que o controle da densidade de NFH possa estar associado à pressão de predação (*top-down*).

➤ No período considerado registrou-se um total de 32 *taxa* de ciliados, com tamanhos de comprimento que variaram de 15 a 450 µm, sendo que as espécies *Mesodinium pulex*, *Halteria grandinella*, *Thylacidium pituitosum*, *Vorticella aquadulcis-complex* e *Cyclidium glaucoma* e os grupos Spirotrichea e Haptoria, Scuticociliatia e Peritrichia foram os que predominaram durante o período de estudo.

➤ As taxas de ingestão individuais de ciliados foram maiores do que as taxas dos NFH devido ao tamanho de cada grupo, no qual os ciliados são, em geral, maiores que os nanoflagelados e as diferenças nos modos de captação e ingestão de alimentos, como por exemplo, no aparato alimentar.

➤ As taxas de ingestão, tanto para os ciliados quanto para os NHF, foram sempre maiores no P2 devido às maiores temperaturas da água, que aceleram o metabolismo dos protozoários, e as maiores densidades de bactérias.

➤ Em relação bacterivoria total por protozoários, as populações de NFH causaram maior impacto de predação (60%) sobre a comunidade bacteriana do reservatório, principalmente os NFH menores que 5µm. No entanto, os ciliados também contribuíram significativamente para a bacterivoria, principalmente no P2, onde apresentaram altas densidades e taxas de ingestão.

➤ A predação por NFH, além de regular a abundância de bactérias, provavelmente também induziu modificações na estrutura da comunidade bacteriana, como o aumento do tamanho e da quantidade de filamentos bacterianos.

➤ As espécies *Campanella umbellaria*, *Stichotricha aculeata* e *Limnostrombidium viride* apresentaram as maiores taxas de ingestão individuais. *Mesodinium pulex* e *Halteria grandinella* apresentaram altas taxas de ingestão populacionais, devido ao fato de terem as maiores densidades na represa. As taxas de ingestão de bactérias pela espécie *Mesodinium pulex* podem ser resultado do consumo indireto de FLB. A *Campanella umbellaria*, apesar de não ser numericamente tão representativa, apresentou alta taxa de ingestão populacional devido a sua alta taxa de ingestão individual.

➤ Os principais grupos consumidores de bactérias foram os Spirotrichea, Peritrichia Haptoria e Scuticociliatia. Estudos de bacterivoria têm mostrado que os mais importantes consumidores do bacterioplâncton em ambientes marinhos e de águas doces são realmente os oligotrichidas (Spirotrichea).

➤ O controle *bottom-up* teve maior importância no período seco e o controle *top-down* maior importância no período chuvoso. Assim, em uma base anual, a disponibilidade de recursos e a predação são igualmente importantes na regulação da abundância bacteriana no reservatório do Lobo.

7. REFERÊNCIAS

- ABE, D.S.; ARANTES, J.D.; MINOTI, R.T.; PETRACCO, P.; SILVA, W.M.; TUNDISI, J.G. O processo de eutrofização artificial na Represa do Lobo (Itirapina, SP): condições atuais e perspectivas futuras In: Seminário internacional Represa do Lobo-Broa - 30 anos, 2000, São Carlos, Brasil. **Anais...** São Carlos, 2000.
- AGASILD, H.; NOGES, T. Cladoceran and rotifer grazing on bacteria and phytoplankton in two shallow eutrophic lakes: *in situ* measurement with fluorescent microspheres. **Journal of Plankton Research**, v. 27, p. 1155–1174, 2005.
- APPLE, J. K.; SMITH, E. M.; BOYD, T. J. Temperature, Salinity, Nutrients, and the Covariation of Bacterial Production and Chlorophyll-a in Estuarine Ecosystems. **Journal of Coastal Research**, v. 55, p. 59–75, 2008.
- ARAÚJO, M. F. F.; GODINHO, M. J. L. Seasonal and spatial distribution of bacterioplankton in a fluvial-lagunar system of a tropical region: density, biomass, cellular volume and morphologic variation. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 51, n. 1, p. 205-214, 2008.
- ARGENTON, E. C. **Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas – SP.** 2004. 137f. Dissertação (Mestrado) - CRHEA/EESC/USP, São Carlos, 2004.
- AUER, B., ELZER, U.; ARNDT, H. Comparison of pelagic food webs in lakes along a trophic gradient and with seasonal aspects: influence of resource and predation. **J Plank Res**, v. 26, p. 697-709, 2004.
- AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J. G.; GRAY, J. S.; MEYER-REIL, L. A.; THINGSTAD, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. **Marine Ecology Progress Series**, v. 10, p. 257-263, 1983.
- BAIRD, C. **Química Ambiental.** 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.
- BARBIERI, S. M.; GODINHO, M. J. L. Planktonic protozoa in a tropical reservoir: temporal variation in abundance and composition. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale**, v. 22, p. 275-285, 1989.
- BEAVER, J. R.; CRISMAN, T. L. The role of ciliated protozoan in pelagic freshwater ecosystems. **Microbial Ecology**, v. 17, p. 111–136, 1989.
- BELL, T.; BONSALL, M. B; BUCKLING, A.; WHITELEY, A. S.; GOODALL T.; GRIFFITHS, R. I. Protists have divergent effects on bacterial diversity along a productivity gradient. **Biology Letters**, v. 6, p. 639–642, 2010.
- BERNINGER, U. G.; FINLAY, B. J.; KUUPPO-LEINIKKI, P. Protozoan control of bacterial abundances in freshwaters. **Limnology and Oceanography**, v. 36, p. 139–147, 1991.

- BERNINGER, U. G.; WICKHAM, S. A.; FINLAY, B. J. Trophic coupling within the microbial food web: a study with fine temporal resolution in a eutrophic freshwater ecosystem. **Freshwater Biology**, v. 30, p. 419-432, 1993.
- BOENIGK, J.; ARNDT, H. Bacterivory by heterotrophic flagellates: community structure and feeding strategies. **Antonie Van Leeuwenhoek**, v. 81, p. 465–480, 2002.
- BOENIGK, J., STADLER, P., WIEDLROITHER, A.; HAHN, M. W. Strain-specific differences in the grazing sensitivities of closely related ultramicrobacteria affiliated with the Polynucleobacter cluster. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 70, p. 5787–5793, 2004.
- BØRSHEIM K.Y.; BRATBAK G. Cell volume to cell carbon conversion factors for a bacterivorous *Monas* sp. enriched from seawater. **Marine Ecology Progress Series**, v. 36, p. 171–175, 1987.
- BOSSOLAN, N. R. S.; GODINHO, M. J. L. Abundância numérica e composição do protozooplâncton na Lagoa do Infernã, SP. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. **Estudos integrados em ecossistemas**. São Carlos: Rima, 2000. p. 10-23.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3.ed. São Paulo: Convênio CETESB ASCETESB, 1986. 58 p.
- BRATBAK, G; EGGE, J.K.; HELDAL, M. Viral mortality of the marine alga *Emiliania huxleyi* (Haptophyceae) and termination of algal blooms. **Marine Ecology Progress Series**, v. 93, p. 39-48, 1993.
- BURNS, C. W.; SCHALLENBERG, M. Calanoid copepods versus cladocerans: Consumer effects on protozoa in lakes of different trophic status. **Limnology and Oceanography**, v. 46, p. 1558-1565, 2001.
- CALIJURI, M. C. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. 1988. 293 f. Tese (Doutorado) - EESC/USP, São Carlos, 1988.
- CALIJURI, M. C.; TUNDISI, J. G. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita, Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 4, p. 893–913, 1990.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 261-269, 1977.
- CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: FAPESP, 1994. 253 p.
- CCOPA RIVERA, E. A. **Modelo Sistêmico para Compreender o Processo de Eutrofização em um Reservatório de Água**. 2003. 135f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia de Alimentos, UNICAMP, Campinas, 2003.

