

Universidade Estadual Paulista
Instituto de Biociências – Departamento de Zoologia
Campus de Botucatu

**EFEITOS DO DEPLECIONAMENTO INDUZIDO DO RESERVATÓRIO DE SALTO
GRANDE, RIO PARANAPANEMA (SP/PR) SOBRE AS ASSEMBLÉIAS DE
MICROCRUSTÁCEOS (CLADOCERA E COPEPODA) DE DUAS LAGOAS MARGINAIS**

José Roberto Debastiani Júnior

Orientador: Professor Dr. Marcos Gomes Nogueira

Monografia apresentada ao
Departamento de Zoologia do
Instituto de Biociências – UNESP,
Campus de Botucatu, como exigência
parcial para a obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas.

Botucatu/SP

2008

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO
DA INFORMAÇÃO.
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU – UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: SELMA MARIA DE JESUS

Debastiani Júnior, José Roberto.

Efeitos do deplecionamento induzido do reservatório de Salto Grande, Rio Paranapanema(SP/PR) sobre as assembléias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) de duas lagoas marginais / José Roberto Debastiani Júnior. – Botucatu : [s.n.], 2008.

Trabalho de conclusão (bacharelado – Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, 2008
Orientador: Marco Gomes Nogueira

1. Limnologia 2. Zooplâncton 3. Reservatório – Paranapanema, Rio

Palavras-chave: Distúrbios; Macrófitas submersas; Variáveis limnológicas; Zooplâncton

SUMÁRIO

Resumo	3
Introdução	4
Objetivos	9
Material e Métodos	10
Área de Estudo	13
Resultados e Discussão	18
Variáveis físicas e químicas	18
Pluviosidade	18
Temperatura	19
pH	22
Condutividade elétrica	25
Material em Suspensão	28
Oxigênio Dissolvido	31
Clorofila <i>a</i>	34
Análises Estatísticas	37
Composição das assembléias zooplanctônicas	40
Cladocera	40
Copepoda	44
Considerações taxonômicas	45
Análise quantitativa das assembléias zooplanctônicas	54
Cladocera	54
Copepoda	55
Diversidade	58
Análises estatísticas dos dados de Cladocera	70
Conclusões	75
Agradecimentos	76
Bibliografia	77

RESUMO

No reservatório de Salto Grande (22°53'53''S / 49°59'33''W), Rio Paranapanema (SP/PR), é realizado um tipo de manejo (redução do nível de água) para redução da biomassa da macrófita submersa *Egeria densa* desde 2004. Estas plantas causam perdas econômicas para o programa de geração elétrica e infortúnio para a população local. O reservatório de Salto Grande possui lagoas marginais que apresentam elevada densidade dessas macrófitas e são tidas como ambientes de alta importância para o desenvolvimento, alimentação e reprodução de muitas assembléias, principalmente as de microcrustáceos zooplânctônicos. O objetivo deste trabalho foi analisar as mudanças na estrutura (composição, riqueza, abundância e diversidade) das assembléias de microcrustáceos zooplânctônicos (Cladocera e Copepoda) e suas relações com as alterações nas condições limnológicas decorrentes da variação de nível em duas lagoas marginais (Pedra Branca e Guaritá) em função do deplecionamento. Foram realizadas amostragens mensais de abril/2005 a julho/2006, além de coletas nictemerais durante o processo de deplecionamento (agosto/05) e um mês após o mesmo. Para a análise do zooplâncton foram amostrados 150 litros de água superficial em cada lagoa (região limnética). Simultaneamente, foram medidas as variáveis físicas e químicas da água: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, transparência, turbidez, material em suspensão (total, frações orgânica e inorgânica) e concentração de clorofila *a*. As variáveis limnológicas demonstraram um padrão de variação sazonal, além da influência do deplecionamento, principalmente sobre a temperatura e oxigênio dissolvido. O valor de riqueza encontrado para Cladocera foi elevado, totalizando 49 táxons. Os Copepoda foram analisados apenas até o nível de Ordem e apresentaram predominância das fases larvais e juvenis. Houve um aumento de riqueza e diversidade de Cladocera após o manejo. A abundância total de Cladocera foi baixa, com pico durante o período de deplecionamento para ambas as lagoas devido ao efeito de concentração causado pela diminuição do nível. Os resultados indicam que o processo de deplecionamento provocou modificações na estrutura do habitat e das comunidades nas lagoas marginais do reservatório de Salto Grande, mas pode ser considerado um distúrbio intermediário.

Palavras – Chave: Zooplâncton, distúrbios, macrófitas submersas, variáveis limnológicas.

INTRODUÇÃO

A maioria dos rios de médio ou grande porte, em trechos de ordem intermediária e inferior, possui áreas alagáveis adjacentes que, em conjunto com a calha principal, constituem o sistema denominado rios-planície de inundação (Junk *et al.*, 1989). A ocorrência de distintos habitats aquáticos de transição nesses sistemas propicia a manutenção de uma considerável biodiversidade, fazendo com que sua investigação e preservação sejam consideradas ações prioritárias (Thomaz *et al.*, 1997).

As oscilações do nível do rio influenciam os lagos dispostos lateralmente de diferentes maneiras, dependendo da conexão entre estes ambientes. A conexão pode ser temporária ou permanente, conforme a morfologia do lago, sua posição e tamanho (Junk, 1980). Lagoas laterais a canais de rios são ambientes que proporcionam uma grande variedade de habitats para as comunidades. Estas sofrem influência do ambiente aquático e terrestre, das flutuações sazonais no nível da água, da presença de macrófitas aquáticas, do aporte (período das chuvas) de grandes quantidades de material em suspensão, detritos e nutrientes, que em conjunto acarretam uma alta heterogeneidade espacial (Henry 2005).

A construção de reservatórios para diversos fins é uma das intervenções humanas mais antigas e importantes nos ecossistemas fluviais naturais e representa uma das grandes causas de modificações do ciclo hidrológico e de impactos ambientais do planeta (Tundisi, 2003). Esses ambientes artificiais interferem nos rios em que são construídos, alterando profundamente as condições de fluxo e os sistemas terrestres e aquáticos adjacentes. Por outro lado, proporcionam inúmeros benefícios, reservando água para hidroeletricidade, irrigação, navegação e abastecimento público (Tundisi, 1999; Tundisi, 2003).

No Brasil, a construção de grandes reservatórios de água, principalmente para fins de abastecimento público, atingiu seu máximo desenvolvimento nas décadas de 60 e 70. Muitos desses ecossistemas artificiais estão em pleno funcionamento, produzindo inúmeros

benefícios locais e regionais. Entre os grandes rios brasileiros, vários já foram completamente aproveitados para a construção de barragens em cascata, como é o caso do rio Paranapanema (Nogueira et al., 2006).

A construção de reservatórios provoca várias alterações nas características físicas e químicas dos ecossistemas aquáticos. As principais mudanças estão associadas à redução da velocidade e às flutuações do nível da água (Tundisi, 1999, Nogueira et al., 2006). Uma importante alteração decorrente do represamento dos rios é a formação de lagoas marginais, por inundação de áreas laterais, ou ampliação da conexão com lagoas marginais pré-existentes. Isto se dá, sobretudo, na porção superior dos reservatórios, e tais ambientes adquirem um importante papel na manutenção da biodiversidade do sistema como um todo (Henry, 2003).

Por serem ecossistemas com características lênticas ou semi-lênticas, reservatórios e lagoas associadas são usualmente colonizados por macrófitas aquáticas. Contudo, o grau de colonização por plantas depende das características morfométricas do reservatório (e.g. inclinação das margens), das características físicas e químicas da água, do sedimento e de processos biológicos, tais como o estoque regional de espécies, mecanismos de dispersão e de interações interespecíficas (Thomaz, 2006).

O crescimento excessivo de macrófitas aquáticas pode ser indesejável quando compromete os usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos. Os maiores problemas decorrentes da colonização por macrófitas em reservatórios estão associados à utilização da água para consumo, recreação, produção de energia hidrelétrica, além de aumento da taxa de evapotranspiração e problemas de saúde pública (abrigo de vetores de doenças) (Thomaz & Bini, 1999).

O nível da água constitui-se em um fator importante, afetando simultaneamente todos os bancos de macrófitas de um reservatório. Esse fato tem sido utilizado para explicar

alterações (composição e biomassa) observadas na vegetação aquática (Thomaz, 2006). Em um estudo realizado por Thomaz et al. (2006), verificou-se que uma drástica diminuição do nível de água (ca. 5 m) no reservatório de Itaipu reduziu acentuadamente a frequência de ocorrência e biomassa de *Egeria najas*, principal espécie de macrófita submersa. Em um banco de plantas monitorado não houve recuperação da biomassa mesmo 10 meses após o restabelecimento dos níveis normais. Em termos de frequência de ocorrência a recuperação (número de bancos) ocorreu somente cerca de 40 meses após o retorno da água a níveis normais. Espécies submersas são mais susceptíveis à exposição das margens, havendo redução drástica de sua biomassa e frequência em curto período de tempo, quando comparada às plantas flutuantes. Segundo os autores, a baixa resiliência de *Egeria najas* diante das oscilações dos níveis de água indica que a manipulação desta variável é uma alternativa potencial para o controle de seu crescimento.

No reservatório de Salto Grande (médio rio Paranapanema), na região das duas lagoas analisadas neste estudo, Pedra Branca e Guaritá, ocorrem imensas populações de macrófitas aquáticas, principalmente da espécie submersa *Egeria densa*. A presença dos bancos acarreta a diminuição do fluxo de água nos braços do reservatório, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido nos períodos noturnos (principalmente nas lagoas marginais), acúmulo de resíduos sólidos, criação de ambientes propícios à proliferação de insetos e moluscos que podem estar associados a doenças de veiculação hídrica.

A empresa geradora de energia nos reservatórios do rio Paranapanema tem desenvolvido um programa de manejo para controle destas plantas aquáticas em Salto Grande, principalmente para atender os anseios da população local. Em agosto de 2004 - período de estiagem em que as macrófitas normalmente encontram-se num estado de senescência, foi realizado um procedimento operacional experimental levando a um drástico rebaixamento induzido da cota do reservatório. A cota operacional média, de 384,6m em

relação ao nível do mar, foi rebaixada para 382,5m, ou seja, foi provocado um deplecionamento de 2,1m. Isto levou a uma redução de macrófitas estimada em 28,4 %, em termos de biomassa e 31,2% de área infestada (Duke Energy, dados não publicados). Devido aos “bons” resultados obtidos na diminuição da densidade de macrófitas este procedimento de rebaixamento do reservatório foi repetido no ano de 2005. Nesta ocasião, projetos foram elaborados, em parceria com a Universidade, a fim de analisar os efeitos deste impacto, principalmente sobre as comunidades aquáticas das lagoas marginais - ictiofauna, zoobentos e zooplâncton. O estudo destes últimos organismos é contemplado na presente pesquisa. No caso do zoobentos os resultados foram apresentados através de uma dissertação de mestrado (Lage, 2008) e para os peixes através de uma tese de doutorado (Vianna, 2008).

Os organismos zooplanctônicos constituem importantes elos nas cadeias alimentares aquáticas, transferindo energia fixada pelo fitoplâncton aos níveis tróficos superiores - macroinvertebrados e peixes (Margaleff, 1983; Roche & Rocha, 2005). Por terem ciclos biológicos curtos, esses organismos respondem rapidamente a alterações no ambiente, sendo, portanto bons bioindicadores.

Vários estudos têm sido realizados no Brasil com o objetivo de analisar os efeitos das flutuações do nível da água sobre a comunidade zooplanctônica, incluindo a região amazônica (Brandorff & Andrade, 1978; Carvalho, 1983; Hardy, 1980; Hardy et. al., 1978, Bozelli & Esteves, 1995), Pantanal Matogrossense (Espíndola *et al.*, 1996), planície de inundação do Rio Paraná (Lansac-Tôha et al., 1993, 1997; Sendacz, 1997; Rossa & Bonecker, 2003) e bacia do Rio São Francisco (Sampaio & Lopes, 2000).

No rio Paranapanema estudos procurando avaliar os efeitos das grandes flutuações naturais no nível da água sobre a comunidade zooplanctônica foram realizados em lagoas marginais localizadas na zona de montante da represa de Jurumirim (Casanova, 2000, 2005; Casanova & Henry, 2004; Martins & Henry, 2004; Panarelli, 2004; Panarelli *et al.*, 2008).

Outros estudos já publicados sobre o zooplâncton do rio Paranapanema, sobretudo nos reservatórios, são aqueles realizados por Nogueira & Panarelli (1997), Nogueira (2000), Panarelli *et al.* (2001, 2003), Sampaio *et al.* (2002), Lansac-Tôha (2004), Nogueira *et al.* (2008) e Sartori *et al.* (prelo).

Alterações nas assembléias zooplanctônicas em ambientes sujeitos a grandes variações hidrológicas podem ser decorrentes tanto das mudanças na comunidade de macrófitas aquáticas, como das alterações nas características físicas e químicas em função das diferenças nos níveis hidrométricos. Flutuações na estrutura e dinâmica do zooplâncton são fenômenos de grande importância para o funcionamento do sistema rio-lagoa-reservatório, uma vez que tais organismos desempenham importante papel na transferência de energia nas cadeias alimentares e ciclagem de nutrientes (Lansac-Tôha *et al.*, 1997).

Pesquisas que consideram a recuperação das populações a distúrbios, sejam esses naturais ou antrópicos, são indispensáveis para o entendimento do funcionamento e capacidade de resistência/resiliência dos ecossistemas. Ainda são poucos os estudos que avaliam as variações das assembléias zooplanctônicas submetidas a drásticas perturbações do regime hidrológico, nesse caso, a depleção induzida de um reservatório construído para a geração de energia.

A presente proposta também pretende contribuir para a ampliação do conhecimento sobre as comunidades em lagoas marginais, ambientes com reconhecida importância para a manutenção da diversidade em sistemas fluviais, e ainda relativamente pouco estudados.

OBJETIVOS

Geral

Avaliar o impacto do deplecionamento operacional do reservatório de Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR), para controle de macrófitas aquáticas, sobre a estrutura das assembléias de microcrustáceos planctônicos (cladóceros e copépodos) de duas lagoas marginais (Pedra Branca e Guaritá).

Específicos

- Analisar a variação da composição específica de cladóceros ao longo do período de estudo.
- Analisar a variação da abundância das espécies de cladóceros ao longo do período de estudo.
- Analisar a variação da riqueza e diversidade de cladóceros ao longo do período de estudo.
- Analisar a variação da composição de Copepoda (ordens e estágios de desenvolvimento) ao longo do período de estudo.
- Analisar a variação da abundância de Copepoda (ordens e estágios de desenvolvimento) ao longo do período de estudo.
- Analisar a variação das características físicas e químicas da água (profundidade, transparência, turbidez, material em suspensão, temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica) ao longo do período de estudo.
- Analisar a variação da biomassa fitoplanctônica (concentração de clorofila a) ao longo do período de estudo.
- Correlacionar as variações dos atributos das assembléias de microcrustáceos com as características hidrológicas, meteorológicas, físicas e químicas da água e biomassa fitoplanctônica ao longo do período de estudo.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo compreendeu amostragens nas fases pré, durante e pós-deplecionamento, em dois ambientes (lagoas) laterais ao reservatório de Salto Grande: lagoas Pedra Branca e Guaritá.

Foram realizadas coletas mensais, sempre no período da manhã, no período pré-depleção, de Abril a Julho de 2005, e pós-depleção, de Setembro de 2005 a Julho de 2006, mês em que se completou um ano pós-depleção. Durante o deplecionamento, que durou de 11 a 25 de agosto, foram realizadas amostragens em três ocasiões, tanto no período noturno (22 h) como no período matutino (10 h) (dias 11/12, 18/19 e 24/25, . As amostragens para a análise da comunidade zooplanctônica e dos parâmetros ambientais foram realizadas em uma estação localizada na região limnética (central) de cada lagoa, sempre no período da manhã (entre 9 e 11h).

Para a análise quantitativa do zooplâncton foram amostrados 150 L de água, na superfície, com auxílio de balde graduado de 10 L. As amostras foram filtradas através de uma rede de 50 μ m de diâmetro de malha e o material coletado acondicionado em frascos de vidro transparente e fixado em formol 4%. Para a análise qualitativa foram realizados arrastos verticais e horizontais, utilizando-se rede de 50 μ m de abertura de malha.

Os organismos zooplanctônicos foram identificados com a utilização de microscópio binocular CARL ZEISS Standard 25 e microscópio estereoscópio CARL ZEISS Stemi V6, em base a bibliografia específica: Elmoor-Loureiro (1997); Reid (1985 e 1991); Reid & Pinto-Coelho (1994); Smirnov (1996); Sendacz & Kubo (1982); Paggi (1973a e 1973b, 1978, 1979, 1995). As amostras foram catalogadas e depositadas na Coleção Científica de Invertebrados de Águas Continentais do Departamento de Zoologia (IBB-Unesp).

Os cladóceros foram identificados até o nível de espécie, sempre que possível. Está

sendo elaborado um catálogo de registros fotográficos dos Cladocera analisados neste trabalho (IC Fapesp processo 2007/0315-8), com o intuito de auxiliar na identificação destes animais em futuros estudos. Esse registro se faz necessário, entre outros motivos, pela grande presença de representantes da família Chydoridae, que necessitam do reconhecimento de pequenas estruturas (e.g. poros cefálicos, séries de espinhos no pós abdômen) para que possam ser identificados e classificados corretamente. A organização de pranchas com as ilustrações está em andamento e será apresentada à Fapesp em relatório final de bolsa de iniciação científica (fevereiro de 2009).

Pela falta de tempo hábil, os copépodos foram identificados apenas até nível de Ordem (Calanoida e Cyclopoida) e também quanto aos principais estágios de desenvolvimento (nauplius, copepodito e adulto).

Para a análise quantitativa foram contados pelo menos 100 indivíduos por amostra (jovens e adultos), sob microscópio estereoscópio (Zeiss), utilizando sub-amostras (em torno de 5ml), ou mesmo a amostra toda em casos de baixa densidade. Para a análise de náuplios de Copepoda, subamostras de 1 ml foram analisadas em lâmina de Sedgwick-Rafter sob microscópio óptico, e da mesma forma estipulando-se pelo menos 100 organismos contados por amostra. No caso de abundâncias muito baixas, 3 sub-amostras de 3 mL foram contadas. A partir dos dados obtidos nas contagens foi calculada a abundância de organismos por metro cúbico. Os valores dos índices de diversidade de Shannon (H') também foram calculados (Krebs, 1989).

Para a caracterização limnológica dos ambientes estudados, foram medidos “in-situ” perfis verticais da temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido e condutividade Elétrica da água, utilizando-se um sensor Horiba Mod. U22. Também foram obtidas medidas da transparência da água (com o desaparecimento visual do disco de Secchi) e temperatura do ar (termômetro de mercúrio aferido pelo INMETRO). Durante o deplecionamento, devido à

acentuada diminuição da profundidade, as amostragens ficaram restritas à superfície. Ainda em campo foram coletadas amostras de água da superfície, para análise de material em suspensão, e suas frações orgânica e inorgânica (metodologia gravimétrica, em filtros Millipore AP40), e clorofila *a* (método de extração com acetona 90% à frio, por Golterman *et al.*, 1978). A obtenção e análise laboratorial dos dados limnológicos foram feitas em colaboração com outros pesquisadores que desenvolveram estudos simultâneos sobre macroinvertebrados bentônicos (Lage, 2008) e peixes (Vianna, 2008).

Dados de pluviosidade para o período de estudo foram obtidos junto à Casa de Agricultura de Cambará (PR), localizado à margem do reservatório de Salto Grande.

Na análise descritiva dos resultados procurou-se comparar, para cada variável, os valores mínimos e máximos, considerando-se as médias da coluna d'água.

Finalmente, foram realizadas análises estatísticas utilizando-se os dados físicos, químicos e concentração de clorofila *a* da água. Após submeter os dados ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk, verificou-se distribuição não paramétrica dos mesmos. Os dados foram transformados $[\log(x+1)]$ para as análises posteriores, uni e multivariadas. Prosseguiu-se então com a aplicação do teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$ para verificar a existência de diferenças significativas entre os fatores de variação, sendo estes: meses, pontos de coleta (lagoas) e deplecionamento (períodos pré, durante e pós-deplecionamento). Nesta análise utilizou-se o “software” Statistic 6.0 (Statsoft, 2002).

Em seqüência às análises pelo teste H de Kruskal-Wallis ANOVA, foi feita uma análise dos componentes principais (ACP), utilizando o “software” de distribuição livre “R Development Core Team” (2006).

Os dados de abundância e riqueza de cladocera, tanto para suas famílias como para o seu total, foram transformados $(\log x+1)$ e verificada a normalidade de suas distribuições

(Shapiro-Wilk). Foi realizada uma análise de variância (ANOVA) para detectar variações significativas ($p < 0,05$). A fim de comparar as lagoas em cada mês de amostragem, quanto às abundâncias das famílias de Cladocera, foram realizadas análises de agrupamento por similaridade no software Statistic v. 6.0 (Statsoft, 2000). Para correlacionar e ordenar essa abundância e as variáveis limnológicas, utilizou-se uma análise de correlação canônica (ACC), gerada no software de livre distribuição “R Development Core Team” (2006).

ÁREA DE ESTUDO

O rio Paranapanema é um dos principais tributários do alto rio Paraná (Fig. 1). O curso principal do rio segue no sentido leste-oeste, tem uma extensão de 929 km, 570 m de desnível e desenvolve-se entre as altitudes 809 e 239 m. Entre 1958 e 1999, uma série de oito reservatórios foi construída nesse rio com a finalidade de geração de energia, sob a concessão da Duke Energy (Nogueira et al., 2002a, 2002b; Júlio et al., 2005).

A represa de Salto Grande situa-se no rio Paranapanema, 6 km a jusante da foz do rio Pardo, entre os Estados de São Paulo e Paraná. Sua barragem localiza-se a $22^{\circ}53'53''S$ / $49^{\circ}59'33''W$. É um reservatório do tipo fio d'água, com alta taxa de renovação e possui um volume de aproximadamente $44,2 \text{ hm}^3$. As lagoas Pedra Branca, localizada na margem paulista do reservatório, e Guaritá, na margem paranaense, objetos do presente estudo, estão localizadas na região superior do reservatório. Normalmente estas lagoas estão sempre conectadas ao corpo do reservatório. Segundo observações realizadas durante o processo de deplecionamento realizado no ano de 2004, ocorreu uma redução significativa do volume de água das lagoas durante o período em que o reservatório permaneceu rebaixado, ocorrendo inclusive a desconexão total da lagoa Pedra Branca com o canal do rio.

As Figuras de 2 a 6 mostram as lagoas Pedra Branca e Guaritá durante o período de estudos.

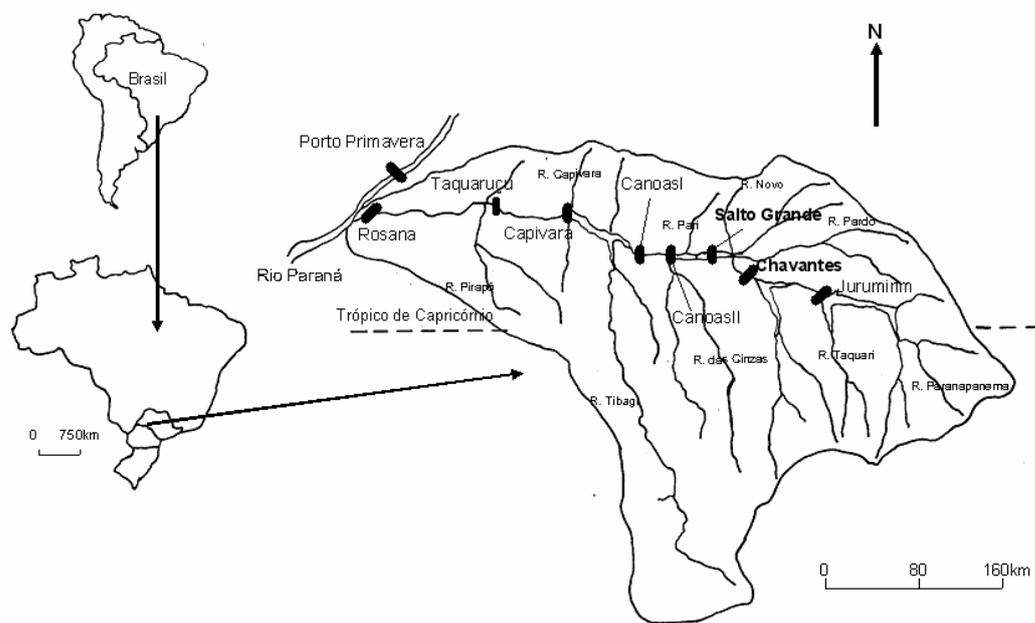


Figura 1. Localização da bacia do rio Paranapanema e da série de reservatórios em cascata.



Figura 2. Vista geral do reservatório de Salto Grande, na região das lagoas marginais em estudo: Lagoa Pedra Branca (direita) e Lagoa Guaritá (esquerda).



Figura 3. Vista geral da lagoa Pedra Branca no período de cota normal de operação do reservatório (384,60 m).



Figura 4. Vista geral da lagoa Pedra Branca, com a cota de operação do reservatório deplecionada (382,50 m).



Figura 5. Vista geral da lagoa Guaritá no período de cota normal de operação do reservatório (384,60 m).



Figura 6. Vista geral da lagoa Guaritá, com a cota de operação do reservatório deplecionada (382,50 m).

RESULTADOS e DISCUSSÃO

VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

Pluviosidade

A pluviosidade é uma variável que muitas vezes pode explicar os padrões de variação de grande parte das características limnológicas. Altos índices pluviométricos promovem uma grande entrada de material alóctone no reservatório, favorecendo a compartimentalização de suas massas de água e modificação das características da coluna d'água em si. Além desse “input” de material particulado, há também um aumento no volume de água no reservatório, podendo diluir substâncias dissolvidas nessa coluna. Os valores mais altos de pluviosidade foram obtidos nos meses de Setembro e Outubro/05 (Fig. 7), esse pico está associado a um aumento no valor dos Materiais em Suspensão na água e com um decréscimo abrupto dos valores de pH. No entanto a variável Material em Suspensão não foi classificada como tendo uma variação significativa. A variável Pluviosidade seguiu um padrão sazonal bem marcado, acompanhando as variáveis Temperatura e Oxigênio Dissolvido.

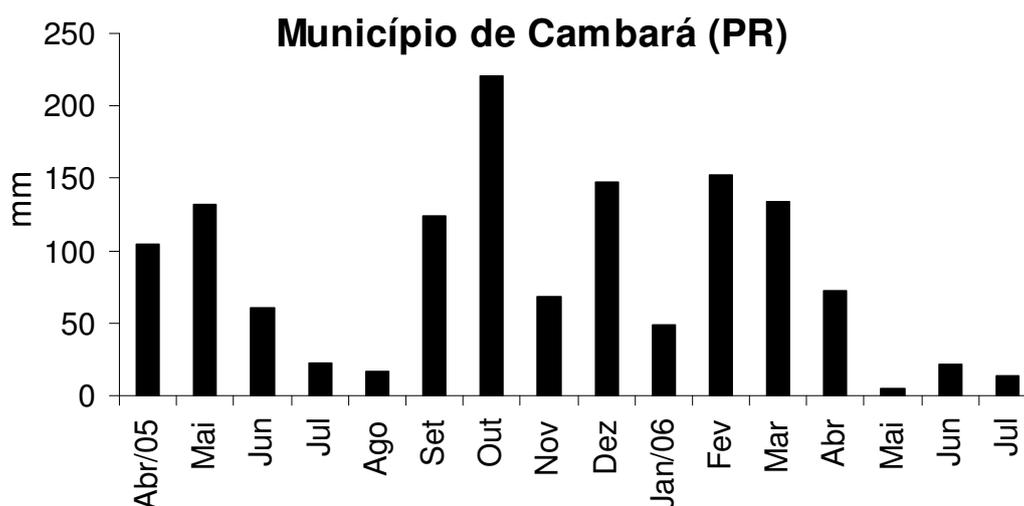


Figura 7. Variação da Pluviosidade no município de Cambará (PR), região do reservatório de Salto Grande (SP/PR), durante o período de estudos.

Temperatura

A variação da Temperatura da água (Fig. 8, 9 e 10) apresentou um padrão sazonal bem marcado. Os valores variaram de um máximo de 29°C no mês de Janeiro/06, para as duas lagoas, a um mínimo de 19,3°C em Julho/05, para Guaritá, e 18,2°C no início de Agosto/05, para Pedra Branca (Inverno). Observou-se um leve aumento da temperatura durante o período de intenso rebaixamento, onde apenas uma medida superficial ($Z = 0\text{m}$) pôde ser feita devido à baixa profundidade das lagoas. Esse aumento deve ter sido causado por uma temperatura do ar mais elevada durante o dia da medição, sendo esta de 24°C. A variação da Temperatura entre os meses (Fig. 8) foi significativa ($p=0,004$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA com um intervalo de confiança de $p=0,05$). Apesar de o valor ter aumentado durante o período de rebaixamento, a variação da Temperatura da água entre os períodos pré, durante e pós-deplecionamento (Fig. 9) não foi significativa ($p=0,16$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA com intervalo de confiança de $p=0,05$). Também não houve diferença significativa ($p=0,65$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA com intervalo de confiança de $p=0,05$) da Temperatura entre as duas lagoas (Fig. 10), não sendo este um fator que possa diferenciar os dois ambientes.

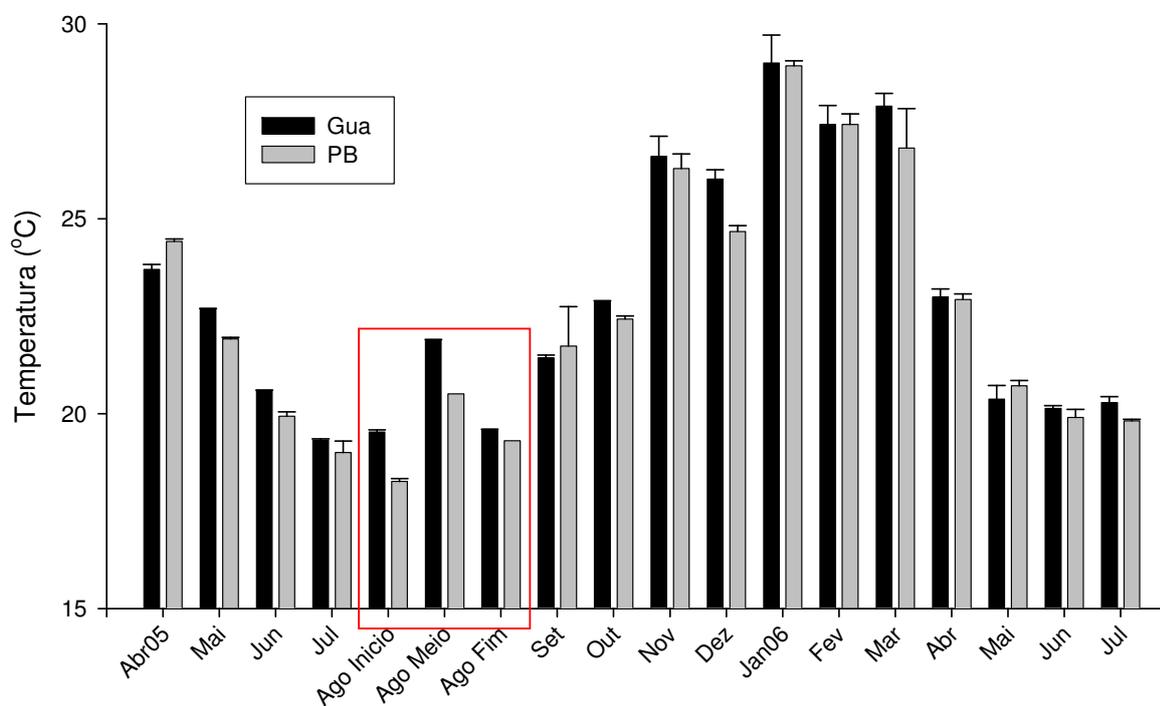


Figura 8. Variação da Temperatura da água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006. = deplecionamento

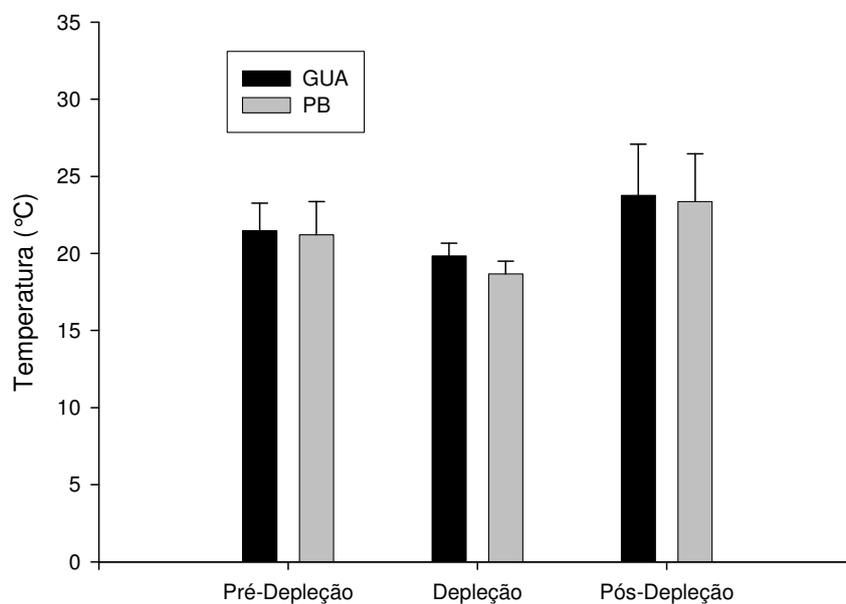


Figura 9. Variação da Temperatura da água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca durante os períodos pré (Abril/05 a Julho/05), durante (Agosto/05) e pós deplecionamento (Setembro/05 a Julho/06).

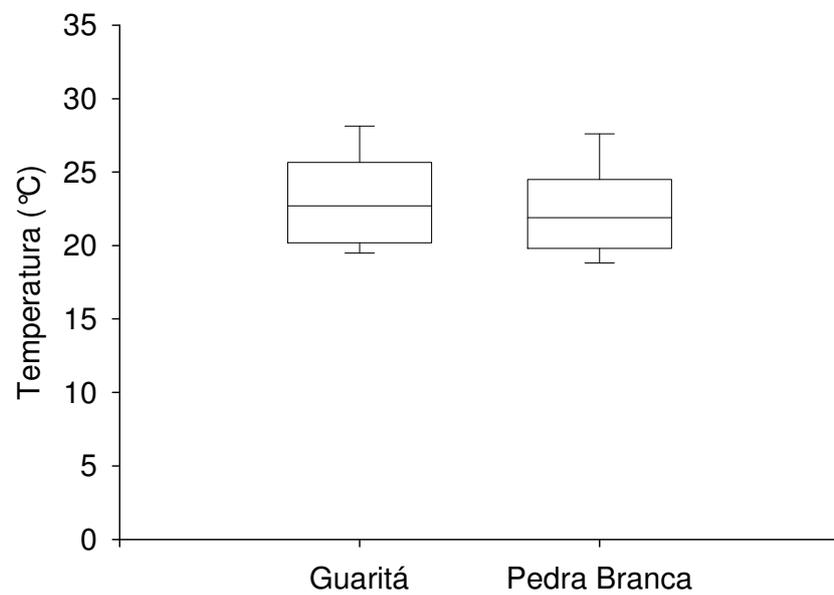


Figura 10. Variação da Temperatura da água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca no período entre Abril/05 a Julho/06.

pH

O pH da água (Fig. 11, 12 e 13) variou de um máximo de 8,63 e 8,65 no início de Agosto/05 a um mínimo de 5,13 e 5,38 em Outubro/05, para as lagoas Guaritá e Pedra Branca, respectivamente. Os valores mínimos são coincidentes ao pico de chuvas na região durante o período de estudos, ocorrendo no mês de outubro grande parte da precipitação de todo o período de estudo. Essa precipitação promove a lavagem do solo nas margens e conseqüente “input” de matéria orgânica no reservatório. Essa matéria orgânica, devido aos processos de decomposição – formação de ácidos orgânicos, gera um decréscimo no pH da água. Em relação ao deplecionamento, os resultados encontrados para os valores de pH demonstram um padrão não esperado para essa variável. Há uma elevação nos valores do pH durante o processo de deplecionamento, porém, o esperado era que esses valores fossem menores, isso devido à decomposição da matéria orgânica proveniente da morte das macrófitas submersas (*Egeria densa*), sendo essa morte o intuito do manejo. Porém, é importante ressaltar que os indivíduos dessa comunidade, que sofreram o impacto desejado do manejo, estão, durante o período de manejo, fora da água, uma vez que o nível de água do reservatório está abaixo de sua cota normal e conseqüentemente o nível de água das lagoas também. A variação dos valores de pH entre os meses (Fig. 11) foi significativa ($p=0,007$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$), demonstrando que há uma variação natural no pH do reservatório e de seus ambientes laterais. Quando comparados os períodos pré, durante e pós-depleção (Fig. 12), não se evidenciou variação significativa ($p=0,25$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de significância de $p=0,05$), sendo que os maiores valores foram obtidos durante o deplecionamento e as menores variações (desvio-padrão) encontradas no período pré-deplecionamento. Isto indica que o pH não foi muito afetado pelo deplecionamento. Não houve diferença significativa entre as variações de pH das lagoas ($p=0,53$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um

intervalo de confiança de $p=0,05$), sendo que a lagoa Guaritá teve uma maior amplitude de variação que a lagoa Pedra Branca, atingindo maiores valores de pH principalmente durante o período de depleção (Fig. 13).