- CHRÓST, R. J.; ADAMCZEWSKI, T.; KRYSZYNA, K.; SKOWRO, A. Abundance and Structure of Microbial Loop Components (Bacteria and Protists) in Lakes of Different Trophic Status. **J. Microbiol. Biotechnol.**, v. 19, p. 858–868, 2009.
- CLEVEN, E. J.; WEISSE, T. Seasonal succession and taxon-specific bacterial grazing rates of heterotrophic nanoflagellates in Lake Constance. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 147-161, 2001.
- COMTE, J.; JACQUET, S.; VIBOUD, S.; FONTVIEILLE, D.; MILLERY, A.; PAOLINI, G. Microbial Community Structure and Dynamics in the Largest Natural French Lake (Lake Bourget). **Microbial Ecology**, v. 52, p. 72–89, 2006.
- CORNO, G.; CARAVATI, E.; CALLIERI, C.; BERTONI, R. Effects of predation pressure on bacterial abundance, diversity, and size-structure distribution in an oligotrophic system. **Journal of Limnology**, v. 67, p. 107–119, 2008.
- COTNER, J. B.; BIDDANDA, B. A. Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. **Ecosystems**, v. 5, p. 105-121, 2002.
- COTTRELL, M. T.; KIRCHMAN, D. L. Contribution of major bacterial groups to bacterial biomass production (thymidine and leucine incorporation) in the Delaware estuary. **Limnology and Oceanography**, v. 48, p. 168–178, 2003.
- DOLAN, J. R.; COATS, D. W. A study of feeding in predacious ciliates using prey ciliates labeled with fluorescent microspheres. **Journal of Plankton Research**, v. 13, n. 3, p. 609-627, 1991.
- DONLAN, R. M. Biofilms: microbial life on surfaces. **Emerging Infectious Diseases**, v. 8, p. 881-890, 2002.
- DORNFELD, C. B.; MASUTTI, M. B ; ANDRADE, C. A. ; ALMEIDA, C. A. Caracterização Ecotoxicológica do Sedimento da Represa do Lobo e seus tributários. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; RIETZLER, A. C. **Recursos Hidroenergéticos: Usos, impactos e planejamento Integrado**. São Carlos: Rima, 2002. p. 75-89.
- EDWARDS, R. T. Sestonic bacteria as a food source for filtering invertebrates in two southeastern rivers. **Limnology and Oceanography**, v. 32, p. 221-234, 1987.
- EPSTEIN, S.; ROSSEL, J. Methodology of in situ grazing experiments: Evaluation of a new vital dye for preparation of fluorescently labeled bacteria. **Marine Ecology Progress Series. Oldendorf**, v. 128, n. 1, p. 143-150, 1995.
- ERIKSON, R.; VAMMEN, K.; ZELAYA, A.; BELL, R. Distribution and dynamics of bacterioplankton production in a polymictic tropical lake (Lago Xolotlán, Nicaragua). **Hydrobiologia**, v. 382, p. 27-39, 1999.
- ESTEVEZ F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 397 p.

- FARJALLA, V. F.; FARIA, B. M.; ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L. Bacterial density and biomass, and relations with abiotic factors, in 14 coastal lagoons of Rio de Janeiro State. **Oecologia brasiliensis**, v. 9, p. 65-76, 2001.
- FENCHEL, T. Suspension feeding in ciliated protozoa: Functional response and particle size selection. **Microbial Ecology**, v. 6, n. 1, p. 1-11, 1980.
- FENCHEL, T. Ecology of heterotrophic flagellates. IV. Quantitative occurrence and importance as bacterial consumers. **Marine Ecology Progress Series**, v. 9, p. 35-42, 1982.
- FENCHEL, T. The role of protozoa in nature in terms of functional properties related to size. **Zoology and Science**, v. 7, p. 51-58, 1990.
- FERRARI, A.C. **Comunidade de bactéria e nanoflagelados ao longo de um gradient trófico em ambientes subtropicais rasos**. 2002. 92f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.
- FOISSNER, W. Evaluating water quality using protozoa and saprobity indexes. In: LEE, J. J.; SOLDO, A. T. **Protocols in protozoology**, Society of Protozoologists, 1992. p. 1-20.
- FOISSNER, W.; BERGER, H. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes and waste waters with notes on their ecology. **Freshwater biology**, v. 35, p. 375-482, 1996.
- FOISSNER, W.; BERGER, H.; SCHAUMBURG, J. **Identification and ecology of limnetic plankton ciliates**. Bayerisches Landesamt für wasserwirtschaft. Informationsberichte, Munich, 1999. 793 p.
- GASOL, J. M.; PEDROS ALIÓ, C.; VAQUE, D. Regulation of bacterial assemblages in oligotrophic plankton systems, results from experimental and empirical approaches. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 81, p. 435-452, 2002.
- GASOL, J. M.; SIMONS, A. M.; KALFF, J. Patterns in the top-down versus bottom-up regulation of heterotrophic nanoflagellates in temperate lakes. **Journal of Plankton Research**, v. 17, p. 1879-1903, 1995.
- GILBERT, J. J. Jumping behavior in the oligotrich ciliates *Strobilidium velox* and *Halteria grandinella* and its significance as a defense against rotifer predators. **Microbial Ecology**, v. 27, p. 189-200, 1994.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for chemical analysis of freshwater**. 2.ed Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1978. 213p.
- GONZALEZ, J.; SHERR, E.B.; SHERR, B.F. Sizeselective grazing on bacteria by natural assemblages of estuarine flagellates and ciliates. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 56, p. 583-589, 1990.

- GOULD, S. J. The Power of the modal bacter, or why the tail can't wag the dog. In: GOULD, S.J. **The spread of excellence from Plato to Darwin**. New York: Harmony Books, 1996. 244 p.
- GURUNG, T. B.; KAGAMI, M.; YOSHIDA, T.; URABE, J. Relative importance of biotic and abiotic factors affecting bacterial abundance in Lake Biwa: an empirical analysis. **Limnology**, v. 2, p.19-28, 2001
- GURUNG, T. B.; URABE, J. Trophic and nutrient dynamic aspect of aquatic microbial ecology. **Ecoprint**, v. 17, p. 9-16, 2010.
- GURUNG, T. B.; URABE, J.; NOZAKI, K.; YOSHIMIZU, C.; NAKANISHI, M. Bacterioplankton production in a water column of Lake Biwa. **Lakes and Reservoirs**, v. 7, p. 317-323, 2002.
- HAHN, M. W.; HÖFLE, M. G. Grazing of protozoa and its effect on populations of aquatic bacteria. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 35, p. 113-121, 2001.
- HAHN, M. W.; MOORE, E. R. B.; HÖFLE, M. G. Bacterial filament formation, a defense mechanism against flagellate grazing, is growth rate controlled in bacteria of different phyla. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 65, p. 25-35, 1999.
- HANSEN, B.; HANSEN, P.J.; BJORSEN, P.K. The size ratio between planktonic predators and their prey. **Limnol. Oceanogr.**, v. 39, p. 386-395, 1994.
- HENRY, R.; TUNDISI, J.G.; CURI, P.R. Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 120, p. 3-9, 1984.
- HISATUGO, F. K. **Avaliação do consumo de bactérias por protozoários *in vitro* e *in situ***. 2009. 80f. Monografia (Conclusão de curso de graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.
- HORNAK, K.; MASIN, M.; JEZBERA, J.; BETTAREL, Y.; NEDOMA, J.; SIME-NGANDO, T.; ŠIMEK, K. Effects of decreased resource availability, protozoan grazing and viral impact on a structure of bacterioplankton assemblage in a canyon-shaped reservoir. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 52, p. 315–327, 2005.
- HWANG, S. J.; HEATH, R. T. Bacterial productivity and protistan bacterivory in coastal and offshore communities of Lake Erie. **Can. Journal Fish. Aquat. Sci.**, v. 54, p. 788–799, 1997.
- ICHINOTSUKA D.; UENO, H.; NAKANO S. Relative importance of nanoflagellates and ciliates as consumers of bacteria in a coastal sea area dominated by oligotrichous Strombidium and Strobilidium. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 42, p. 139–147, 2006.
- JACK, J. D.; GILBERT, J. J. Susceptibilities of different-sized ciliates to direct suppression by small and large cladocerans. **Freshwater Biology**, v. 29, p. 194-199, 1993.