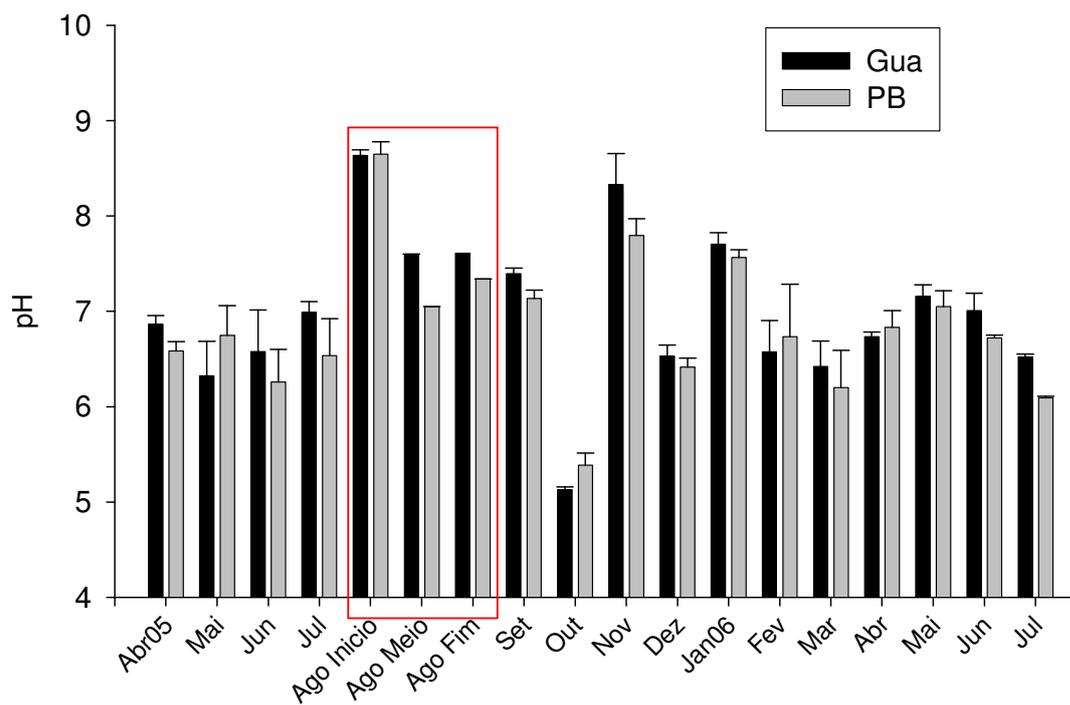


Figura 11. Variação do pH da água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006. = deplecionamento

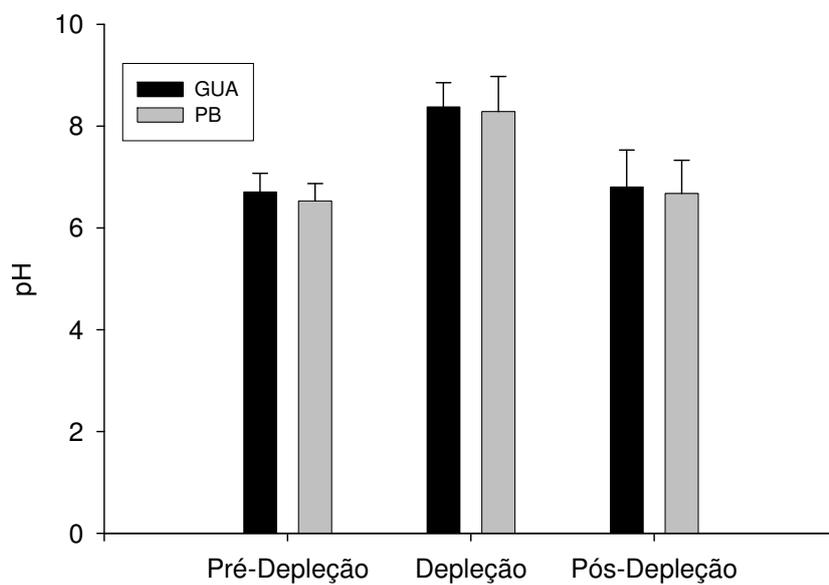


Figura 12. Variação do pH da água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca durante os períodos pré (Abril/05 a Julho/05), durante (Agosto/05) e pós deplecionamento (Setembro/05 a Julho/06).

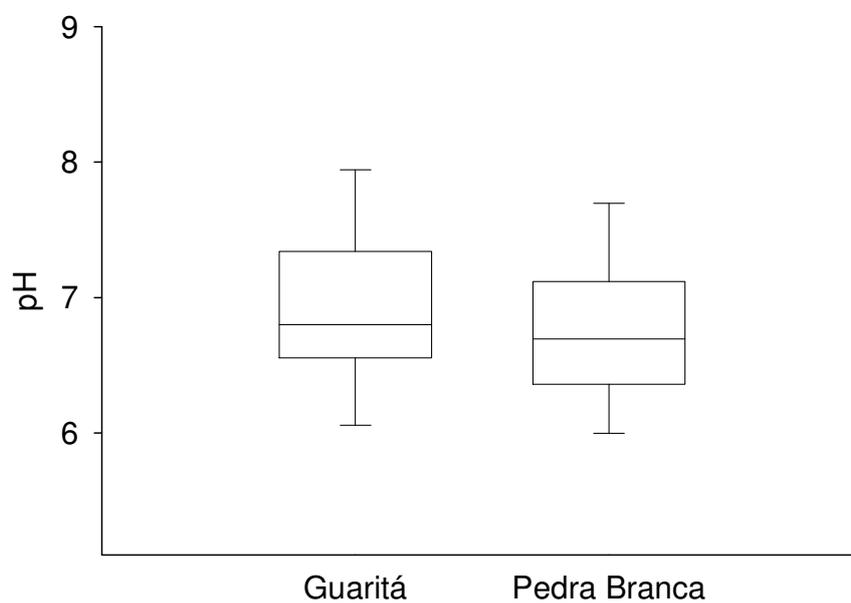


Figura 13. Variação do pH da água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca no período entre Abril/05 a Julho/06.

Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica da água (Fig. 14, 15 e 16) é uma variável muito utilizada como indicador de qualidade de água. No período de estudos ela variou de um máximo de $100\mu\text{S}/\text{cm}$ em Julho/06 para a lagoa Guaritá, e $125\mu\text{S}/\text{cm}$ no fim de Agosto/05 para a lagoa Pedra Branca, a um mínimo de $45,8\mu\text{S}/\text{cm}$ em Dezembro/05 para a lagoa Guaritá e $46\mu\text{S}/\text{cm}$ em Novembro/05 para a lagoa Pedra Branca. Houve uma variação anual (Fig. 14) significativa dos valores de Condutividade Elétrica ($p=0,008$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$). O alto valor encontrado na lagoa Pedra Branca durante o mês da depleção indica claramente que esse manejo do reservatório teve uma grande ação sobre a qualidade de água dessa lagoa. Porém, quando se comparam os períodos pré, durante e pós-deplecionamento (Fig. 15), os valores não apresentaram diferença significativa ($p=0,41$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$). Quando comparadas (Fig. 16), as duas lagoas não demonstraram diferença significativa quanto ao pH ($p=0,37$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$).

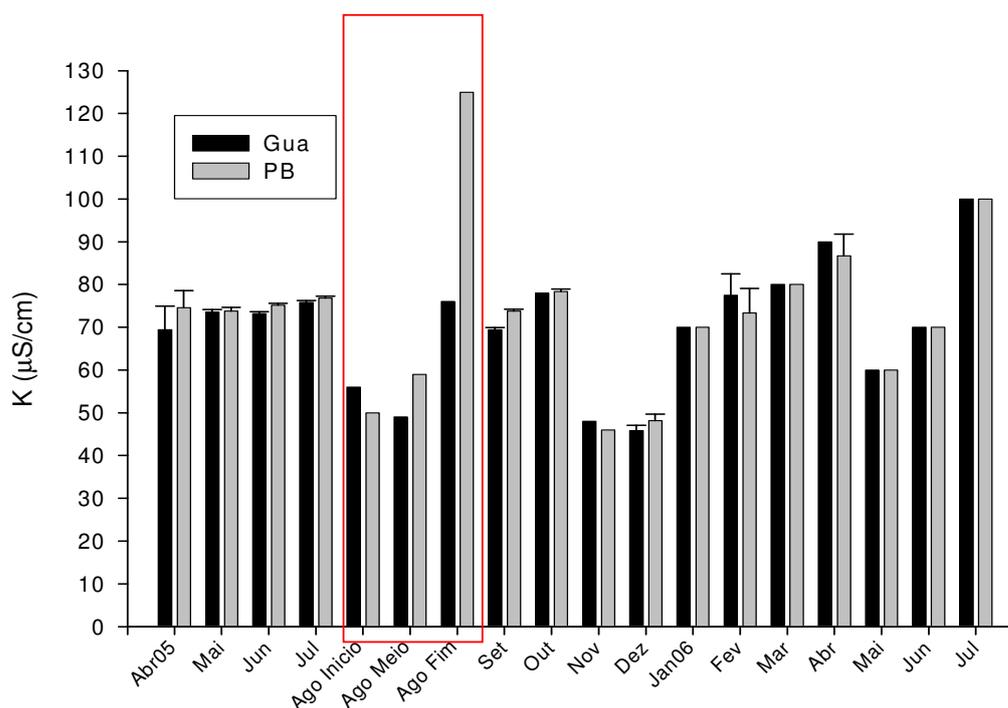


Figura 14. Variação da Condutividade Elétrica da água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006. = deplecionamento

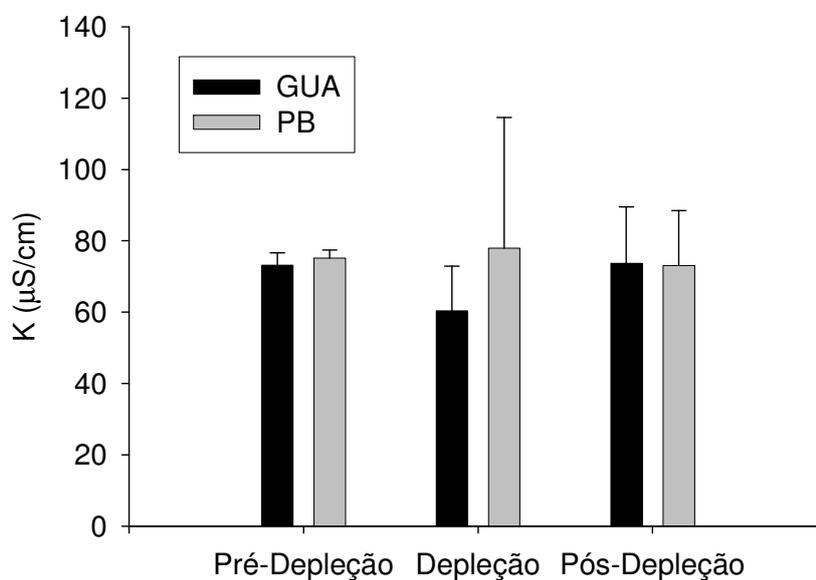


Figura 15. Variação da Condutividade elétrica da água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca durante os períodos pré (Abril/05 a Julho/05), durante (Agosto/05) e pós deplecionamento (Setembro/05 a Julho/06).

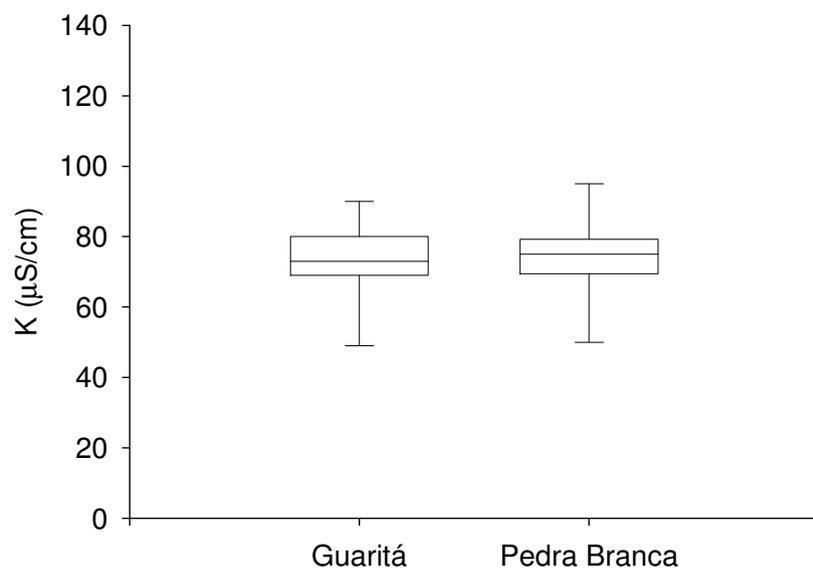


Fig. 10. Variação da Condutividade Elétrica da água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca com sua média e desvio padrão no período entre Abril/05 a Julho/06.

Material em Suspensão

A variável material em suspensão não teve uma variação significativa ao longo do período de estudo (Fig. 17, 18 e 19). Seus valores máximos foram 5,2mg/L na lagoa Guaritá e 12,4mg/L na lagoa Pedra Branca no mês de Setembro/05, o que se deve ao fato desse mês ser o mês de preparo do solo para o cultivo de verão e ter tido altos índices pluviométricos. Os valores mínimos foram de 0,2mg/L na lagoa Guaritá no mês de Janeiro/06 e 0,1mg/L para a lagoa Pedra Branca no final de Agosto/05. Baixos valores da variável Material em Suspensão devem-se ao fato de que à montante do reservatório de Salto Grande está localizada a barragem do reservatório de Chavantes, que tem alto tempo de retenção de água (375 dias) (Nogueira et al., 2006). Conseqüentemente a maior parte dos sólidos suspensos sofre decantação nesse período de retenção e não é transportada para o reservatório de Salto Grande. A variação do Material em Suspensão na água das lagoas, entre os meses (Fig. 17), não foi significativa ($p=0,29$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$). Quando se compara os períodos pré, durante e pós-deplecionamento (Fig. 18), a variação também não alcançou valores significativos ($p=0,21$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$), não sendo então o deplecionamento um fator que altere a dinâmica natural dessa variável. Entre os pontos de coleta (Fig. 18) também não houve variação significativa ($p=0,83$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$), demonstrando que para essa variável as lagoas são muito similares.

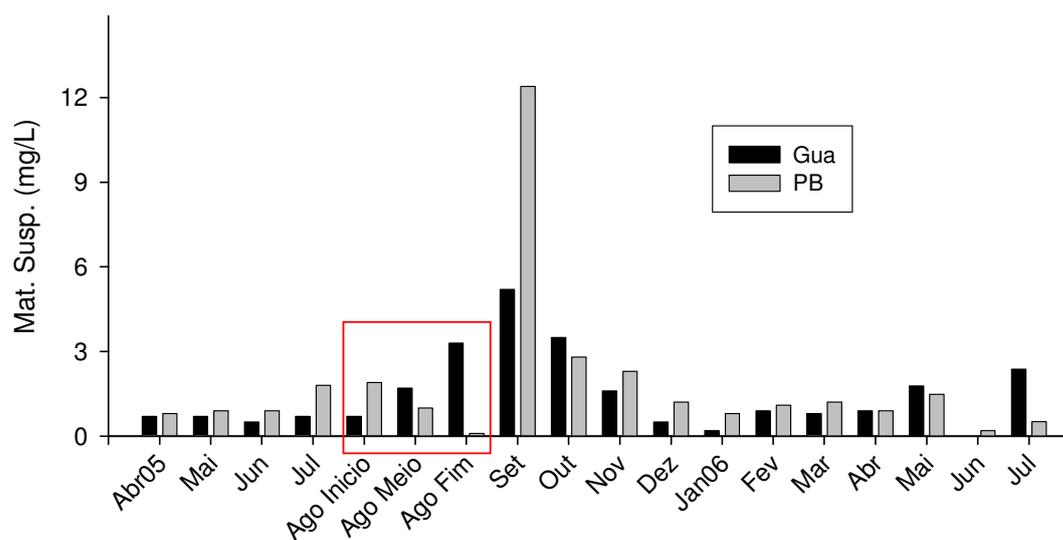


Figura 17. Variação do Material em Suspensão na água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca durante o período de Abril de 2005 a Julho de 2006. = deplecionamento

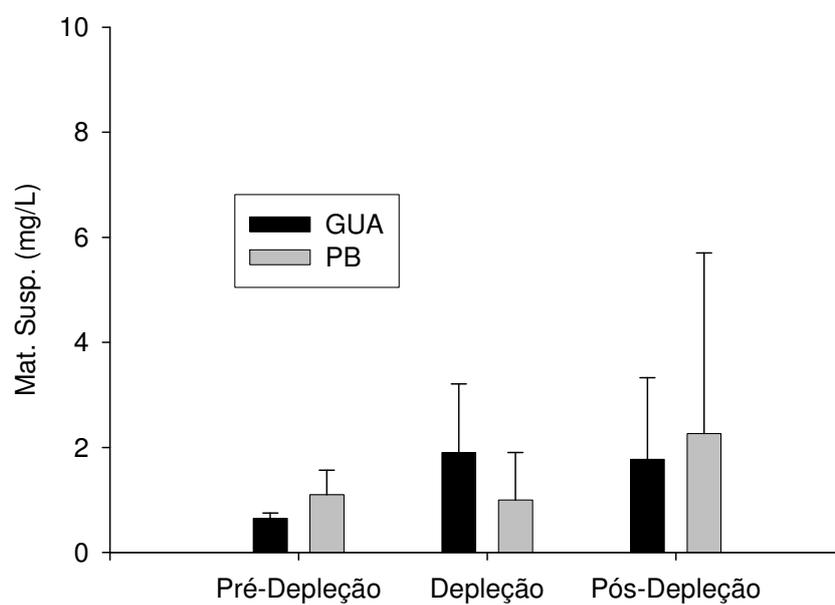


Figura 18. Variação da quantidade de Material em Suspensão na água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca durante os períodos pré (Abril/05 a Julho/05), durante (Agosto/05) e pós deplecionamento (Setembro/05 a Julho/06).

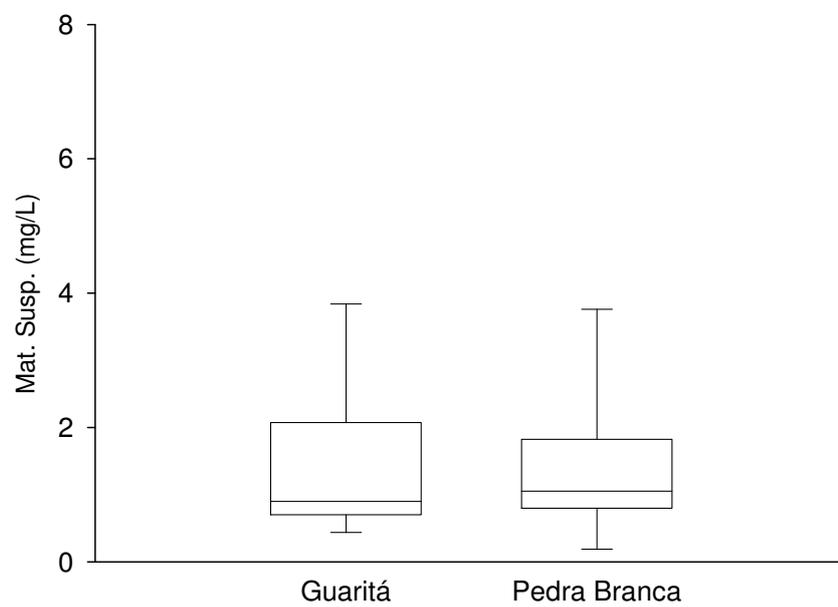


Figura 19. Variação do Material em Suspensão na água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca com sua média e desvio padrão no período entre Abril/05 a Julho/06.

Oxigênio Dissolvido

Quanto ao oxigênio dissolvido na água (Fig. 20, 21 e 22), os valores máximos foram encontrados entre Abril/06 a Julho/06, variando de uma concentração máxima de 9,45 $\mu\text{g/L}$ e 9,52 $\mu\text{g/L}$ em Junho/06 para as lagoas Guaritá e Pedra Branca, respectivamente, a uma mínima de 4,22 $\mu\text{g/L}$ para a lagoa Guaritá em Maio/05 e 2,67 $\mu\text{g/L}$ para a lagoa Pedra Branca no final de Agosto/05. A variação mensal na concentração de Oxigênio Dissolvido na água das lagoas (Fig. 20) teve uma diferença significativa ($p=0,05$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$), demonstrando que essa variável é sazonalmente dinâmica. Comparando os períodos pré, durante e pós-deplecionamento (Fig. 21), a diferença entre os valores encontrados também foi significativa ($p=0,01$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança $p=0,05$). Esses resultados são similares aos encontrados para a Clorofila *a*, demonstrando que essas duas variáveis têm um alto grau de interação. A diferença nos períodos pré, durante e pós-deplecionamento indica que o manejo tem impacto sobre essa variável. Não foi encontrada diferença significativa ($p=0,06$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$) entre os pontos de coleta (Fig. 22).

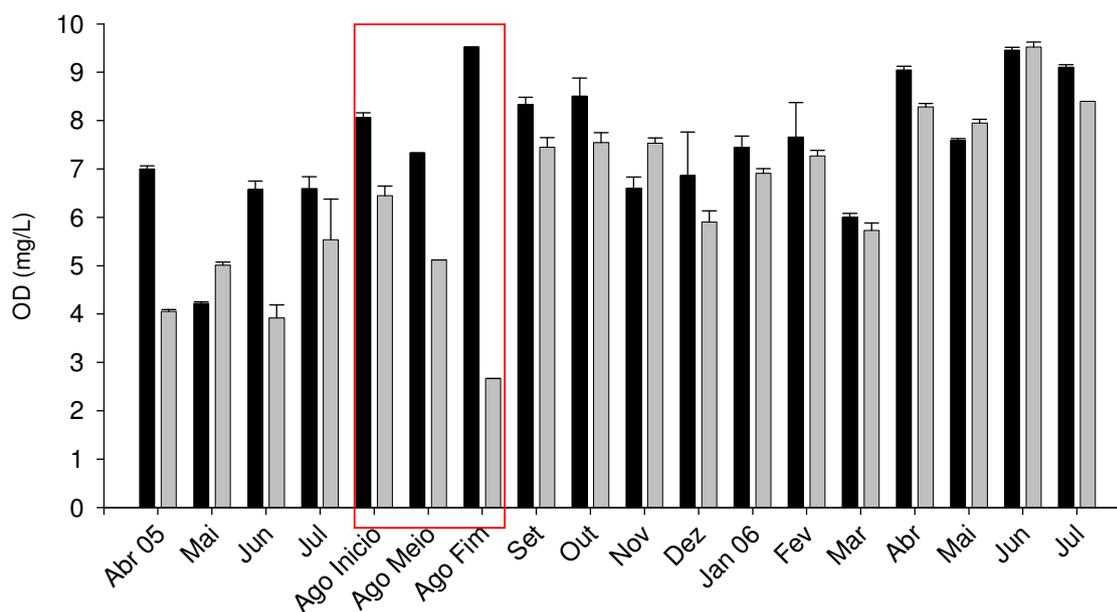


Figura 20. Variação da concentração de Oxigênio Dissolvido na água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006. = deplecionamento

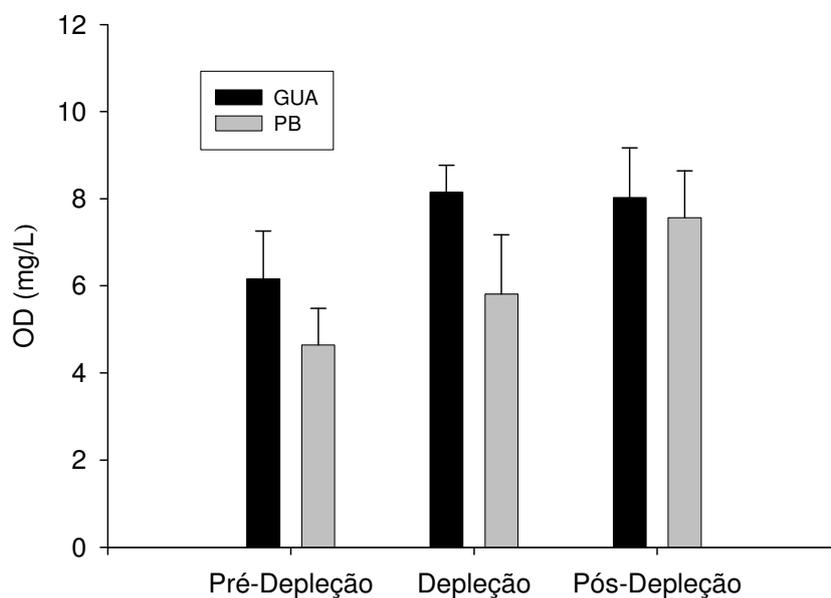


Figura 21. Variação da concentração de Oxigênio Dissolvido na água (média e desvio-padrão) das lagoas Guaritá e Pedra Branca durante os períodos pré (Abril/05 a Julho/05), durante (Agosto/05) e pós deplecionamento (Setembro/05 a Julho/06).

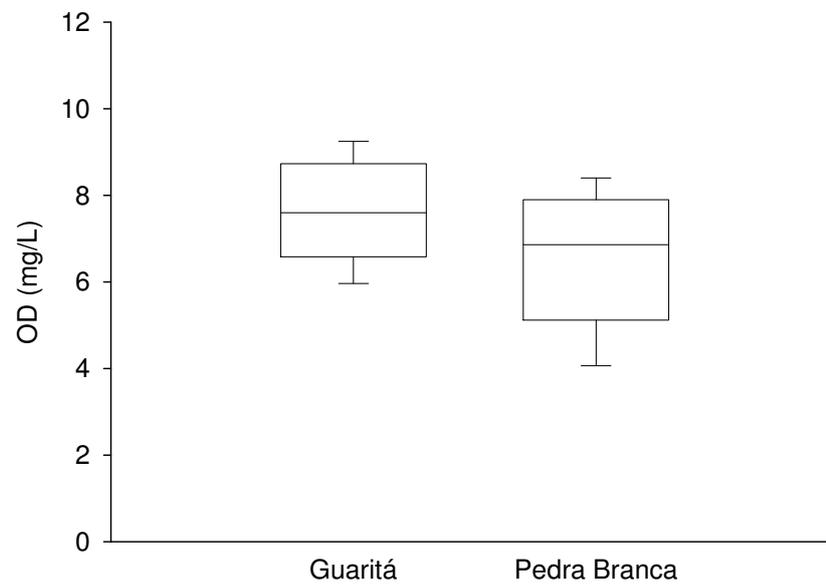


Figura 22. Variação da concentração de Oxigênio Dissolvido na água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca com sua média e desvio padrão no período entre Abril/05 a Julho/06.

Clorofila *a*

A concentração de clorofila *a* (Fig. 23, 24 e 25) variou de um máximo de 2,08µg/L na lagoa Guaritá em Junho/06 e 1,74µg/L na lagoa Pedra Branca em Julho/06 a um mínimo de 0,23µg/L na lagoa Guaritá em Janeiro/05 e 0,09µg/L na lagoa Pedra Branca em Maio/05. Essa variável (Fig. 23) apresentou variação significativa entre os meses ($p=0,03$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$). Quando se comparam os períodos pré, durante e pós-deplecionamento (Fig. 24) também houve variação significativa entre os valores encontrados ($p=0,05$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$). Esses resultados, juntamente com os obtidos para a variável Oxigênio Dissolvido, demonstram que existe uma dinâmica de variação no reservatório quando se trata de produção primária. Isso pode ser afirmado pelo fato de que a produção primária (relacionada à concentração de Clorofila *a*) se dá através de fotossíntese, processo físico-químico que produz oxigênio (O_2) e esse se dissolve na água. A alteração significativa dessas variáveis, quando se compara o deplecionamento com os outros períodos, demonstra que esse manejo tem impacto sobre as lagoas (e provavelmente em todo o reservatório). A alteração dessas variáveis provoca uma mudança na biota das lagoas, uma vez que a produção primária é a base da cadeia alimentar e a concentração de oxigênio fator limitante para grande número de animais. Não houve variação significativa da concentração de Clorofila *a* ($p=0,84$ no teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$) quando comparadas as lagoas (Fig. 25).

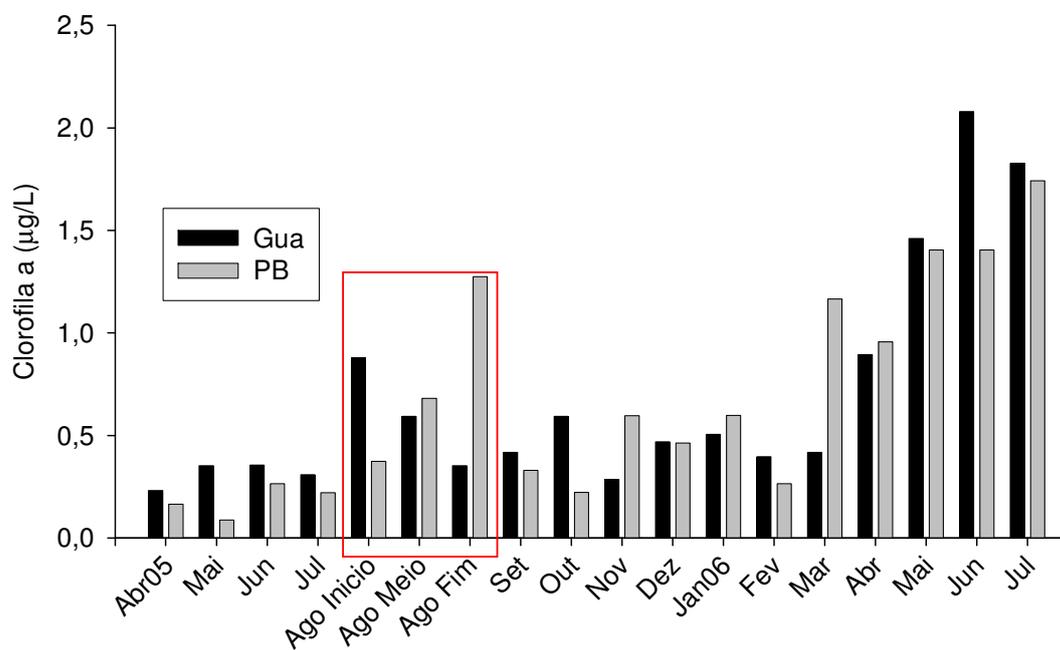


Figura 23. Variação da Clorofila *a* na água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006. = deplecionamento

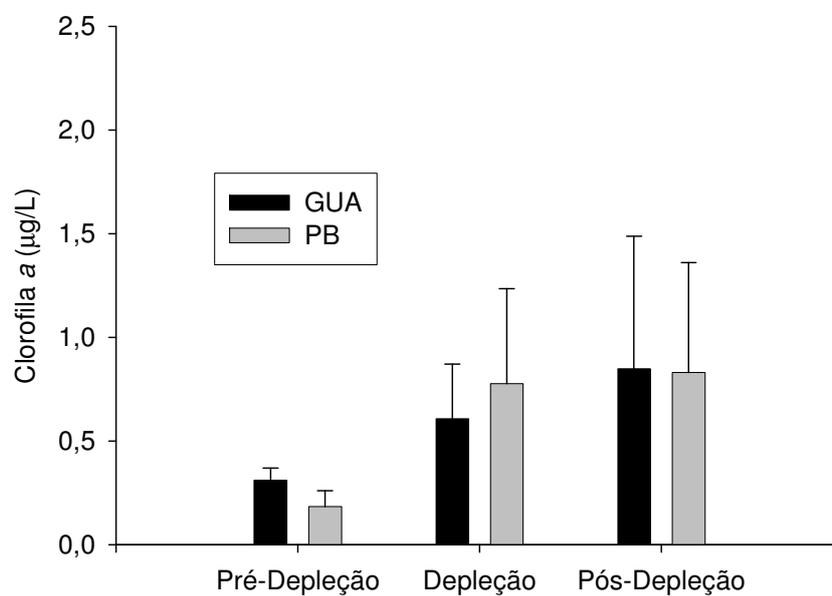


Figura 24. Variação da concentração de Clorofila *a* na água (média e desvio-padrão) das lagoas Guaritá e Pedra Branca durante os períodos pré (Abril/05 a Julho/05), durante (Agosto/05) e pós deplecionamento (Setembro/05 a Julho/06).

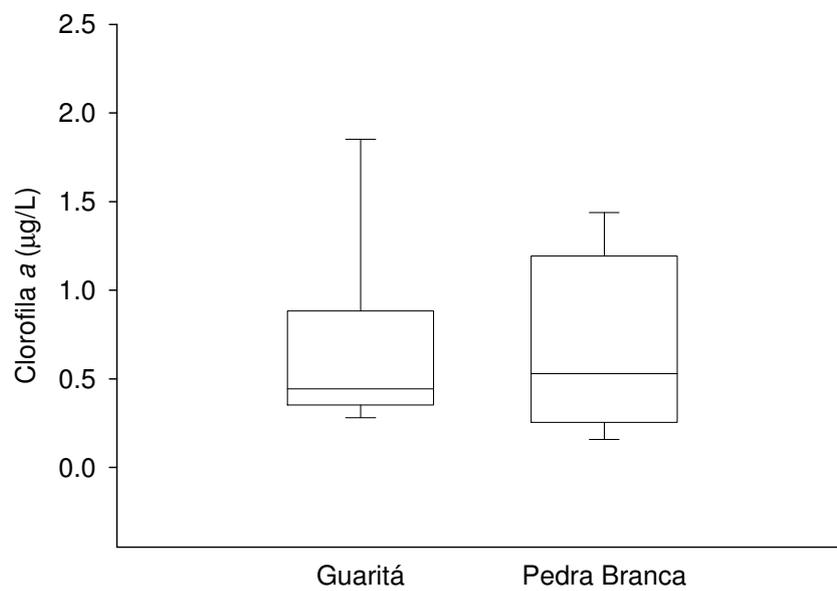


Figura 25. Variação da concentração de Clorofila *a* na água (média e desvio-padrão) nas lagoas Guaritá e Pedra Branca com sua média e desvio padrão no período entre Abril/05 a Julho/06.

Análises Estatísticas

Os resultados dos testes H de Kruskal-Wallis ANOVA para as variáveis limnológicas (Tab. 1) apontaram diferenças significativas principalmente quando o fator de comparação utilizado é o fator “meses”. As variáveis: Temperatura, pH, Condutividade Elétrica, Oxigênio Dissolvido e Clorofila *a* apresentaram diferenças significativas quando comparadas entre meses. Não houve diferença significativa para nenhuma variável quando o fator de comparação foi ponto de coleta, demonstrando que as duas lagoas são muito similares quando se trata de características limnológicas e que, provavelmente, sofrem o mesmo impacto proveniente do manejo. Para determinar o impacto do deplecionamento foi feito um agrupamento de períodos: pré, durante e pós-depleção. As variáveis: Oxigênio Dissolvido e Clorofila *a* foram as únicas que apresentaram valores significativos de variação quando usado esse fator de comparação, demonstrando uma interligação entre essas duas variáveis e os impactos do manejo. Sendo a Clorofila *a* e o Oxigênio Dissolvido co-variáveis, por razões já explicadas, esses resultados são confiáveis.

Tabela 1. Resultados encontrados para o teste H de Kruskal-Wallis ANOVA em um intervalo de confiança de $p=0,05$ comparando meses, pontos de coleta e depleção para as variáveis limnológicas durante o período de estudo.