- JACK, L. D.; GILBERT, J. J. Effects of metazoan predators on ciliates in freshwater plankton communities. **Journal of Eukaryotic Microbiology**, v. 44, p. 194-199, 1997.
- JEZBERA, J.; NEDOMA J.; ŠIMEK K. Longitudinal changes in protistan bacterivory and bacterial production in two canyon-shaped reservoirs of different trophic status. **Hydrobiologia**, v. 504, p. 115–130, 2003.
- JONES, J. G. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water. **Scient. Public. Biol. Ass.**, v. 39, p. 103-112, 1979.
- JONES, R. I. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. **Freshwater Biology**, v. 45, p. 219-226, 2000.
- JÜRGENS, K.; JEPPESEN, E. The impact of metazooplankton on the structure of the microbial food web in a shallow, hypertrophic lake. **Journal of Plankton Research**, v. 22, p. 1047-1070, 2000.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSOHOFF, K. **Methods of seawater analysis**. Verlag. Chemie. Weinheim, 1976, p. 117-181.
- KOTON-CZARNECKA, M.; CHRÓST, R. J. Measurement of Protozoan Grazing on Bacteria by Means of [³H-thymidine] - Labeled Natural Assemblages of Lake Bacteria. **Journal of Environmental Studies**, v. 11, n. 4, p. 385-393, 2002.
- KUUPPO-LEINIKKI, P.; KUOSA H. Estimation of flagellate grazing on bacteria by size fractionation in the northern Baltic Sea. **Archiv für Hydrobiologie Beihefte Ergebnisse der Limnologie**, v.34, p. 283-290, 1990.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, São Paulo, 2004.
- LANDRY M. R.; HASSETT R. P. Estimating the grazing impact of marine micro-zooplankton. **Marine Biology**, v. 67, p. 283–288, 1982.
- LANGENHEDER, S.; JÜRGENS, K. Regulation of bacterial biomass and community structure by metazoan and protozoan predation. **Limnology and Oceanography**, v. 46, p. 21-134, 2001.
- LEE, J. J.; HUTNER, S. H.; BOVEE, E. C. **An illustrated guide to the protozoa**. Allen Press: Kansas, 1985. 629p.
- LEE, R.; KUGRENS, P. Relationship between the flagellates and the ciliates. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 56, p. 529–542, 1992.
- LEE, S.; FUHRMAN, J. D. Relationship between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 53, p. 1298-1303, 1987.

- LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Análise do processo de eutrofização entre os reservatórios de Salto Grande e do Lobo**. São Carlos: RiMA, 2002. 196 p.
- LIND, O. T.; BARCENA, E. Response of riverine and transition zone bacterioplankton communities to a pulsed river inflow. **Hydrobiologia**, v. 504, p. 79-85, 2003.
- LORENZEN, C. F. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, v. 16, p. 990-992, 1967.
- LUCINDA, I. **Estudo de comunidades planctônicas (bacterioplâncton, nanoflagelados, fitoplâncton e zooplâncton) em um pequeno reservatório tropical – experimentos com mesocosmos**. 2007. 249f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.
- LYNN D.H. **The ciliated Protozoa – characterization, classification, and guide to the literature**. 3 ed. Springer, Dordrecht, 2008. 605 p.
- MACEK M.; SIMEK K.; PERNTHALER J.; VYHNÁLEK V.; PSENNER R. 1996. Growth rates of dominant planktonic ciliates in two freshwater bodies of different trophic degree. **Journal Plankton Res**, v. 18, p. 463–481, 1996.
- MACKERETH, S. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. S. **Water analysis some revised methods for limnology**. Kendal: Freshwater Biol. Assoc. Sci. Publ. 36, 1978. 117 p.
- MANSANO, A. S. 2009. **Estudos das comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) de uma represa em processo de eutrofização (Represa do Lobo, Itirapina/Brotas – SP)**. 2009. 75 f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso de graduação em Ciências Biológicas) – UFSCar, São Carlos, 2009.
- MARGALEF, R. Counting. In: **Phytoplankton Manual**. Paris: Sournia, A., United Nation Educational., 1969. 92 p.
- MATHEUS, C. E.; TUNDISI, J. G. Estudo físico, químico e ecológico dos rios da Bacia Hidrográfica do ribeirão e da represa do Lobo. In: TUNDISI, J. G. **Limnologia e Manejo de Represas**, São Carlos: EESC-USP/CRHEA/ACIESP, 1988. p. 419-420.
- MATZ, C.; DEINES, P.; BOENIGK, J.; ARNDT, H.; EBERL, L.; KJELLEBERG, S.; JÜRGENS, K. Impact of violacein-producing bacteria on survival and feeding of bacterivorous nanoflagellates. **Appl. Environ. Microbiol**, v. 70, p. 1593–1599, 2004.
- MATZ, C.; JÜRGENS, K. High motility reduces grazing mortality of planktonic bacteria. **Appl. Environ. Microbiol**, v. 71, p. 921–929, 2005.
- MEDINA-SANCHEZ, J. M.; VILLAR-ARGAIZ, M. Neither with nor without you: A complex algal control on bacterioplankton in a high mountain lake. **Limnology and Oceanography**, v. 49, p. 1722 – 1733, 2004.

- MINILLO, A. **Análise da distribuição, densidade e toxicidade de florações de cianobactérias e suas toxinas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê (SP) e relação com as características limnologia dos sistemas.** 2005. 183f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
- MOTEGI, C.; NAGATA, T.; MIKI, T.; WEINBAUER, M. G.; LEGENDRE, L.; RASSOULZADEGAN, F. Viral control of bacterial growth efficiency in marine pelagic environments. **Limnology and Oceanography**, v. 54, p. 1901–1910, 2009.
- MOTHEO, D. F. **Estudo limnológico na Represa Carlos Botelho (Itirapina / Brotas - SP): uma reavaliação comparativa do sistema Lobo-Broa.** 2005. 103f. Dissertação (Mestrado) - CRHEA/EESC/USP, São Carlos, 2005.
- NORLAND S. The relationship between biomass and volume of bacteria. In: KEMP, P.; SHERR, B.F.; SHERR E.B.; COLE, J. **Handbook of methods in aquatic microbial ecology.** London: Lewis Publishers, 1993. p. 303-307.
- NUSCH, E. A. Comparasion of diferent methods for Clorophyll-a and phaeopigments determination. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 14, p. 14-36, 1980.
- OISHI, M.K. **Caracterização do meio físico, das características físicas e químicas e de fluxo de nutrientes em tributários da Bacia Hidrográfica do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê-SP).** 1997. 197 f. Tese (Doutorado) - EESC/USP, São Carlos, 1997.
- PACE, M. L.; ORCUTT, JR J. D. The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community. **Limnology and Oceanography**, v. 36, p. 822- 830, 1981.
- PANTLE, R.; BUCK, H. Die biologische Überwachung der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse. **Gas und Wasserfach**, v. 96, p. 604-607, 1955.
- PEDRÓS-ALIÓ, C. Toward an autecology of bacterioplankton. In: SOMMER, U. **Plankton ecology.** Berlin: Springer-Verlag, 1989. p. 297-336.
- PEDROS ALIÓ, C.; GUERREIRO, R. Prokaryotology for the limnologist. In: MARGALEF, R. **A paradigm of planetary problems.** Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 37-57.
- PEREIRA, J. M. A. **A atividade pesqueira na Represa do Lobo-Broa (Itirapina, Brotas – SP): Caracterização e composição da captura.** 2005. 154 f. Dissertação (Mestrado) - CRHEA/EESC/USP, São Carlos, 2005.
- PERNTHALER, J. Predation on prokaryotes in the water column and its ecological implications. **Nature**, v. 3, p. 537-546, 2005.
- PERNTHALER, J.; ŠIMEK, K.; SATTTLER, B.; SCHWARZENBACHER, A.; BOBKOVÁ, J.; PSENNER, R. Short-term changes of protozoan control on autotrophic picoplankton in an oligomesotrophic lake. **J. Plankton. Res.**, v. 18, p. 443-462, 1996.

- PINHASSI, J.; GÓMEZ-CONSARNAU, L.; ALONSO-SÁEZ, L.; SALA, M.M.; VIDAL, M.; PEDRÓS-ALIÓ C. Seasonal changes in bacterioplankton nutrient limitation and their effects on bacterial community composition in the NW Mediterranean Sea. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 44, p. 241-252, 2006.
- POMEROY, L. R. The ocean's food web, a changing paradigm. **BioScience**, v. 24, 499-504, 1974.
- POMEROY, L. R.; WIEBE, W. J. Temperature and substrates as interactive limiting factors for marine heterotrophic bacteria. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 187-204, 2001.
- POMEROY, L. R.; WILLIAMS, P. J. I.; AZAM, F.; HOBBIE, J. E. The microbial loop. **Oceanography**, v. 20, p. 499-504, 2007.
- PORTER, K. G.; FEIG, Y. S. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. **Limnology and Oceanography**, v. 25, p. 943-948, 1980
- PUTT M.; STOECKER D.K. An experimentally determined carbon: volume ratio for marine "oligotrichous" ciliates from estuarine and coastal waters. **Limnology and Oceanography**, v. 34, p. 1097-1103, 1989.
- RACY, F. **Aspectos numéricos, morfológicos e morfométricos da comunidade bacteriana em diferentes escalas trófica e temporal, em reservatórios**. 2004. 65f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.
- RACY, F.; GODINHO, M. J. L.; REGALI-SELEGHIM, M. H.; BOSSOLAN, N. R. S.; FERRARI, A. C.; LUCCA, J. V. Assessment of the applicability of morphological and size diversity indices to bacterial populations of reservoirs in different trophic states. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p. 395-408, 2005.
- REGALI-SELEGHIM, M. H. **Rede trófica microbiana em um sistema eutrófico raso (reservatório do Monjolinho-São Carlos-SP) - Estrutura e função**. 2001. 92f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.
- RIETZLER A. C.; MATSUMURA-TUNDISI T.; TUNDISI J. G. Life cycle, feeding and adaptive strategy implications on the co-occurrence of *Argyrodiaptomus Furcatus* and *Notodiaptomus Iheringi* in Lobo-Broa Reservoir (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 93-105, 2002.
- SACCÁ, A.; BORREGO, C. M.; RENDA, R.; TRIADO-MARGARIT, X.; BRUNI, V.; GUGLIELMO, L. Predation impact of ciliated and agellated protozoa during a summer bloom of brown sulfur bacteria in a meromictic coastal lake. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 70, p. 42-53, 2009.

- SANDERS, R. W.; PORTER, K. G.; BENNET, S. J.; DEBIASE, A. E. Seasonal patterns of bacterivory by flagellates, ciliates, rotifers, and cladocerans in freshwater planktonic community. **Limnology and Oceanography**, v. 34, p. 673–687, 1989.
- SHANNON, S. P.; CHRZANOWSKI, T. H.; GROVER, J. P. Prey Food Quality Affects Flagellate Ingestion Rates. **Microbial Ecology**, v. 56, p. 66-73, 2007.
- SHERR, B. F.; SHERR, E. B. Proportional distribution of total numbers, biovolume and bacterivory among size classes of 2-20 μm nonpigmented marine flagellate. **Mar. Microb. Food Webs**, v. 5, p. 227-237, 1991.
- SHERR, B. F.; SHERR, E. B.; ANDREW, T. L.; FALLON, R. D.; NEWELL, S. Y. Trophic interactions between heterotrophic Protozoa and bacterioplankton in estuarine water. Measurement of Protozoan analysed with selective metabolic inhibitors. **Marine Ecology Progress Series**, v. 32, p. 169–179, 1986.
- SHERR, B. F.; SHERR, E. B.; FALLON, R. D. Use of Monodispersed, Fluorescently Labeled Bacteria to Estimate *in Situ* Protozoan Bacterivory. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 53, p. 958-965, 1987.
- SHERR, B.; SHERR, E.; RASSOULZADEGAN, F. Rates of Digestion of Bacteria by Marine Phagotrophic Protozoa: Temperature Dependence. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 54, n. 5, p. 1091-1095, 1988.
- SHERR, E. B.; SHERR, B. F. Role of microbes in pelagic food webs: a revised concept. **Limnol. Oceanogr.**, v. 33, n. 5, p. 1225-1227, 1988.
- SHERR, E. B.; SHERR, B. F. 1993. Protistan grazing rates via uptake of fluorescently labeled prey. In: KEMP, P.; SHERR, B. F.; SHERR, E. B. **Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology**, Lewis Publishers, 1993. p. 695-702.
- SIEBURTH, J.M.; SMETACEK, V.; LENZ, J. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of plankton and their relationship to plankton size fractions. **Limnol. Oceanogr**, v. 35, p. 781-794, 1978.
- SILVA, L. P. 2008. **Determinação do efeito de diferentes concentrações de um derivado de Quitosona (DQ) no crescimento de *Escherichia coli***. 2008. 74f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso de graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2008.
- SILVA, L. P.; BRITTO, D.; SELEGHIM, M. H. R.; ASSIS, O. B. G. In vitro activity of water-soluble quaternary chitosan chloride salt against *E. coli*. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, v. 26, p. 2089-2092, 2010.
- ŠIMEK, K.; ARMENGOL, J.; COMERMA, M.; GARCIA, J. C.; CHRZANOWSKI, T. H.; MACEK, M.; NEDOMA, J.; STRASKRABOVÁ, V. Characteristics of protistan control of

- bacterial production in three reservoirs of different trophic. **International Review of Hydrobiology**, v. 83, p. 485-494, 1998.
- ŠIMEK, K.; ARMENGOL, J.; COMERMA, M.; GARCIA, J. C.; KOJECKA, P.; NEDOMA, J.; HEJZLAR, J. Changes in the epilimnetic bacterial community composition, production, and protist-induced mortality along the longitudinal axis of a highly eutrophic reservoir. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 42, p. 359-371, 2001.
- ŠIMEK, K.; BOBKOVÁ, J.; MACEK, M.; NEDOMA, J.; PSENNER, R. Ciliate grazing on picoplankton in a eutrophic reservoir during the summer phytoplankton maximum: a study at the species and community level. **Limnology and Oceanography**, v. 40, p. 1077–1090, 1995.
- ŠIMEK, K.; JÜRGENS, K.; NEDOMA, J.; COMERMA, M.; ARMENGOL, J. Ecological role and bacterial grazing of *Halteria* spp. small freshwater oligotrichs as dominant pelagic ciliate bacterivores. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 22, p. 43–56, 2000.
- ŠIMEK, K.; MACEK, M.; PERNTHALER, J.; PSENNER, R.; STRASKRABOVÁ, V. Can freshwater planktonic ciliates survive on a diet of picoplankton? **Journal Plankton**, v. 18, p. 597–613, 1996.
- ŠIMEK, K.; STRASKRABOVA, V. Bacterioplankton production and protozoan bacterivory in a mesotrophic reservoir. **Journal. Plankton Research**, v. 14, p. 773-787, 1992.
- ŠIMEK, K.; WEINBAUER, M. G.; HORNÁK, K.; JEZBERA, J.; NEDOMA, J.; DOLAN, J. R. Grazer and virus-induced mortality of bacterioplankton accelerates development of *Flectobacillus* populations in a freshwater community. **Environmental Microbiology**, v. 9, p. 789-800, 2007.
- SIMONATO, A.D. **Ciclos diurnos de fatores ecológicos na represa do Lobo (Broa)**. 1986. 66f. Dissertação (Mestrado) – UFSCar, São Carlos, 66 p.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; MORENO, S.Q. Variação dos parâmetros limnológicos em um viveiro de piscicultura nos períodos de seca e chuva. **Revista Unimar**, v. 16, p. 229-242, 1994.
- SOUZA, M. B. G.; VON SPERLING, E. Uso do zooplankton como indicador de qualidade de água – estudo de caso da bacia do rio Araguari – MG. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1-10, 2003.
- STABELL, T. Ciliate bacterivory in epilimnetic waters. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 10, p. 265-272, 1996.
- STOLP, H. **Microbial ecology: organisms, habitats, activities**. Cambridge, 1988. 308p.
- STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Board Can.**, v. 125, p. 1-18, 1960.

- STROUS, M.; HEIJNEN, J.J.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M.. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium – oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 50, p. 589-596, 1998.
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B. Plankton studies in mangrove environmental. II. The standing stock and some ecological factors. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 24, p. 23-41, 1965.
- THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Bacterial dynamics in periphyton from different regions of a tropical coastal lagoon. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 139, p. 495-507, 1997.
- THOMAZ, S. M.; WETZEL, R. G.. Leucine incorporation methodology to estimate epiphytic bacterial biomass production. **Aquatic Microbial Ecology**, v, 29, p. 63-70, 1995.
- THOUVENOT, A.; RICHARDOT, M.; DEBROAS, D.; DEVAUX, J. Bacterivory of metazooplankton, ciliates and flagellates in a newly-flooded reservoir. **Journal Plankton Res.**, v. 21, p. 1659–1679, 1999.
- TOLEDO, A.P.; TALARICO, N.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 1983. p. 1-34.
- TRINDADE, M. **Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas- Itirapina, SP)**. 1980. 219 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1980.
- TUNDISI, J. G. **Pesquisas em ecologia aquática**. São Carlos: UFSCar, 1972. 374 p.
- TUNDISI, J. G; MATSUMURA-TUNDISI, T. The Lobo-Broa ecosystem research. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnology in Brasil**. Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society, Rio de Janeiro, 1995. p. 219-243.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. **Comparative Reservoir Limnology and Water Management**, Netherland: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 25-55.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O; ESPINDOLA, E. L. G. Represa do Lobo: 30 anos de Pesquisa, Gerenciamento e Participação da comunidade. In: JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, P. A. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. São Carlos: ILEC – IIE - UNEP, 2000. 202 p.
- UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Escola de Engenharia de São Carlos. **Bacia experimental rio Jacaré-Guaçu, São Carlos**. São Carlos, p. 24-25, 1980.
- VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, p. 109-122, 1981.