* = valores significativos

	Mês		Pontos		Depleção	
	H	p	H	p	H	p
Temp.	32,84	0,004*	0,19	0,65	13,02	0,16
pH	31,75	0,007*	0,38	0,53	11,32	0,25
Cond.	31,29	0,008*	0,78	0,37	9,27	0,41
Mat. Susp.	17,32	0,29	0,04	0,83	11,99	0,21
O.D.	24,52	0,05*	3,42	0,06	21,07	0,01*
Cl. <i>a</i>	26,64	0,0317*	0,03	0,84	16,69	0,05*

A Tabela 2 contém os escores gerados pela Análise de Componentes Principais. A variabilidade dos fatores limnológicos nas lagoas foi explicada em 75%, considerando-se os dois primeiros componentes. A alta porcentagem de explicação indica que os dados podem ser analisados linearmente. Na análise gerada (Fig. 26), tendo em consideração o componente um que explica 56% dos dados, observa-se que a variável Material em Suspensão se destaca, principalmente devido as medidas dos meses mais chuvosos do período, Setembro e Outubro/05. É interessante notar também que a medida correspondente ao final de Agosto/05 para Pedra Branca está deslocada em comparação com o mesmo período para Guaritá. Esse fato se deve ao aumento no valor da Condutividade Elétrica da água na lagoa Pedra Branca nesse período, demonstrando que foi um fator muito importante para essa lagoa.

No componente dois da ACP, que explica 19% da variabilidade dos dados, é possível notar a interação positiva entre as variáveis Clorofila *a* e Oxigênio Dissolvido. Também nota-se que a variável concentração de Oxigênio Dissolvido está colocada em posição oposta à variável Temperatura, fato que concorda com os padrões teóricos de dissolução de gases em líquidos. O pH não teve escores significativos para essa análise, não sendo considerado importante para a explicação dos dados.

Tabela 2. Escores gerados pelas análises de componentes principais para as lagoas, considerando os dois primeiros componentes.

	lagoas	
	C P 1	C P 2
pH	-	-
Temp.	-	0,147
O.D.	-0,198	-0,429
Mat. Susp.	-0,975	-
Cond.	-	-0,862
Cl <i>a</i>	-	-0,225

COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLÉIAS ZOOPLANCTÔNICAS

Cladocera

A Tabela 3 apresenta a lista de táxons identificados nas amostras do zooplâncton (qualitativas e quantitativas) das lagoas Pedra Branca e Guaritá.

Foram identificados 41 táxons para a lagoa Pedra Branca, sendo as espécies *Alona iheringula* → *Alona rustica*, *Alona* cf. *quadrangularis*, *Chydorus nitidilus*, *Chydorus sphaericus*, *Graptoleberis testudinaria* → *Graptoleberis occidentalis*, *Latonopsis australis*, *Oxyurella longicaudis*, *Simocephalus acutirostris* e *Simocephalus kerhervei* as encontradas somente nesse ambiente (Tabela 3). Na lagoa Guaritá foram encontrados 40 táxons, sendo exclusivas deste ambiente as espécies *Alona affinis*, *Alona glabra*, *Alonella hamulata*, *Alona verrucosa*, *Kurzia polyspina*, *Leydigia ciliata* e *Scapholeberis armata*.

As lagoas estudadas podem ser consideradas distintas entre si, quando se trata de hidrodinâmica e conectividade com o rio/reservatório. Essa diferença foi observada também nas composições zooplanctônicas.

A riqueza um pouco mais elevada na lagoa Pedra Branca (Fig. 27), pode ser devida à maior heterogeneidade espacial (maior quantidade de macrófitas aquáticas) e menor conectividade com o canal principal do reservatório.

A maior quantidade de macrófitas na lagoa Pedra Branca (observação de campo) promove um maior número de habitats disponíveis e, conseqüentemente, a diversidade de espécies que podem se estabelecer na lagoa Pedra Branca também é maior. O manejo operacional proposto pode, portanto, afetar negativamente a diversidade biológica do sistema, uma vez que visa à diminuição das macrófitas. As espécies que não tem capacidade de

deslocamento muito efetivo, como as de Chydoridae, seriam as mais afetadas, perdendo os locais de abrigo, forrageio e reprodução, muito dependentes das macrófitas.

O efeito de diluição, que se dá quando existe conexão entre ambientes laterais e o canal principal, sendo esta permanente ou ocasional e que causa ganho ou perda de táxons, também influencia a riqueza de espécies encontradas nesse estudo.

A lagoa Guaritá permanece conectada ao canal durante o período de depleção, enquanto a lagoa Pedra Branca se desconecta por completo. Quanto maior a conexão com o canal principal, menor tende a ser a diversidade, uma vez que táxons que alguns táxons não conseguem se fixar em áreas com alto grau de conectividade e correnteza. Porém, o maior grau de conexão da lagoa Guaritá pode favorecer o seu processo de recuperação após um impacto como o causado pelo deplecionamento, podendo haver entrada de indivíduos provenientes do canal.

Sendo assim, tanto o maior isolamento da lagoa Pedra Branca quanto a conexão da lagoa Guaritá agem, em momentos distintos, interferem na riqueza de espécies (Fig. 28).

Essa hipótese parece ser plausível, uma vez que as riquezas das lagoas são muito próximas, porém com maior número de táxons “exclusivos” na Pedra Branca (8, sendo 6 na Guaritá), que tanto se beneficia da heterogeneidade espacial quanto da entrada de indivíduos do canal principal no período posterior ao deplecionamento.

O diagrama apresentado na Figura 29 procura evidenciar as diferenças entre as lagoas quanto à composição taxonômica do zooplâncton.

Os ambientes laterais aos lagos e reservatórios são pouco estudados, mas podem apresentar um grande potencial para o recrutamento de fauna e servir como berçários para formas mais jovens. No caso dos microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) existem estratégias distintas de reprodução. Os Cladocera tem desenvolvimento direto (epimórfico), não apresentando fase larval e podendo produzir, quando em condições ambientais desfavoráveis,

ovos de resistência que são capazes de permanecer no ambiente por longo período de tempo, sobrevivendo ao dessecamento e exposição aérea (Margalef, 1983).

Um grande número de machos (*Bosmina* sp.) foi encontrado nas amostras correspondentes ao deplecionamento (Figs. 38 e 39). A presença de machos de Cladocera indica condições ambientais desfavoráveis (e.g. baixa qualidade de água, mudanças bruscas de temperatura, estiagem). Esse grupo de indivíduos tem um ciclo reprodutivo essencialmente partenogenético e a produção de machos somente se dá em condições pouco favoráveis à sobrevivência da população (Pennak, 1989). Através da ação reprodutiva desses machos (fecundação de fêmeas) é possível a produção dos ovos de resistência anteriormente citados.

A riqueza de táxons de Cladocera encontrada nas lagoas Guaritá e Pedra Branca (49) pode ser considerada elevada quando compara àquela encontrada por Nogueira *et al.* (2008). Os autores, estudando praticamente todo o rio Paranapanema (ca. 700km), em zonas limnéticas dos reservatórios, encontraram 56 táxons. Rocha *et al.* (1995), fazendo um apanhado sobre os valores de riqueza encontrados para diversos corpos d'água do estado de São Paulo demonstrou valores de no máximo 23 táxons, essa baixa riqueza foi dada como consequência das áreas de amostragem contempladas e da falta de aprofundamento na identificação dos organismos. Rocha & Güntzel (1997) fizeram uma estimativa do número de espécies no estado, chegando a um total de 150. Os dados desse estudo sugerem que a riqueza do estado possa ser ainda maior uma vez que apenas duas lagoas apresentaram 49 táxons. Num estudo anterior, em que foram analisadas de forma detalhada cinco áreas de várzea ao longo do rio Paranapanema (Nogueira & Gralhóz, em preparação) já haviam encontrado uma riqueza de espécies significativamente elevada para os cladóceros do rio Paranapanema (70 táxons).

Os padrões espaciais de biodiversidade refletem parcialmente os efeitos da dinâmica temporal dos gradientes ambientais (Ward, 1989). As teorias do não equilíbrio, relacionadas à

estrutura das comunidades, apontam os distúrbios como eventos que mantêm a biodiversidade em escalas temporais (Connell, 1978). Os processos de sucessão ecológica nos fornecem exemplos claros do papel dos distúrbios provocando heterogeneidade de habitats e altos valores de biodiversidade. Níveis intermediários de distúrbio, induzidos pelo regime de pulsos nas planícies de inundação, por exemplo, podem impedir a exclusão competitiva (Hardin, 1960), levando a altos valores de diversidade. Por outro lado, variações ambientais extremas, não periódicas ou distúrbios de grande intensidade causam situações de estresse ambiental que podem acarretar grandes mudanças nas comunidades, até mesmo extinção de determinadas populações.

A hipótese do distúrbio intermediário (Connell, 1978), que consiste na diversificação, enquanto número de espécies, da comunidade após um distúrbio pode ser aplicada aos dados obtidos no presente estudo. O aumento da riqueza no período pós-deplecionamento (Figuras 28 a 32) indica que esse manejo teve um impacto inesperado, podendo ser considerado um distúrbio intermediário. Com a morte e decomposição das macrófitas é possível que tenha ocorrido uma reestruturação do habitat, proporcionando uma maior possibilidade de fixação de espécies. Fatores como a pressão de competição e predação e a disponibilidade de habitats específicos (no caso, outras espécies de macrófitas aquáticas submersas que não a *Egeria densa*) podem ter sido alterados e, conseqüentemente, permitido o aumento da riqueza. Através das Figuras 28 a 32 é possível observar um aumento na riqueza de espécies litorâneas, muito associadas às macrófitas e que, em alguns casos, podem apresentar especificidade de relação com determinadas espécies de plantas. É possível observar que também houve aumento na riqueza de espécies limnéticas, fato que talvez se explique pela diminuição na pressão de predação por alevinos (que utilizariam a *Egeria densa* como abrigo) ou até mesmo pela maior disponibilidade de espaço na coluna d'água pela ausência de fração significativa das macrófitas mortas pelo manejo. Vianna (2008) encontrou um aumento na

riqueza de peixes para as lagoas no mesmo período. Com base nesse dado é possível supor que os mesmos efeitos sofridos pelo zooplâncton também se refletiram na ictiofauna local. A diminuição da coluna d'água nas lagoas, e mudanças físicas e químicas associadas, também pode ter exercido o papel de fator limitante para as espécies pré-existentes, determinando uma diminuição na abundância dessas espécies e, após o restabelecimento da cota normal do reservatório, essas populações não se recuperaram de imediato, proporcionando a diversificação de espécies.

Copepoda

Esse grupo de organismos foi analisado apenas até nível de ordem. Mesmo assim, houve variação entre presença e ausência para formas adultas, quando comparadas as amostras (Tab. 4). O ciclo de vida desses organismos envolve três diferentes fases: náuplios (larva), copepodito (juvenil) e adultos. A presença de nauplius e copepoditos em todas as amostras (Tab. 4), geralmente em número elevado, demonstra que as lagoas representam um local de alto potencial para desenvolvimento das formas jovens, podendo ser muito importantes para as populações do reservatório.

A hidrodinâmica das lagoas, de característica mais lântica, proporciona o aparecimento de copépodos da ordem Calanoida, que tem hábito alimentar filtrador e que necessitam de uma baixa taxa de sólidos em suspensão para atingir o máximo de sua capacidade alimentar.

Perbiche (2008) encontrou, em um ponto do canal principal desse reservatório muito próximo às lagoas, um predomínio de Cyclopoida no inverno e de Calanoida no verão. No atual estudo, a presença de Cyclopoida foi observada no outono e final do inverno, enquanto

que Calanoida esteve presente na maior parte dos meses (exceto Junho e Julho de ambos os anos, meses de inverno).

Esse fato corrobora a informação de que a Ordem Cyclopoida é mais facilmente encontrada em ambientes lóticos e no inverno, enquanto a Ordem Calanoida tem maior frequência em ambientes lênticos e no verão (Nogueira, 2000; Panarelli *et al.*, 2003; Perbiche, 2008, Nogueira *et al.*, 2008).

Considerações taxonômicas

A dificuldade quanto à identificação dos Cladocera foi muito grande no atual estudo. Isso se deu tanto pela alta diversidade de táxons, quanto pela falta de bibliografia abrangente, organizada e de fácil acesso sobre esse grupo de organismos.

Nesse estudo foram consideradas três formas de *Ceriodaphnia cornuta*, pertencente à família Daphniidae, *C. cornuta* f. *cornuta*, *C. cornuta* f. *intermedia* e *C. cornuta* f. *rigaudi*. A forma *C. cornuta intermedia*, porém, não está completamente esclarecida (Elmoor-Loureiro, 1997), podendo haver ou não real distinção entre elas.

Elmoor-Loureiro (com. pessoal) salienta que no Brasil o táxon *Bosmina longirostris* na realidade é uma má interpretação, sendo o real táxon a ser indicado *Bosmina (S.) freyi*. As características que determinam esse táxon podem ser encontradas em De Mello & Hebert, 1994.

Dumont (2002) fez uma revisão sobre grupo *Macrothrix rosea-triserialis*, classificando o táxon *M. triserialis* como *M. elegans*. Além dessa mudança na nomenclatura, esse autor indica que o táxon *M. superaculeata* é sinonímia de *M. elegans*. Nesse estudo é considerado o táxon *M. elegans* representando os possíveis indivíduos de *M. superaculeata* e *M. triserialis*.

Silva-Briano *et al.* (1999) propõem que o táxon *M. laticornis* não está presente no Brasil, sendo representado por *M. squamosa* nesse país. Também propõe que o táxon *M. spinosa* é uma sinonímia de *M. squamosa*. Nesse estudo é considerado o táxon *M. squamosa* para a representação dos possíveis indivíduos de *M. laticornis* e *M. spinosa*.

O táxon *Pseudosida ramosa* foi positivamente identificado, embora sua ocorrência não tenha sido confirmada para o estado de São Paulo (El Moor-Loureiro, 1997).

Quanto aos Chydoridae ressalta-se a revisão de *Alona rustica* como *Alona iheringula* para o Brasil (Kotov & Sinev, 2004). Nesse estudo é considerada *A. iheringula*. Também é considerado que *Graptoleberis testudinaria* é uma má interpretação e que a nomenclatura correta é *Graptoleberis occidentalis* (comunicação pessoal de El Moor-Loureiro).

Tabela 3. Lista de espécies de Cladocera encontradas nas lagoas Pedra Branca e Guaritá.

→ = Proposta de mudança de nomenclatura x = presença na lagoa - = ausência na lagoa

Espécie	Pedra Branca	Guaritá
Família Sididae Baird, 1850		
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korineck, 1981	x	x
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901	x	x
<i>Diaphanosoma fluviatile</i> Hansen, 1899	x	x
<i>Latonopsis australis</i> Sars, 1888	x	-
<i>Pseudosida ramosa</i> (Daday, 1904)	x	-
Família Bosminidae Sars, 1865		
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Muller, 1785) → <i>Bosmina (S.) freyi</i> De Mello & Hebert, 1994	x	x
<i>Bosmina hagmani</i> Stingelin, 1904	x	x
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	x	x
Família Daphniidae Straus, 1820		
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> f. <i>cornuta</i> Sars 1886	x	x
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> f. <i>rigaudi</i>	x	x
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> f. <i>intermedia</i>	x	x
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	x	x
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	x	x
<i>Scapholeberis armata</i> (Herrick, 1882)	-	x
<i>Simocephalus acutirostris</i> King, 1853	x	-
<i>Simocephalus kerhervei</i> Bergamin, 1931	x	-
<i>Simocephalus latirostris</i> Stingerlin, 1906	x	-
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	x	x
Família Moinidae Goulden, 1968		
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	x	x
<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	x	x
<i>Moina reticulata</i> (Daday, 1905)	x	x
Família Ilyocryptidae Smirnov, 1992		
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	x	x
Família Macrothricidae Norman & Brady, 1867		
<i>Macrothrix superaculeata</i> (Smirnov, 1992) → <i>Macrothrix elegans</i> Sars, 1901	x	x
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1953 → <i>Macrothrix squamosa</i> Sars, 1901	x	x
Família Chydoridae Stebbing, 1902		
Subfamília Chydorinae Stebbing, 1902		
<i>Alonella brasiliensis</i> Bergamin, 1935	x	x
<i>Alonella hamulata</i> (Birge, 1879)	-	x
<i>Chydorus nitidulus</i> Sars, 1901	x	-
<i>Chydorus pubescens</i> Sars, 1901	x	x
<i>Chydorus sphaericus</i> sensu lato	x	-

<i>Disparalona dadayi</i> (Birge, 1910)	x	x
<i>Dunhevedia odontoplax</i> Sars, 1901	x	x
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	x	x
<i>Ephemeroporus tridentatus</i> (Bergamin, 1931)	x	x
Subfamilia Aloninae Frey, 1967		
<i>Acroperus harpae</i> Baird, 1843	x	x
<i>Alona affinis</i> Leydig, 1860	-	x
<i>Alona davidi</i> Richard, 1895	x	x
<i>Alona glabra</i> Sars, 1901	-	x
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862	x	x
<i>Alona intermedia</i> Sars, 1862	x	x
<i>Alona</i> cf. <i>quadrangularis</i> (O. F. Muller, 1875)	x	-
<i>Alona rectangula</i> Sars, 1861	x	x
<i>Alona rustica</i> Scott, 1895 → <i>Alona iheringula</i> Sars, 1901	x	-
<i>Alona</i> cf. <i>verrucosa</i> Sars, 1901	-	x
<i>Camptocercus dadayi</i> Stingelin, 1913	x	x
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer, 1851) → <i>G. occidentalis</i> Sars, 1901	x	-
<i>Kurzia polyspina</i> Hudec, 2000	-	x
<i>Leydigia ciliata</i> Gauthier, 1939	-	x
<i>Notoalona sculpta</i> (Sars, 1901)	x	x
<i>Oxyurella longicaudis</i> (Birge, 1910)	x	-

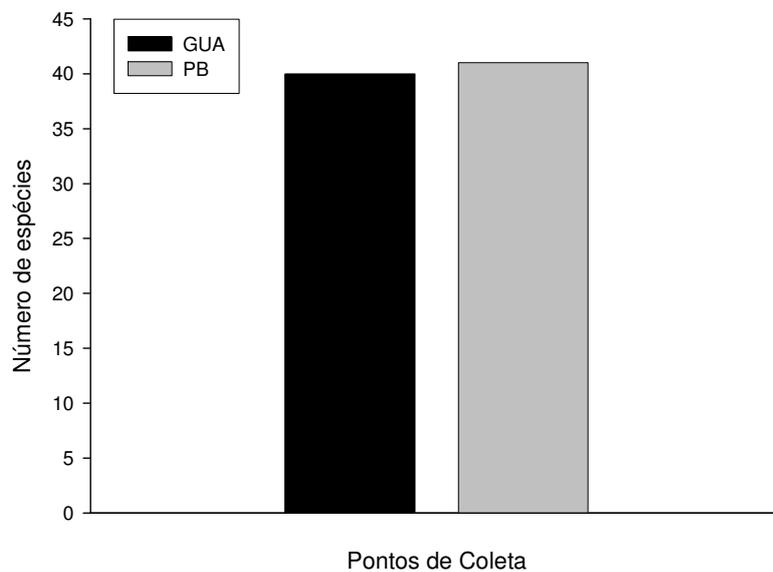


Figura. 27. Riqueza nas lagoas Guaritá e Pedra Branca no período de estudo.

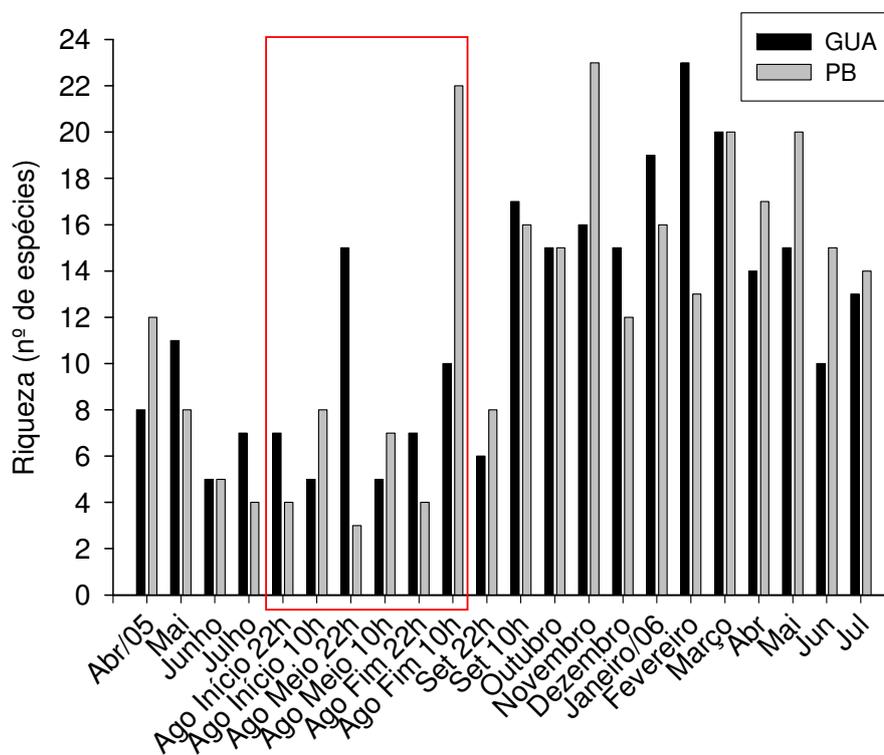


Fig. 28. Variação mensal da riqueza nas lagoas Guaritá e Pedra Branca. = deplecionamento

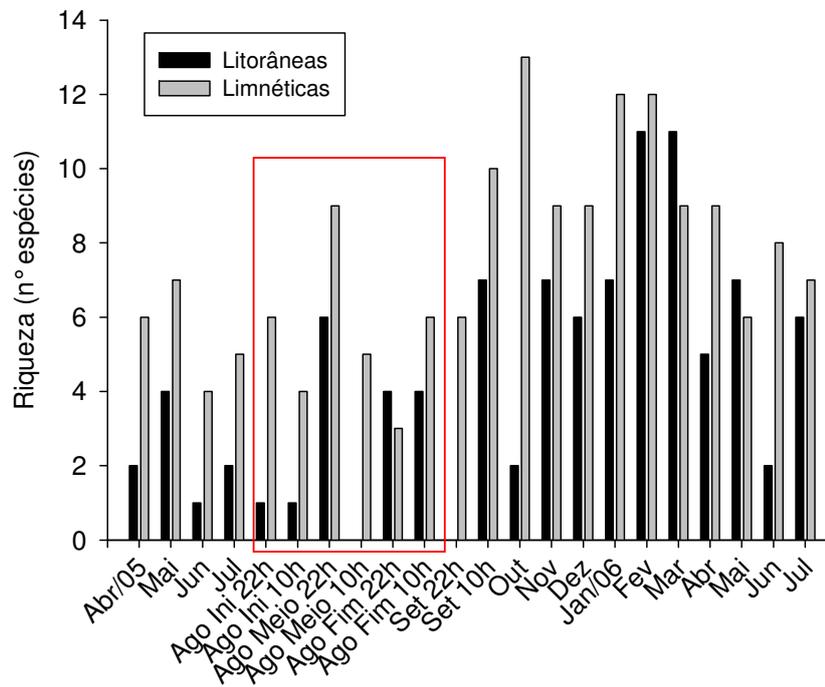


Figura 29. Variação da riqueza de espécies de habitat limnético e litorâneo na lagoa Guaritá, no período de Abril de 2005 a Julho de 2006. = deplecionamento.

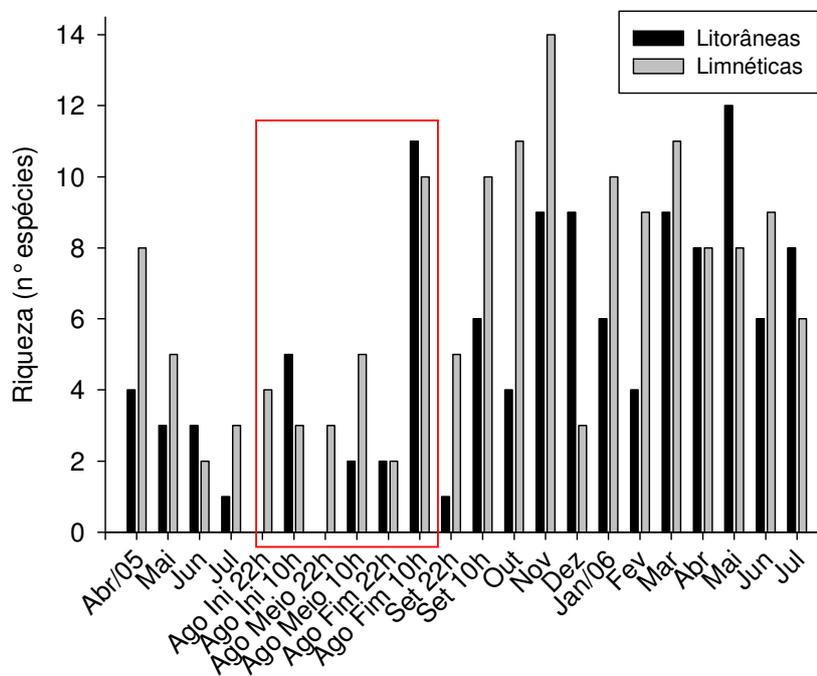


Figura 30. Variação da riqueza de espécies de habitat limnético e litorâneo na lagoa Pedra Branca, no período de Abril de 2005 a Julho de 2006. = deplecionamento.

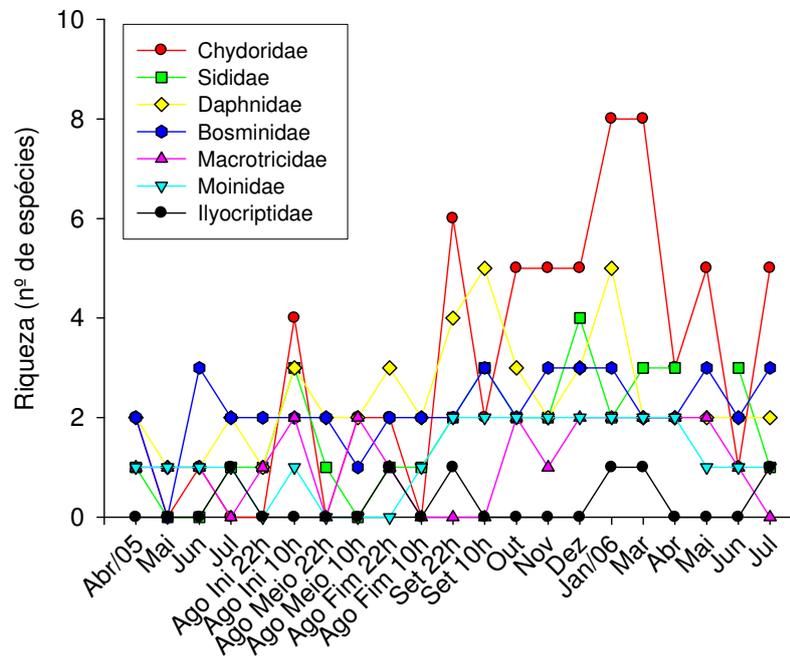


Figura 31. Variação da riqueza, por família de Cladocera, na lagoa Guaritá no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

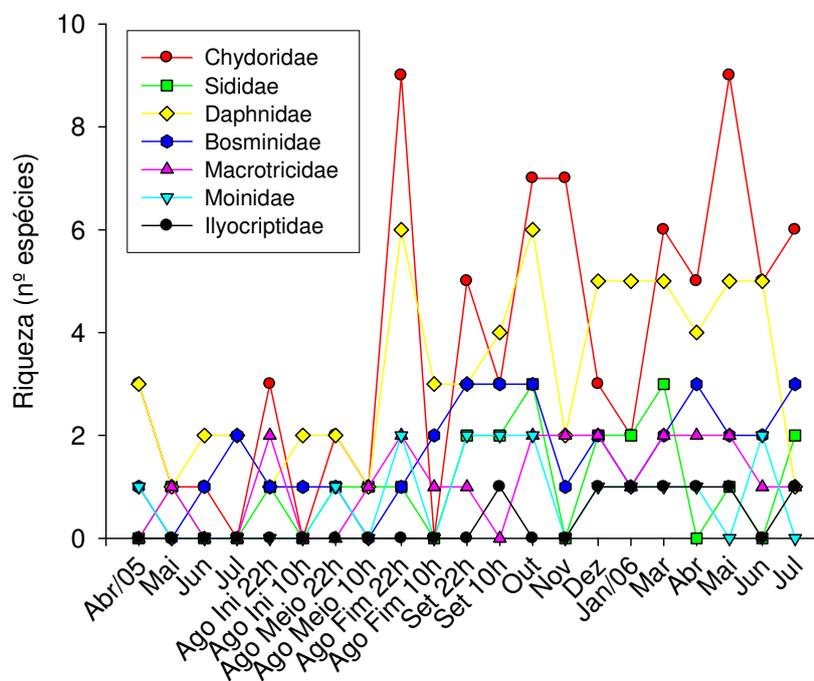


Figura 32. Variação da riqueza, por família de Cladocera, na lagoa Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

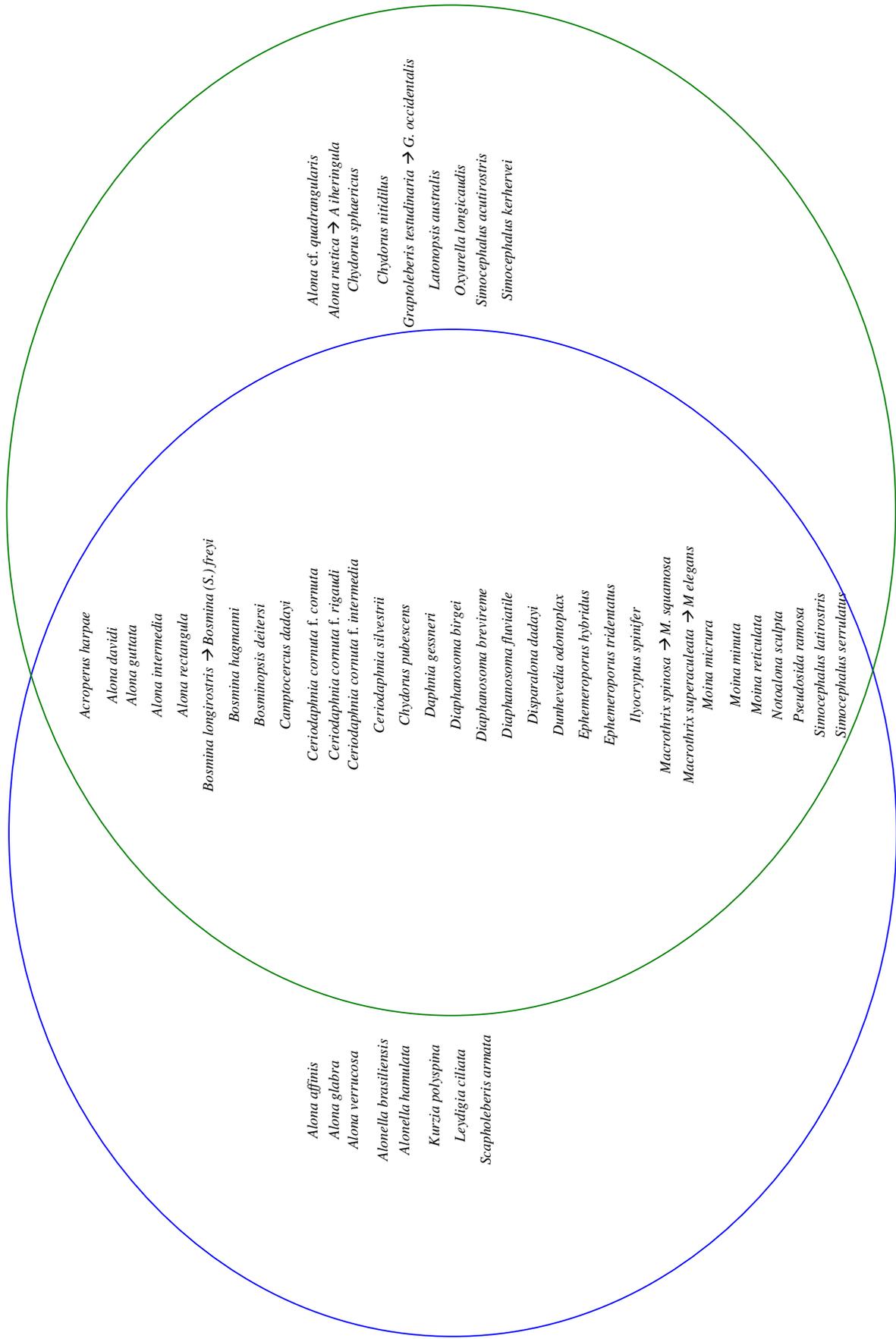


Fig. 33. Diagrama demonstrativo da composição de espécies encontradas para as duas lagoas, a área de interseção representa táxons presentes em ambas.  = Guaritá;  = Pedra Branca.

ANÁLISE QUANTITATIVA DAS ASSEMBLÉIAS ZOOPLANCTÔNICAS

As abundâncias totais e relativas encontradas para a comunidade de microcrustáceos estão apresentadas nas Figuras 30 e 31. Os dados demonstram que todos os estágios do ciclo de vida dos animais estudados, principalmente as fases iniciais de desenvolvimento, podem ser encontrados em grande número. Nogueira *et al.* (2008) encontraram valores médios de 890 ind. m^{-3} para o canal principal do reservatório de Salto Grande. No presente estudo, a abundância absoluta média dos microcrustáceos foi de 39.239 ind. m^{-3} para a lagoa Guaritá e 19.450 ind. m^{-3} para a lagoa Pedra Branca, sendo a maior contribuição devido à presença de náuplios de Copepoda. Essa diferença evidencia a função das lagoas como local de refúgio, forrageio e reprodução para os microcrustáceos zooplanctônicos, corroborando a hipótese de que estes ambientes são de grande importância para o recrutamento populacional de tais organismos.

Cladocera

O valor máximo de abundância de cladóceros foi encontrado no mês de Agosto, para ambas as lagoas (Fig. 38 e 39). Isto se deve principalmente pelo fato de ter ocorrido um aumento na população de Bosminidae, com as densidades populacionais para Cladocera chegando a 76.140 ind. m^{-3} (90% Bosminidae) (Fig. 40) na lagoa Guaritá e 20.500 ind. m^{-3} (99% Bosminidae) (Fig. 41) na lagoa Pedra Branca. Esses dados concordam com Nogueira *et al.* (2008), que também observaram aumento na abundância dessa família para os meses de inverno. A diminuição na profundidade da coluna d'água também promove a concentração do zooplâncton das lagoas e, conseqüentemente, leva a um aumento de sua abundância.

As densidades mínimas foram de 27 ind. m^{-3} na lagoa Guaritá e 7 ind. m^{-3} na lagoa Pedra Branca, ambas observadas no mês de junho de 2005 (inverno). No mês de

Maio de 2005 não houve captura de nenhum representante dos cladóceros (Fig. 39 e 41) na lagoa Pedra Branca durante a amostragem quantitativa. Para esse mês e lagoa foram encontrados na análise qualitativa machos de cladóceros em baixa densidade.

As abundâncias de Cladocera encontradas para as lagoas foram geralmente baixas, mas em média, sem considerar o mês do deplecionamento, a abundância total da lagoa Guaritá foi maior do que a da Pedra Branca. Quando considerado o período de deplecionamento o pico observado na lagoa Guaritá evidencia ainda mais esse padrão. Esses dados e as características hidrodinâmicas das lagoas sugerem que na lagoa Pedra Branca pode haver maior controle por mecanismo do tipo “top-down”, comparado à Guaritá. Isso se deve à menor probabilidade de entrada de grandes piscívoros na lagoa Pedra Branca, uma vez que essa apresenta baixa conectividade com o reservatório durante o deplecionamento. Nessas condições os alevinos e espécies de pequeno porte, de hábito planctívoro, teriam maior potencial controlador do zooplâncton, pois estariam sofrendo menor pressão de predação.

Copepoda

Nogueira *et al.* (2008) obtiveram valores de abundância baixos para Copepoda no canal principal do reservatório de Salto Grande, e relacionaram este fato à condição limitante imposta pelo baixo tempo de residência do sistema (< 2 dias). Porém, no presente estudo, a contribuição dos copépodos na abundância de indivíduos nas lagoas é marcante, chegando a representar mais de 50% em todas as amostras (à exceção das amostras dos dias 11 de Agosto de 2005 às 22h para as duas lagoas e 19 de Agosto de 2005 às 10h para a lagoa Guaritá), principalmente em se tratando das fases iniciais do seu desenvolvimento (Fig. 42 e 43).