- VAQUÉ, D.; CALDERÓN-PAZ, J.I.; GUIXA-BOIXEREU, N.; PEDRÓS-ALIÓ, C. Spatial distribution of microbial biomass and activity (bacterivory and bacterial production) in the northern Weddell Sea during the austral summer (January 1994). **Aquat Microb Ecol**, v. 29, p. 107–121, 2002.
- VELHO L.F.M.; PEREIRA D.G.; PAGIORO T.A.; SANTOS V.D.; PERENHA M.C.Z.; LANSAC-TÔHA F.A. Abundance, biomass and size structure of planktonic ciliates in reservoirs with distinct trophic states. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p. 361–371, 2005.
- WEINBAUER, M. G.; HORNÁK, K.; JEZBERA, J.; NEDOMA, J.; DOLAN, J.; ŠIMEK, K. Synergistic and antagonistic effects of viral lysis and protistan grazing on bacterial biomass, production and diversity. **Environmental Microbiology**, v. 9, p. 777-788, 2007.
- WEISSE, T. The annual cycle of heterotrophic freshwater nanoflagellates: role of bottom-up versus top-down control. **Journal of Plankton Research**, v. 13. p. 167-185, 1991.
- WEISSE, T. Growth and production of heterotrophic nanoflagellates in a mesoeutrophic lake. **J. Plankton Res.**, v. 19, p. 703-722, 1997.
- WEISSE, T. The significance of inter- and intraspecific variation in bacterivorous and herbivorous protists. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 81, p. 327-341, 2002.
- WEISSE, T. Biodiversity of freshwater microorganisms – achievements, problems, and perspectives. **Polish Journal of Ecology**, v. 54, n.4, 633-652, 2006.
- WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1993. 1110 p.
- WRIGHT, R. T. A model for short-term control of the bacterioplankton by substrate and grazing. **Hydrobiologia**, v. 159, p. 111-117, 1988.
- WU, O. L. L.; BOENIGK, J.; HAHN, M. W. Successful predation of filamentous bacteria by a nanoflagellate challenges current models of flagellate bacterivory. **Appl. Environ. Microbiol**, v. 70, p. 332–339, 2004.
- ZARITSKY A. On dimensional determination of rod-shaped bacteria. **Journal of Theoretical Biology**, v. 54, p. 243-248, 1975.
- ZINGEL P., AGASILD H., NOGES T.; KISAND V. Ciliates are the dominant grazers on pico- and nanoplankton in a shallow, naturally highly eutrophic lake. **Microbial Ecology**, v. 53, p. 134–142, 2006.
- ZÖLLNER, E.; HOPPE, H.G.; SOMMER, U.; JÜRGENS, K. Effect of zooplankton-mediated trophic cascades on marine microbial food web components (bacteria, nanoflagellates, ciliates). **Limnology and Oceanography**, v, 54, p. 262–275, 2009.

- ZÖLLNER, E.; SANDERS, B.; BOERSMA, M.; HOPPE, H. G. Cascading predation effects of *Daphnia* and copepods on microbial food web components. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 2174-2493, 2003.
- ZUBKOV, M.; SLEIGH, M. Ingestion and assimilation by marine protists fed on bacteria labeled with radioactive thymidine and leucine estimated without separating predator and prey. **Microbial Ecology**, v. 30, n. 2, p. 157-170, 1995.

APÊNDICE A – Variáveis Abióticas

Tabela 1: Variáveis físicas e químicas nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo. Precipitação (Precip.), Transparência da água (Trans.), pH, Condutividade (Cond.), Temperatura (Temp.), Oxigênio dissolvido (OD).

Mês	Pontos	Precip. mm	Trans. (m)	pH -	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Temp. (°C)	OD (mg L^{-1})
Maio/10	P1	24,1	1,6	6,58	17	20,0	8,1
	P2		1,2	6,38	16	19,5	8,7
Julho/10	P1	30,7	1,2	6,75	11	18,4	9,8
	P2		0,7	6,45	11	19,1	9,4
Setembro/10	P1	54,8	1,4	5,70	10	22,0	8,7
	P2		0,6	6,50	10	23,0	9,3
Novembro/10	P1	143,4	2,5	7,64	13	24,7	9,7
	P2		0,8	7,02	12	25,4	9,5
Janeiro/11	P1	543,8	1,4	5,65	11	26,9	6,6
	P2		0,9	5,77	10	28,3	6,6
Março/11	P1	306,0	1,3	3,97	12	24,8	5,6
	P2		1,0	5,33	10	26,0	5,3

Tabela 2: Concentrações de material em suspensão total (MST), material orgânico (MO) e material inorgânico (MI) nos dois pontos amostrados (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo.

Mês	Ponto	MST (mg L^{-1})	MO (mg L^{-1})	MI (mg L^{-1})
Maio/10	P1	1,8	0,1	1,7
	P2	2,5	0,2	2,3
Julho/10	P1	5,2	4,0	1,3
	P2	5,3	4,5	0,8
Setembro/10	P1	8,8	6,5	2,3
	P2	14,0	5,5	8,5
Novembro/10	P1	8,5	4,0	4,5
	P2	10,0	2,8	7,2
Janeiro/11	P1	7,0	2,8	4,2
	P2	18,4	6,8	11,6
Março/11	P1	6,0	2,0	4,0
	P2	14,0	4,0	10,0

Tabela 3: Concentrações de nutrientes nitrogenados nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo. Nitrogênio total (NT), Nitrito (NO_2), Nitrato (NO_3), Amônio (NH_4).

Mês	Pontos	NT	NO_2	NO_3	NH_4
		$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$
Maio/10	P1	119,0	0,9	11,7	85,1
	P2	151,7	2,8	50,0	60,2
Julho/10	P1	145,1	0,5	12,2	79,6
	P2	124,9	0,9	17,4	85,1
Setembro/10	P1	110,6	0,4	10,8	32,2
	P2	94,9	0,6	11,3	32,2
Novembro/10	P1	165,4	0,4	5,1	33,0
	P2	183,0	0,7	2,3	28,3
Janeiro/11	P1	100,8	0,8	7,0	31,4
	P2	118,4	1,3	2,3	33,8
Março/11	P1	128,2	1,3	8,0	60,2
	P2	77,3	1,8	8,0	29,9

Tabela 4: Concentrações de nutrientes fosfatados nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo. Fosfato total dissolvido ($\text{PO}_4 \text{TD}$), Fosfato inorgânico ($\text{PO}_4 \text{inorg}$), Fosfato orgânico ($\text{PO}_4 \text{org}$) e Fósforo total (PT).

Mês	Pontos	$\text{PO}_4 \text{TD}$	$\text{PO}_4 \text{inorg}$	$\text{PO}_4 \text{org}$	PT
		$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$
Maio/10	P1	7,0	1,2	5,8	20,0
	P2	12,2	5,9	6,3	42,5
Julho/10	P1	14,0	10,4	4,6	52,9
	P2	9,4	7,7	7,9	64,4
Setembro/10	P1	9,1	3,5	7,6	30,1
	P2	10,6	5,4	8,2	59,0
Novembro/10	P1	7,9	1,8	6,1	34,7
	P2	8,8	2,7	6,1	47,7
Janeiro/11	P1	7,9	3,6	4,3	28,5
	P2	8,2	3,9	4,3	46,1
Março/11	P1	6,7	3,9	2,8	31,4
	P2	9,1	5,0	4,1	34,3

APÊNDICE B – Variáveis Bióticas

Tabela 1: Concentrações de clorofila *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos dois pontos amostrados (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo.