Esses dados concordam com a hipótese de dominância de formas juvenis em ambientes lênticos. A falta de desenvolvimento das estruturas de natação (antênulas) nas fases juvenis impede que nesse estágio do ciclo de vida os copépodos se distribuam ativamente pelo canal principal do reservatório, porém, podem ser transportados passivamente pela correnteza, fato este muito importante para a manutenção das populações de reservatórios (Richardson, 1992; Casanova, 2004).

Os valores de abundância absoluta para os Copepoda são apresentados nas Figuras 42 e 43. Os valores máximos foram de 58.323 ind. m⁻³, para a lagoa Guaritá, no mês de Dezembro de 2005 e 83.751 ind. m⁻³ para a lagoa Pedra Branca, logo após o final do deplecionamento (24 de Agosto de 2005 às 22h). As densidades mínimas foram de 667 ind. m⁻³ em Junho de 2005 para a lagoa Guaritá e 771 ind. m⁻³ em Maio de 2005 para a lagoa Pedra Branca.

Os Cyclopoida são organismos reconhecidamente *r*-estrategista, que se reproduzem em grande número mas com baixo investimento na sobrevivência da progênie. Essa estratégia favorece a colonização de novos ambientes ou ambientes deteriorados uma vez que em tais condições a competição e a predação não representam fatores de alto impacto (falta de táxons “disputando” os recursos).

O aparecimento desses organismos, mesmo em baixas quantidades, durante e após o deplecionamento, é um indicador de que tal manejo causa grande impacto sobre as condições pré-existentes nas lagoas, uma vez que cria condições para a permanência da fase adulta dessa Ordem. Os Cyclopoida têm o aparelho bucal desenvolvido para a predação/manipulação, podendo se alimentar de partículas maiores, bactérias e pedaços de colônias de algas que para indivíduos filtradores não seriam acessíveis como recurso alimentar (Panarelli *et al.*, 2003). Sendo assim, esses organismos poderiam se alimentar dos detritos da macrófitas mortas durante a depleção. Porém, não foi observado um aumento brusco na quantidade de material em suspensão nas lagoas no período de

depleção. No entanto, essa ordem de Copepoda têm grande capacidade de fixação em substratos, podendo utilizar as macrófitas diretamente, antes mesmo da formação e liberação de detritos na coluna d'água. Nas condições pré-deplecionamento, essas plantas poderia estar sendo colonizadas por outros táxons (e.g. Chydoridae), o que impediria a presença dos Cyclopoida.

Apesar das modificações causadas na qualidade de água das lagoas pela depleção, as populações de Calanoida tiveram um aumento em sua abundância. Isto é causado em função do aumento da temperatura, uma vez que o mês de Agosto representa a transição entre o inverno e a primavera. Tal padrão já foi observado anteriormente em represas do rio Paranapanema (Nogueira et al., 2000; 2008; Sartori et al., no prelo).

A maior abundância de Calanoida em relação à Cyclopoida se deve também às suas diferentes estratégias reprodutivas. Como o investimento dos Calanoida na prole é maior (menor número de ovos, porém com maior taxa de sobrevivência) o número de adultos dessa ordem é proporcionalmente maior do que o de Cyclopoida. Já quando se observa a fase naupliar essa relação se inverte (Figuras 44 a 47).

DIVERSIDADE

A diversidade de táxons de Cladocera encontrada nesse estudo propõe que as lagoas sejam um refúgio para muitas espécies. Porém é importante determinar se há, de fato, alta diversidade biológica nas lagoas ou se a grande diversidade de táxons se baseia na presença de muitas espécies raras. Sendo assim, a aplicação de índices de diversidade biológica (Fig. 52) se faz necessária.

Os resultados obtidos pelo índice de diversidade de Shannon (\log_2) (Fig.52) demonstram que o deplecionamento é um fator que influencia a diversidade biológica do sistema. A diversidade máxima foi obtida em Outubro de 2005 para a lagoa Guaritá e no final de Agosto de 2005 para a lagoa Pedra Branca. Esta tendência pode ser influenciada pela sazonalidade, havendo aumento da diversidade quando há aumento da temperatura ambiente. Porém, comparando-se os meses de inverno, observa-se que durante o deplecionamento houve manutenção da baixa diversidade, ou seja, esse manejo acaba por amplificar o efeito negativo dos meses de inverno (seca e baixas temperaturas) sobre as populações de cladocera.

Durante o inverno e no deplecionamento há menor diversidade e grande predomínio de poucos táxons sobre os demais. O táxon que sobressai em relação aos demais é *Bosmina (S.) freyi*, que apresentou uma elevada abundância absoluta (Fig. 38 e 39) e relativa (Fig. 40 e 41) no período de deplecionamento. Machos do gênero *Bosmina* também foram encontrados nessa época em que o ambiente apresentou características desfavoráveis.

É possível observar que o deplecionamento tem um efeito de desestruturação do habitat, uma vez que a queda na abundância (ind. m^{-3}) dos táxons de Cladocera, após o manejo, provoca um aumento na riqueza e diversidade das lagoas (Figuras 48 a 52). Porém, um monitoramento longo de longo prazo é necessário para que haja uma

avaliação melhor desse tipo de distúrbio (ver análise quantitativa), uma vez que ao longo dos anos o manejo freqüente pode passar de um efeito intermediário para um efeito de alta magnitude. Essa mudança dar-se-á caso não ocorra o restabelecimento da comunidade das lagoas durante o ciclo anual (intervalo entre deplecionamentos), processo determinado principalmente pela capacidade suporte do meio (disponibilidade de recursos), estrutura das assembléias (relação entre os táxons) e condições ambientais (integridade das condições físicas e químicas).

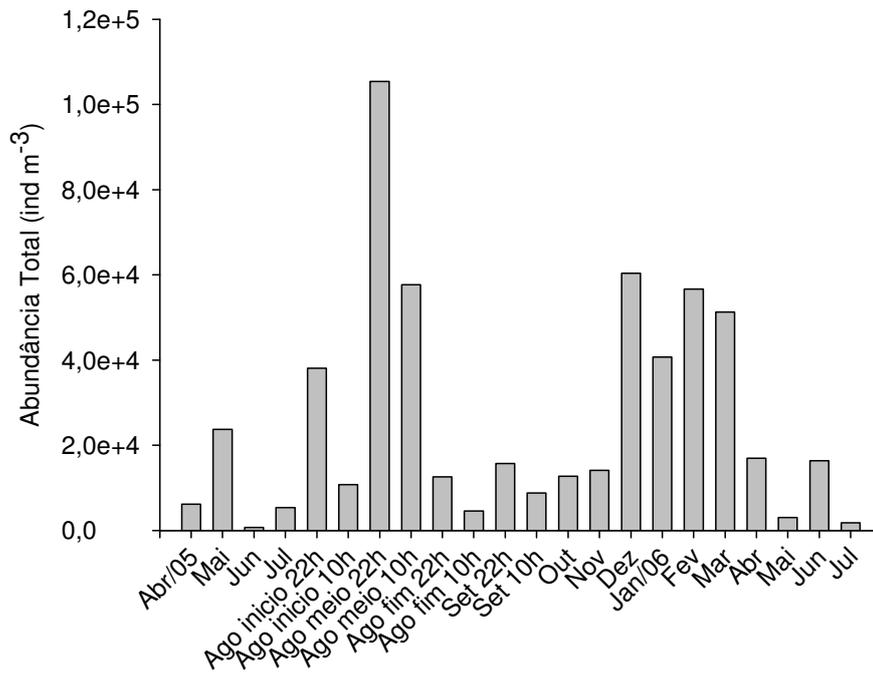


Figura 34. Variação da abundância total das assembléias de microcrustáceos zooplanctônicos na lagoa Guaritá no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

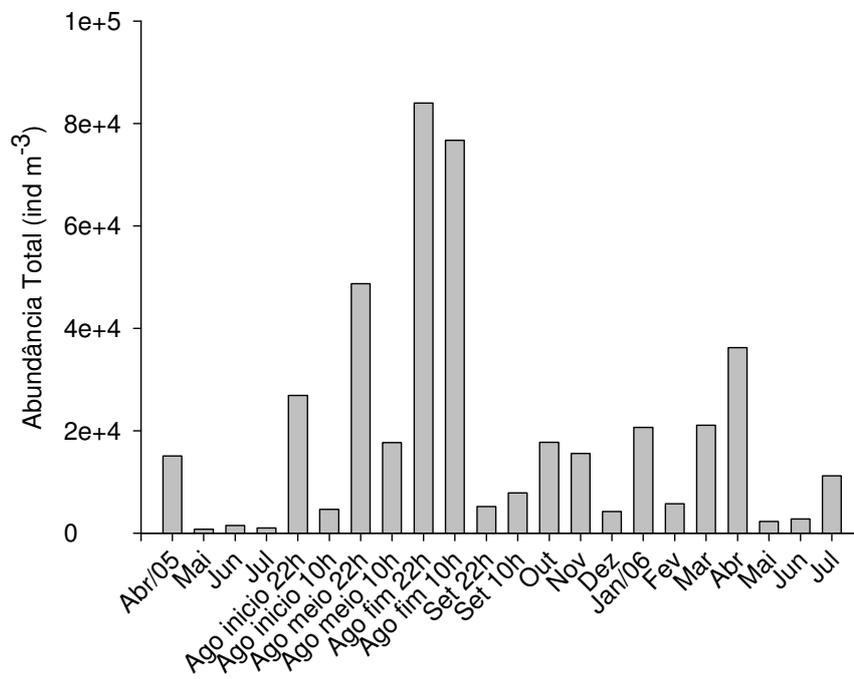


Figura 35. Variação da abundância total das assembléias de microcrustáceos zooplanctônicos na lagoa Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

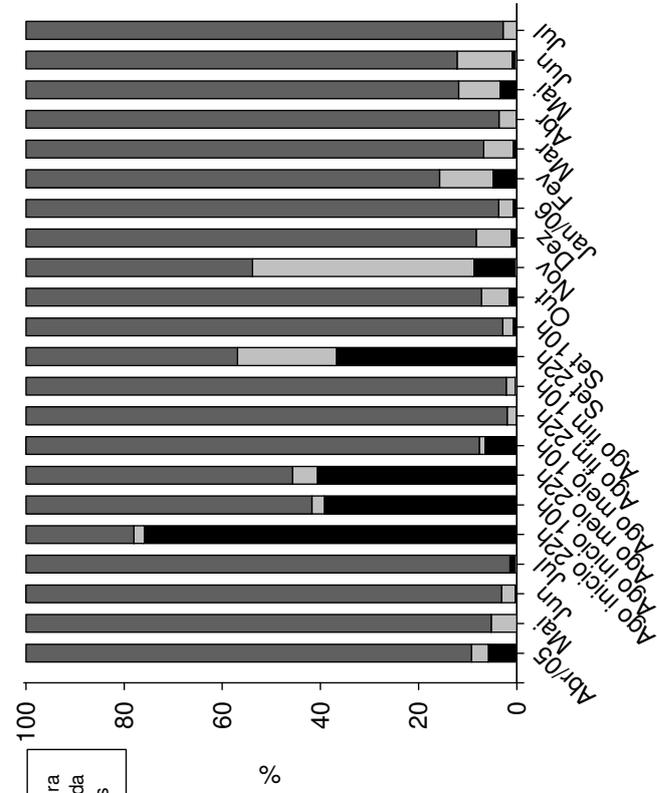


Figura 37. Abundância relativa das assembleias de microcrustáceos zooplancônicos na lagoa Pedra Branca, no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

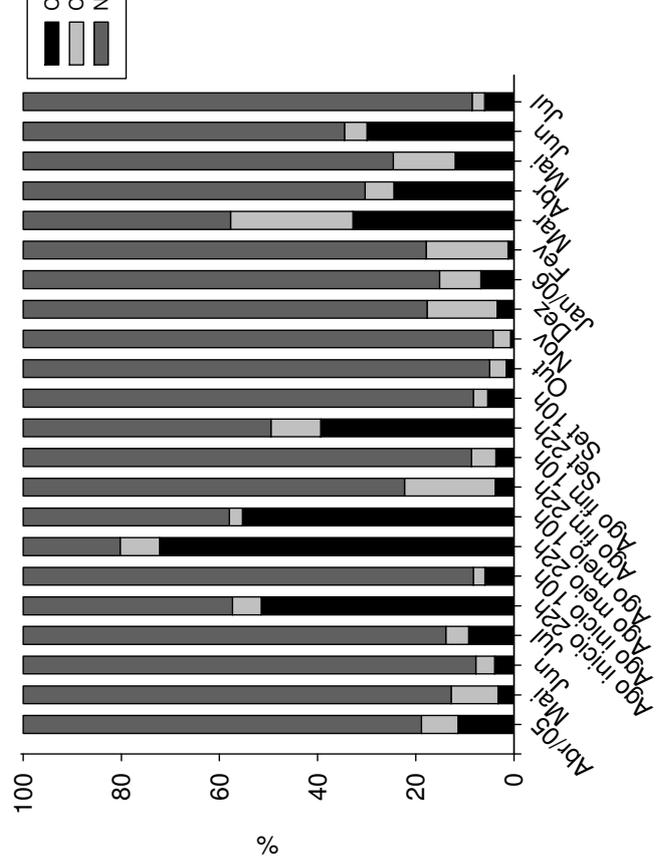


Figura 36. Abundância relativa das assembleias de microcrustáceos zooplancônicos na lagoa Guaritá, no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

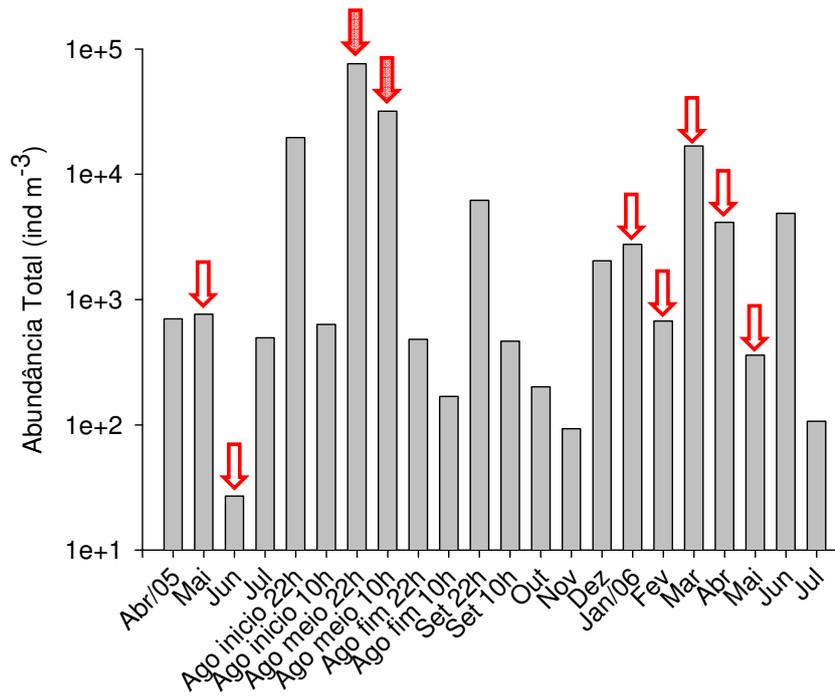


Figura 38. Abundância absoluta de Cladocera na lagoa Guaritá no período de Abril de 2005 a Julho de 2006. As setas indicam a presença de machos e a sua abundância seguindo a legenda: $\Downarrow < 100 \text{ ind m}^{-3}$; $100 < \Downarrow < 1000 \text{ ind m}^{-3}$; $\Downarrow > 1000 \text{ ind m}^{-3}$.

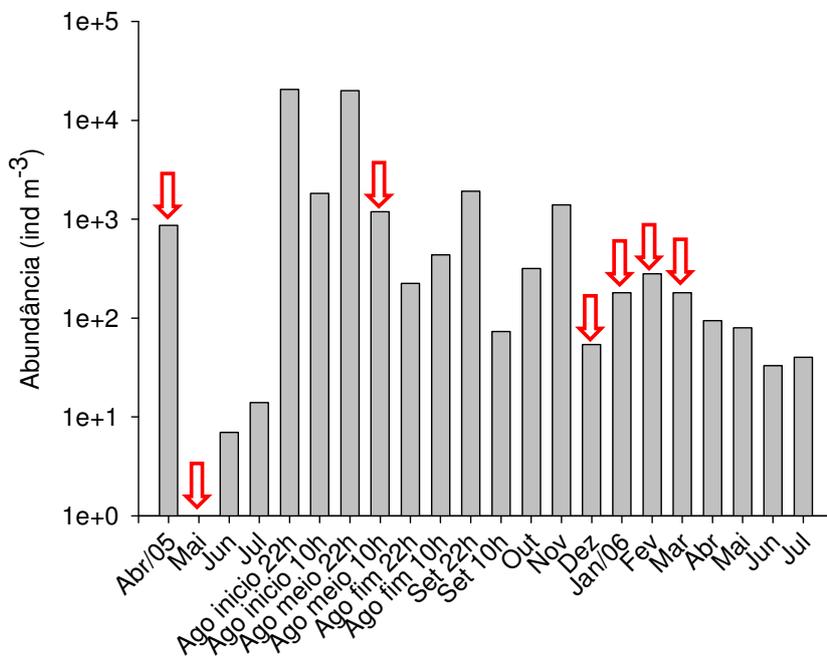


Figura 39. Abundância absoluta de Cladocera na lagoa Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006. As setas indicam a presença de machos e a sua abundância seguindo a legenda: $\Downarrow < 100 \text{ ind m}^{-3}$; $100 < \Downarrow < 1000 \text{ ind m}^{-3}$; $\Downarrow > 1000 \text{ ind m}^{-3}$.