Pontos	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)					
	Maio/10	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11
P1	13,9	27,1	26,6	30,2	9,3	6,4
P2	12,6	18,4	30,6	32,7	17,6	10,4

Tabela 2: Densidade e biomassa de bactérias nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo.

Mês	Pontos	Densidade	Biomassa
		$\mu\text{g C L}^{-1}$	cel mL^{-1}
Maio/10	P1	$6,2 \times 10^6$	250,9
	P2	$7,9 \times 10^6$	293,9
Julho/10	P1	$9,4 \times 10^6$	416,2
	P2	$9,1 \times 10^6$	375,4
Setembro/10	P1	$9,2 \times 10^6$	365,0
	P2	$9,2 \times 10^6$	382,8
Novembro/10	P1	$8,1 \times 10^6$	368,7
	P2	$8,3 \times 10^6$	377,0
Janeiro/11	P1	$8,5 \times 10^6$	342,9
	P2	$9,2 \times 10^6$	365,4
Março/11	P1	$8,2 \times 10^6$	391,5
	P2	$8,9 \times 10^6$	421,9

Tabela 3: Biovolume dos diferentes morfotipos bacterianos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo.

Pontos	Morfotipos	Mai/10	Jul/10	Set/10	Nov/10	Jan/11	Mar/11
P1	Cocos	0,14	0,17	0,14	0,15	0,14	0,15
	Cocobacilos	0,18	0,21	0,19	0,20	0,17	0,18
	Bacilos	0,40	0,44	0,44	0,45	0,41	0,41
	Filamentos	0,93	0,99	1,09	1,18	1,18	0,98
	Víbrios	0,36	0,46	0,48	0,49	0,36	0,36
P2	Cocos	0,15	0,16	0,15	0,14	0,16	0,16
	Cocobacilos	0,16	0,18	0,17	0,23	0,18	0,23
	Bacilos	0,39	0,40	0,50	0,56	0,40	0,43
	Filamentos	0,88	0,93	0,94	1,34	1,10	1,03
	Víbrios	0,38	0,39	0,34	0,28	0,40	0,36

Tabela 4: Densidade dos diferentes morfotipos bacterianos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo.

Pontos	Morfotipos	Mai/10	Jul/10	Set/10	Nov/10	Jan/11	Mar/11
P1	Cocos	$2,8 \times 10^6$	$3,0 \times 10^6$	$3,6 \times 10^6$	$2,7 \times 10^6$	$3,2 \times 10^6$	$1,8 \times 10^6$
	Cocobacilos	$1,9 \times 10^6$	$4,3 \times 10^6$	$3,9 \times 10^6$	$3,3 \times 10^6$	$3,2 \times 10^6$	$2,5 \times 10^6$
	Bacilos	$1,3 \times 10^6$	$2,1 \times 10^6$	$1,5 \times 10^6$	$1,3 \times 10^6$	$1,8 \times 10^6$	$3,5 \times 10^6$
	Filamentos	$1,6 \times 10^5$	$9,0 \times 10^4$	$1,4 \times 10^5$	$3,2 \times 10^5$	$1,6 \times 10^5$	$1,3 \times 10^5$
	Víbrios	$9,0 \times 10^4$	0	$9,5 \times 10^4$	$3,9 \times 10^5$	$1,6 \times 10^5$	$2,1 \times 10^5$
P2	Cocos	$3,7 \times 10^6$	$2,8 \times 10^6$	$3,4 \times 10^6$	$3,2 \times 10^6$	$3,4 \times 10^6$	$1,8 \times 10^6$
	Cocobacilos	$2,6 \times 10^6$	$4,3 \times 10^6$	$3,7 \times 10^6$	$3,8 \times 10^6$	$4,2 \times 10^6$	$4,6 \times 10^6$
	Bacilos	$1,4 \times 10^6$	$1,9 \times 10^6$	$1,8 \times 10^6$	$1,0 \times 10^6$	$1,3 \times 10^6$	$2,2 \times 10^6$
	Filamentos	$1,3 \times 10^5$	$1,2 \times 10^5$	$1,8 \times 10^5$	$2,9 \times 10^5$	$1,8 \times 10^5$	$2,6 \times 10^5$
	Víbrios	0	$9,0 \times 10^4$	$1,4 \times 10^4$	$8,2 \times 10^4$	$9,1 \times 10^4$	$8,6 \times 10^4$

Tabela 5: Biomassa dos diferentes morfotipos bacterianos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo.

Pontos	Morfotipos	Mai/10	Jul/10	Set/10	Nov/10	Jan/11	Mar/11
P1	Cocos	81,5	97,6	104,2	83,8	91,0	52,9
	Cocobacilos	65,1	168,7	137,5	126,3	108,4	88,8
	Bacilos	81,0	139,1	98,2	87,5	111,8	222,9
	Filamentos	18,3	10,7	18,3	42,6	22,2	14,9
	Víbrios	5,1	0,0	6,7	28,4	9,4	12,0
P2	Cocos	111,9	87,4	102,1	90,3	107,8	55,8
	Cocobacilos	84,7	152,0	123,7	158,5	149,8	188,2
	Bacilos	84,1	115,7	128,5	81,6	78,7	141,5
	Filamentos	13,1	14,8	20,9	42,6	23,4	31,5
	Víbrios	0,0	5,5	7,5	3,9	5,7	5,0

Tabela 6: Densidade de nanoflagelados totais (ind mL⁻¹) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo.

Pontos	Maio/10	Julho/10	Setembro/10	Novembro/10	Janeiro/11	Março/11
P1	1380	2390	1860	2791	2151	1240
P2	1640	2080	1980	3877	2877	1757

Tabela 7: Densidade e biomassa de nanoflagelados autotróficos (NFA) e heterotróficos (NFH) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo.

Mês	Pontos	NFA		NFH	
		Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa
		ind mL ⁻¹	µg C L ⁻¹	ind mL ⁻¹	µg C L ⁻¹
Maio/10	P1	0,6 x 10 ³	10,5	0,8 x 10 ³	10,7
	P2	0,7 x 10 ³	18,7	0,9 x 10 ³	23,3
Julho/10	P1	1,08 x 10 ³	25,3	1,3 x 10 ³	27,6
	P2	1,0 x 10 ³	19,5	1,1 x 10 ³	31,6
Setembro/10	P1	0,9 x 10 ³	18,9	1,0 x 10 ³	19,9
	P2	1,0 x 10 ³	20,0	1,0 x 10 ³	25,0
Novembro/10	P1	1,0 x 10 ³	23,2	1,8 x 10 ³	28,5
	P2	1,2 x 10 ³	34,6	2,7 x 10 ³	47,8
Janeiro/11	P1	0,6 x 10 ³	8,9	1,6 x 10 ³	29,6
	P2	0,8 x 10 ³	12,6	2,1 x 10 ³	29,2
Março/11	P1	0,4 x 10 ³	6,4	0,8 x 10 ³	15,4
	P2	0,9 x 10 ³	15,6	1,0 x 10 ³	22,1

Tabela 8: Densidade (ind mL⁻¹) e biomassa (µg C L⁻¹) dos nanoflagelados autotróficos (NFA) das classes de tamanho I (<5 µm), II (5 a 10 µm) e III (>10 µm) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo. Den = Densidade; Bm = Biomassa.

Pontos	Meses	Mai/10		Jul/10		Set/10		Nov/10		Jan/11		Mar/11	
	Classes	Den	Bm	Den	Bm	Den	Bm	Den	Bm	Den	Bm	Den	Bm
P1	Classe I	320	2,2	790	4,9	650	3,9	782	5,7	528	3,3	305	1,7
	Classe II	180	5,3	220	6,3	170	6,4	176	13,2	48	1,5	96	3,2
	Classe III	80	9,0	70	13,1	60	8,6	20	4,3	24	4,1	9	1,4
P2	Classe I	480	6,3	690	4,6	650	4,5	1036	11,2	680	5,1	654	4,5
	Classe II	190	6,1	200	3,8	270	8,2	146	5,7	96	3,3	172	6,1
	Classe III	30	6,2	60	11,2	40	7,3	36	7,6	24	4,2	35	5,0

Tabela 9: Densidade (ind mL^{-1}) e biomassa ($\mu\text{g C L}^{-1}$) dos nanoflagelados heterotróficos (NFH) das classes de tamanho I ($<5 \mu\text{m}$), II (5 a $10 \mu\text{m}$) e III ($>10 \mu\text{m}$) nos dois pontos de coleta (P1 e P2) na Represa do Lobo durante o período de estudo. Den = Densidade; Bm = Biomassa.

Pontos	Meses	Mai/10		Jul/10		Set/10		Nov/10		Jan/11		Mar/11	
	Classes	Den	Bm	Den	Bm	Den	Bm	Den	Bm	Den	Bm	Den	Bm
P1	Classe I	660	4,5	960	4,9	770	4,6	1450	7,5	1209	7,5	623	3,6
	Classe II	120	3,5	270	7,7	140	5,3	278	8,5	262	8,4	166	5,6
	Classe III	20	2,7	80	15,0	70	10,1	85	12,5	80	13,7	41	6,3
P2	Classe I	650	5,7	720	4,8	710	4,9	2146	13,8	1786	13,5	739	5,1
	Classe II	220	6,1	300	6,4	240	7,3	403	15,7	250	8,5	225	8,0
	Classe III	70	11,5	110	20,4	70	12,7	109	18,2	41	7,2	63	9,1

Tabela 10: Densidade e biomassa de ciliados nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo.

Mês	Pontos	Densidade $\mu\text{g C L}^{-1}$	Biomassa cel mL^{-1}
Maio/10	P1	14,8	44,8
	P2	23,0	116,3
Julho/10	P1	34,4	440,0
	P2	25,2	384,9
Setembro/10	P1	19,5	109,5
	P2	20,4	84,4
Novembro/10	P1	30,1	76,0
	P2	47,9	130,6
Janeiro/11	P1	17,1	168,4
	P2	18,9	562,8
Março/11	P1	16,6	60,8
	P2	27,2	247,2

Tabela 11: Densidade (ind mL⁻¹) dos *taxa* encontrados no ponto 1 durante o período de estudo na Represa do Lobo.

<i>Taxa</i>	Mai/10	Jul/10	Set/10	Nov/10	Jan/11	Mar/11
<i>Campanella umbellaria</i>	0,2	3,4	0,4	0,4	0,7	0,6
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	0,3	0,3	0,0	3,4	0,1	0,4
<i>Codonella cratera</i>	0,0	0,1	0,0	0,0	0,4	0,1
<i>Coleps hirtus</i>	0,0	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0
<i>Cothurnia annulata</i>	0,1	0,0	0,0	0,1	1,1	0,2
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i>	0,2	0,4	0,8	3,2	0,2	1,4
<i>Cyclidium glaucoma</i>	1,3	0,2	0,8	5,5	1,1	0,4
<i>Dexiotricha granulosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
<i>Didinium nasutum</i>	0,0	0,9	0,0	0,2	0,1	0,0
<i>Dileptus margaritifera</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>Enchelys gasterosteus</i>	0,3	0,0	0,1	0,4	0,1	0,3
<i>Halteria grandinella</i>	1,4	0,8	0,6	9,7	2,8	1,3
<i>Lagynophrya acuminata</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Limnostrombidium viride</i>	0,2	0,2	0,0	0,2	1,6	0,6
<i>Mesodinium pulex</i>	5,4	6,6	5,8	1,1	2,2	4,4
<i>Metopus</i> sp.	0,0	0,4	0,0	0,1	0,0	0,0
<i>Pelagostrombidium mirabile</i>	0,5	0,3	0,2	0,2	0,9	0,6
<i>Rimostrombidium humile</i>	0,5	3,3	0,3	1,2	0,5	0,5
<i>Stichotricha aculeata</i>	0,0	0,8	1,2	0,6	0,2	0,0
<i>Stichotricha secunda</i>	0,3	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0
<i>Stokesia vernalis</i>	0,1	0,7	0,1	0,2	0,0	0,0
<i>Thylacidium pituitosum</i>	1,9	13,1	6,6	0,3	0,7	0,2
<i>Tintinnidium pusillum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0
<i>Uronema</i> sp.	0,6	0,1	0,1	1,0	0,2	0,2
<i>Urotricha globosa</i>	0,9	2,1	0,7	2,1	0,8	1,0
<i>Vorticella aquadulcis-complex</i>	0,7	0,7	1,0	0,3	2,7	3,8
Soma	14,8	34,4	19,5	30,1	17,1	16,6

Tabela 12: Densidade (ind mL⁻¹) dos *taxa* encontrados no ponto 2 durante o período de estudo na Represa do Lobo.

<i>Taxa</i>	Mai/10	Jul/10	Set/10	Nov/10	Jan/11	Mar/11
<i>Campanella umbellaria</i>	0,0	2,6	0,2	0,3	2,4	0,5
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	0,0	0,0	0,3	5,0	0,1	0,5
<i>Codonella cratera</i>	0,0	0,1	0,0	0,6	0,3	0,0
<i>Coleps hirtus</i>	0,0	0,0	0,2	1,2	0,0	0,0
<i>Cothurnia annulata</i>	0,0	0,0	0,0	2,9	0,3	0,8
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i>	0,3	0,5	0,8	5,0	0,1	2,8
<i>Cyclidium glaucoma</i>	0,8	1,0	0,8	6,5	1,4	2,0
<i>Didinium nasutum</i>	1,3	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>Enchelys gasterosteus</i>	0,3	0,2	0,5	0,3	0,3	0,5
<i>Euplotes moebiusi</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	0,1	0,0
<i>Frontonia atra</i>	0,0	0,1	0,0	0,0	0,5	0,6
<i>Halteria grandinella</i>	2,1	2,8	0,6	11,7	3,0	3,1
<i>Lacrymaria olor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>Lagynophrya acuminata</i>	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Limnostrombidium viride</i>	2,6	1,0	0,0	0,6	0,5	0,5
<i>Mesodinium pulex</i>	3,5	2,8	8,7	1,2	0,5	7,2
<i>Metopus</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
<i>Paradileptus elephantinus</i>	0,5	0,0	0,5	0,2	0,3	0,0
<i>Pelagostrombidium mirabile</i>	2,9	2,3	1,1	0,9	0,5	0,8
<i>Pseudochilodonopsis algivora</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>Rimostrombidium humile</i>	1,6	1,0	0,5	1,1	0,5	1,1
<i>Stichotricha aculeata</i>	0,0	0,1	1,8	3,2	2,3	0,3
<i>Stichotricha secunda</i>	1,3	0,0	0,0	0,2	0,8	0,2
<i>Stokesia vernalis</i>	0,5	0,3	0,0	0,0	0,6	0,3
<i>Thylacidium pituitosum</i>	1,0	5,7	2,4	1,5	1,5	0,5
<i>Tintinnidium pusillum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
<i>Trochilioides recta</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
<i>Uronema</i> sp.	0,0	0,1	0,2	0,8	0,1	0,0
<i>Urotricha globosa</i>	1,6	1,6	1,5	3,0	1,2	1,2
<i>Vorticella aquadulcis-complex</i>	2,9	2,6	0,8	1,5	1,1	4,2
Soma	23,0	25,2	20,4	47,9	18,9	27,2

Tabela 13: Biomassa ($\mu\text{g C L}^{-1}$) dos *taxa* encontrados no ponto 1 durante o período de estudo na Represa do Lobo.

<i>Taxa</i>	Mai/10	Jul/10	Set/10	Nov/10	Jan/11	Mar/11
<i>Campanella umbellaria</i>	18,0	319,5	47,1	39,1	63,6	30,4
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	0,4	0,3	0,0	2,9	0,2	0,6
<i>Codonella cratera</i>	0,0	1,3	0,0	0,0	3,5	0,8
<i>Coleps hirtus</i>	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
<i>Cothurnia annulata</i>	0,7	0,0	0,0	0,3	12,1	3,1
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i>	0,1	0,3	0,4	1,6	0,1	0,6
<i>Cyclidium glaucoma</i>	0,6	0,1	0,4	2,7	0,4	0,2
<i>Dexiotricha granulosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0
<i>Didinium nasutum</i>	0,0	11,7	0,0	3,6	2,4	0,0
<i>Dileptus margaritifer</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	49,0	0,0
<i>Enchelys gasterosteus</i>	1,4	0,0	0,4	1,1	0,4	0,9
<i>Halteria grandinella</i>	2,1	1,8	0,7	9,7	3,8	1,6
<i>Lagynophrya acuminata</i>	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Limnostrombidium viride</i>	0,8	1,0	0,0	1,3	5,5	3,6
<i>Mesodinium pulex</i>	3,9	5,7	3,7	0,4	1,5	3,2
<i>Metopus</i> sp.	0,0	14,4	0,0	3,0	0,0	0,0
<i>Pelagostrombidium mirabile</i>	2,0	0,8	0,4	0,5	3,1	1,5
<i>Rimostrombidium humile</i>	0,4	6,0	0,3	1,3	1,0	1,1
<i>Stichotricha aculeata</i>	0,0	5,5	8,2	2,7	2,0	0,0
<i>Stichotricha secunda</i>	2,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0
<i>Stokesia vernalis</i>	0,4	3,2	0,4	0,7	0,0	0,0
<i>Thylacidium pituitosum</i>	8,5	65,1	41,6	2,2	3,4	0,4
<i>Tintinnidium pusillum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	8,6	0,0
<i>Uronema</i> sp.	0,4	0,0	0,1	0,7	0,1	0,1
<i>Urotricha globosa</i>	0,6	1,2	0,2	1,1	0,4	0,5
<i>Vorticella aquadulcis-complex</i>	2,3	1,9	1,6	1,0	7,1	10,3
Soma	44,8	440,0	109,5	76,0	168,4	60,8

Tabela 14: Biomassa ($\mu\text{g C L}^{-1}$) dos *taxa* encontrados no ponto 2 durante o período de estudo na Represa do Lobo.

<i>Taxa</i>	Mai/10	Jul/10	Set/10	Nov/10	Jan/11	Mar/11
<i>Campanella umbellaria</i>	0,0	295,0	18,9	31,3	262,8	73,6
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	0,0	0,0	0,2	3,5	0,1	0,4
<i>Codonella cratera</i>	0,0	0,2	0,0	5,0	2,4	0,0
<i>Coleps hirtus</i>	0,0	0,0	0,1	0,6	0,0	0,0
<i>Cothurnia annulata</i>	0,0	0,0	0,0	26,5	4,3	10,7
<i>Ctedoctema acanthocryptum</i>	0,2	0,6	0,2	2,8	0,1	2,0
<i>Cyclidium glaucoma</i>	0,2	0,3	0,1	3,3	0,5	0,5
<i>Didinium nasutum</i>	24,6	2,8	0,0	0,0	2,2	0,0
<i>Enchelys gasterosteus</i>	4,2	3,1	7,1	1,0	1,0	1,7
<i>Euplotes moebiusi</i>	0,0	0,0	0,0	1,8	0,3	0,0
<i>Frontonia atra</i>	0,0	19,0	0,0	0,0	196,4	114,6
<i>Halteria grandinella</i>	2,9	3,7	0,6	11,9	3,9	3,1
<i>Lacrymaria olor</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
<i>Lagynophrya acuminata</i>	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Limnostrombidium viride</i>	10,8	5,7	0,0	7,1	2,0	1,7
<i>Mesodinium pulex</i>	2,9	1,9	6,3	0,7	0,5	6,0
<i>Metopus</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	7,2	6,2
<i>Paradileptus elephantinus</i>	9,5	0,0	15,1	3,1	9,1	0,0
<i>Pelagostrombidium mirabile</i>	9,0	5,6	4,3	1,4	1,2	1,7
<i>Pseudochilodonopsis algivora</i>	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
<i>Rimostrombidium humile</i>	0,0	1,4	0,6	1,2	0,7	1,7
<i>Stichotricha aculeata</i>	0,0	1,1	12,3	12,8	21,9	2,1
<i>Stichotricha secunda</i>	23,9	0,0	0,0	0,6	13,3	1,6
<i>Stokesia vernalis</i>	3,7	1,9	0,0	0,0	2,9	1,4
<i>Thylacidium pituitosum</i>	5,8	27,0	16,6	9,9	7,3	2,1
<i>Tintinnidium pusillum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0
<i>Trochiloides recta</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	15,7	0,0
<i>Uronema</i> sp.	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	0,0
<i>Urotricha globosa</i>	1,0	2,2	0,6	1,4	0,7	0,5
<i>Vorticella aquadulcis-complex</i>	12,2	11,7	1,4	4,2	3,7	15,1
Soma	116,3	384,9	84,4	130,6	562,8	247,2

APÊNDICE C – Bacterivoria por protozoários

Tabela 1: Taxas de ingestão individuais e populacionais por nanoflagelados heterotróficos (NFH) e ciliados nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo na Represa do Lobo.

Mês	Pontos	Taxa de ingestão individual		Taxa de ingestão populacional	
		NFH	Ciliados	NFH	Ciliados
		bact ind ⁻¹ h ⁻¹		bact mL ⁻¹ h ⁻¹	
Maio/10	P1	27,5	0,9 x 10 ³	2,2 x 10 ⁴	1,4 x 10 ⁴
	P2	74,7	3,3 x 10 ³	7,0 x 10 ⁴	7,6 x 10 ⁴
Julho/10	P1	64,3	4,3 x 10 ³	8,4 x 10 ⁴	1,5 x 10 ⁵
	P2	106,0	4,4 x 10 ³	1,2 x 10 ⁵	1,1 x 10 ⁵
Setembro/10	P1	54,7	1,2 x 10 ³	5,3 x 10 ⁴	2,4 x 10 ⁴
	P2	99,0	1,3 x 10 ³	1,0 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁴
Novembro/10	P1	74,0	1,0 x 10 ³	1,3 x 10 ⁵	2,8 x 10 ⁴
	P2	114,9	1,6 x 10 ³	3,1 x 10 ⁵	7,5 x 10 ⁴
Janeiro/11	P1	76,8	4,5 x 10 ³	1,2 x 10 ⁵	7,7 x 10 ⁴
	P2	84,9	9,9 x 10 ³	1,8 x 10 ⁵	1,9 x 10 ⁵
Março/11	P1	60,3	2,4 x 10 ³	5,0 x 10 ⁴	4,1 x 10 ⁴
	P2	119,6	4,9 x 10 ³	1,2 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁵

Tabela 2: Taxas de ingestão individuais por nanoflagelados heterotróficos (NFH) de diferentes classes de tamanhos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo. Classe I (< 5 µm); Classe II (entre 5 e 10 µm) e Classe III (> 10 µm).

Pontos	Classes	Mai/10	Jul/10	Set/10	Nov/10	Jan/11	Mar/11
P1	Classe I	24,5	58,4	42,6	66,9	66,9	47,8
	Classe II	36,3	63,5	95,0	85,3	97,3	83,5
	Classe III	75,1	137,7	106,9	157,4	159,2	155,3
P2	Classe I	53,0	79,2	82,4	102,8	77,3	91,7
	Classe II	87,0	133,9	130,6	170,4	99,1	162,7
	Classe III	237,8	205,6	159,9	301,7	181,3	292,5

Tabela 3: Taxas de ingestão populacionais por nanoflagelados heterotróficos (NFH) de diferentes classes de tamanhos nos dois pontos de coleta (P1 e P2) durante o período de estudo. Classe I (< 5 μm); Classe II (entre 5 e 10 μm) e Classe III (> 10 μm).

Pontos	Classes	Mai/10	Jul/10	Set/10	Nov/10	Jan/11	Mar/11
P1	Classe I	$1,6 \times 10^4$	$5,6 \times 10^4$	$3,3 \times 10^4$	$9,7 \times 10^4$	$8,1 \times 10^4$	$2,9 \times 10^4$
	Classe II	$0,4 \times 10^4$	$1,7 \times 10^4$	$1,3 \times 10^4$	$2,4 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	$1,4 \times 10^4$
	Classe III	$0,2 \times 10^4$	$1,1 \times 10^4$	$0,7 \times 10^4$	$1,3 \times 10^4$	$1,3 \times 10^4$	$0,6 \times 10^4$
P2	Classe I	$3,4 \times 10^4$	$5,7 \times 10^4$	$5,8 \times 10^4$	$22,2 \times 10^4$	$13,8 \times 10^4$	$6,8 \times 10^4$
	Classe II	$1,9 \times 10^4$	$4,0 \times 10^4$	$3,2 \times 10^4$	$6,9 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	$3,7 \times 10^4$
	Classe III	$1,7 \times 10^4$	$2,2 \times 10^4$	$1,1 \times 10^4$	$3,4 \times 10^4$	$0,7 \times 10^4$	$1,8 \times 10^4$