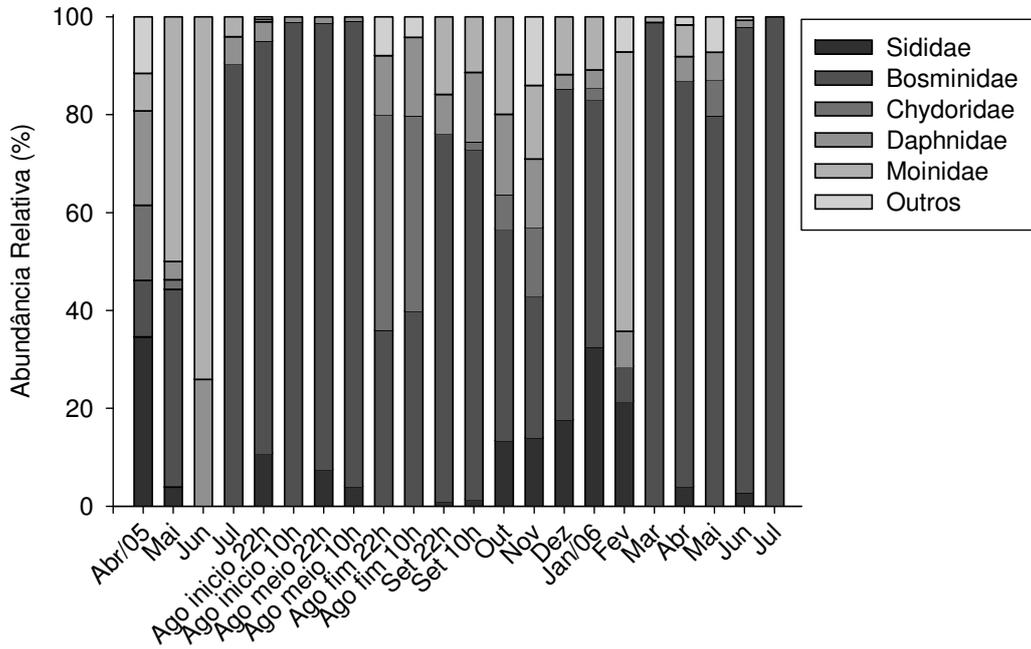


Figura 40. Abundância relativa das famílias de Cladocera na lagoa Guaritá no período de Abril ao final de Agosto de 2005.

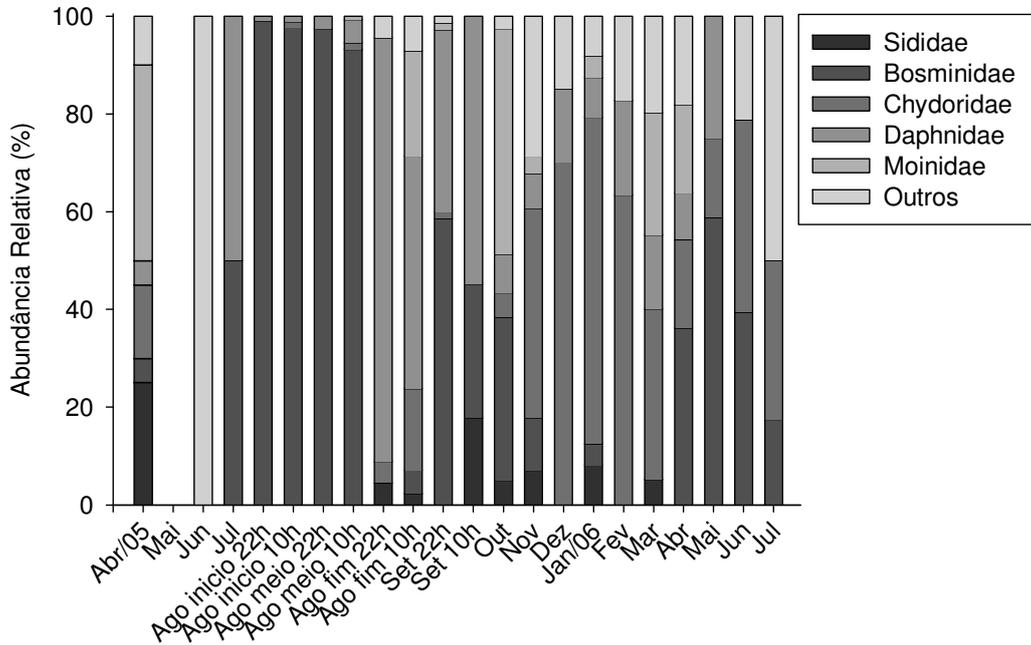


Figura 41. Abundância relativa das famílias de Cladocera na lagoa Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

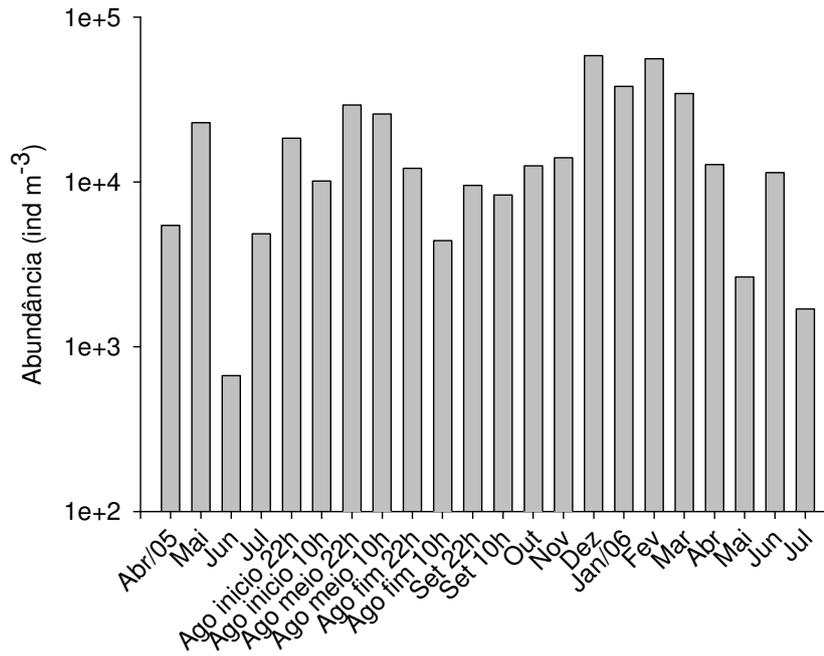


Figura 42. Abundância absoluta das Ordens e estágios de vida de Copepoda na lagoa Guaritá no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

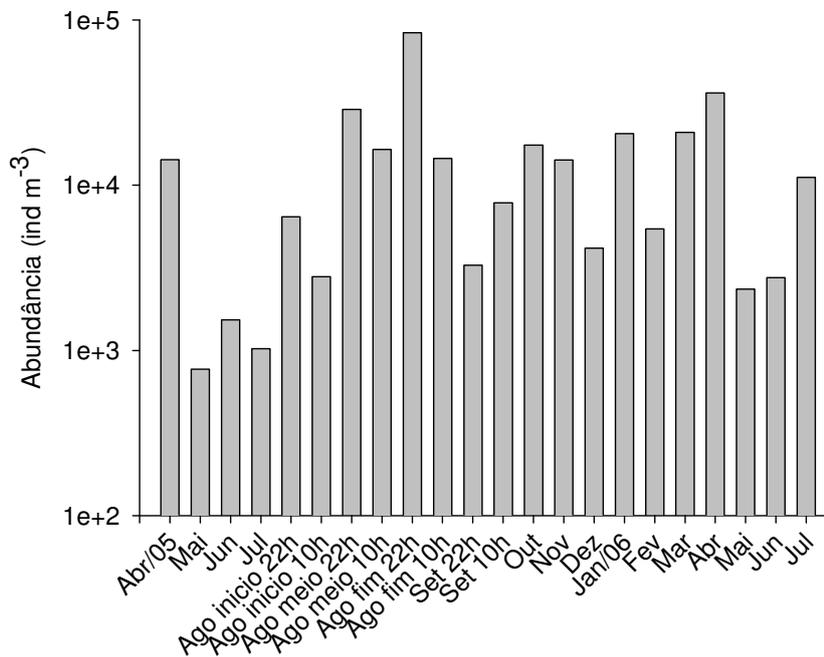


Figura 43. Abundância absoluta de Copepoda na lagoa Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

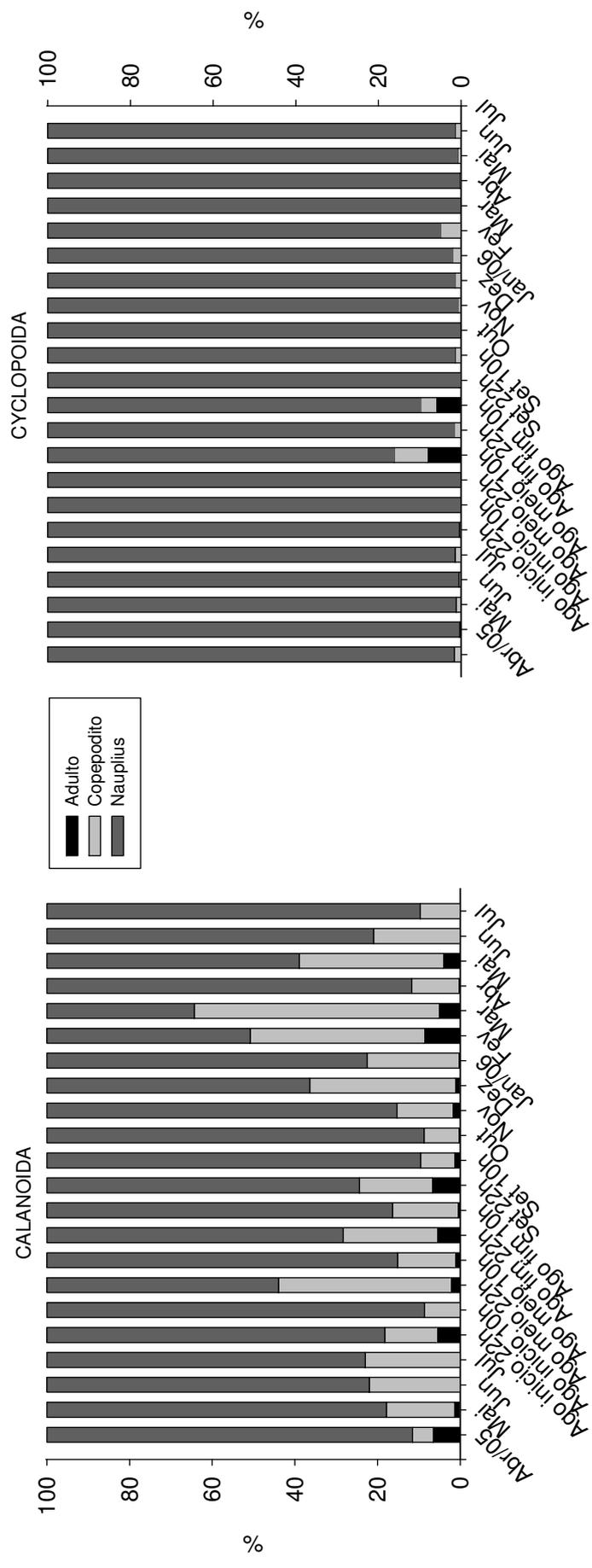


Figura 45. Abundância relativa dos estágios de vida de Copepoda Cyclopoidea na lagoa Guaritá no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

Figura 44. Abundância relativa dos estágios de vida de Copepoda Calanoida na lagoa Guaritá no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

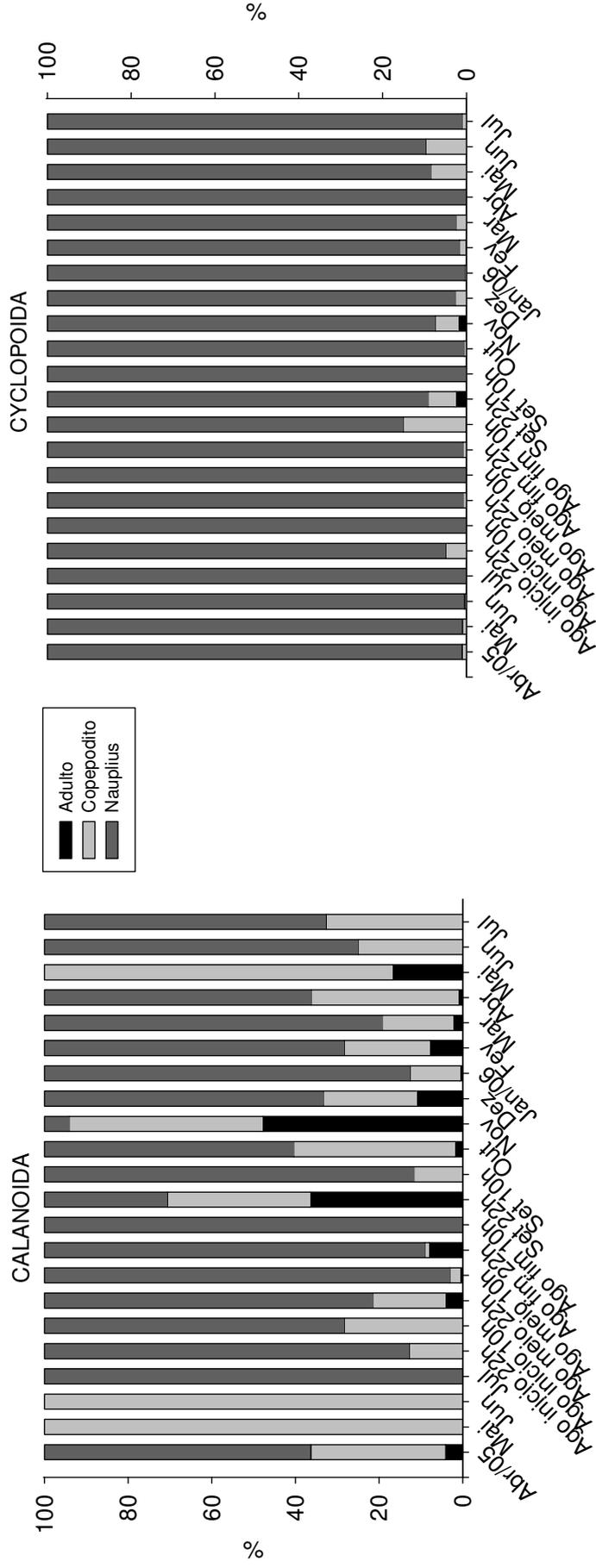


Figura 47. Abundância relativa dos estágios de vida de Copepoda Cyclopoidea na lagoa Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

Figura 46. Abundância relativa dos estágios de vida de Copepoda Calanoidea na lagoa Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

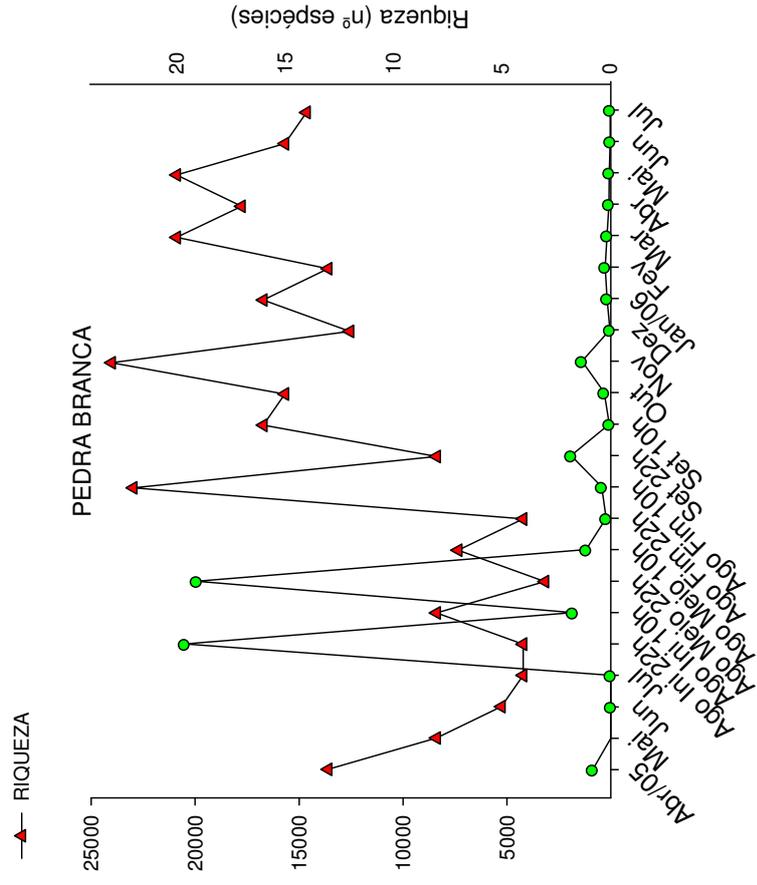


Figura 49. Relação entre a abundância e a riqueza de espécies de Cladocera na lagoa Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

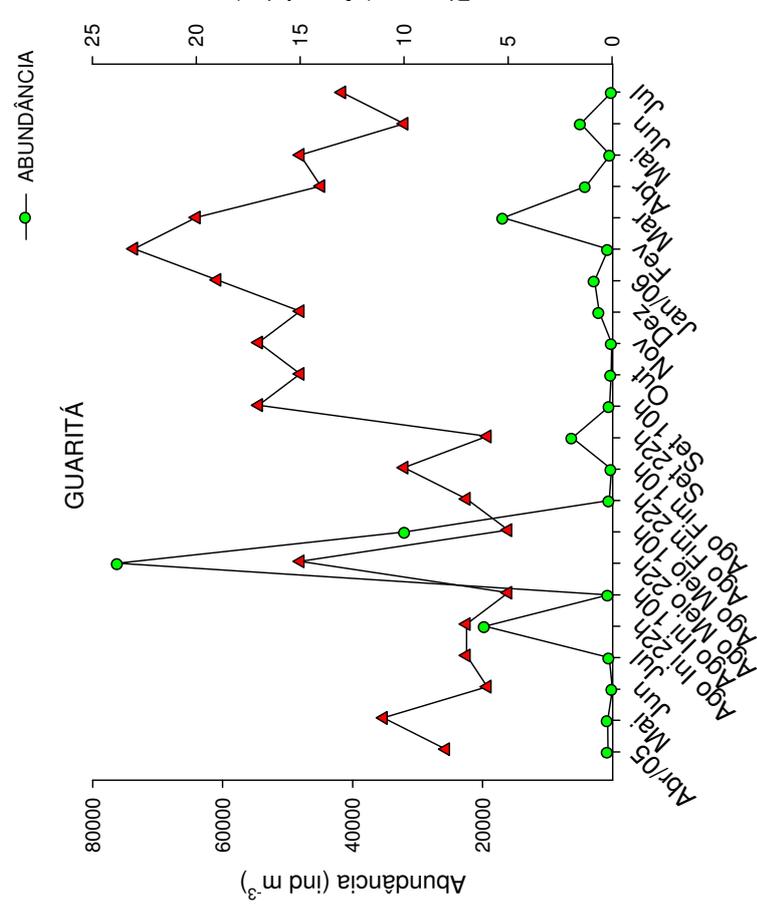


Figura 48. Relação entre a abundância e a riqueza de espécies de Cladocera na lagoa Guaritá no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

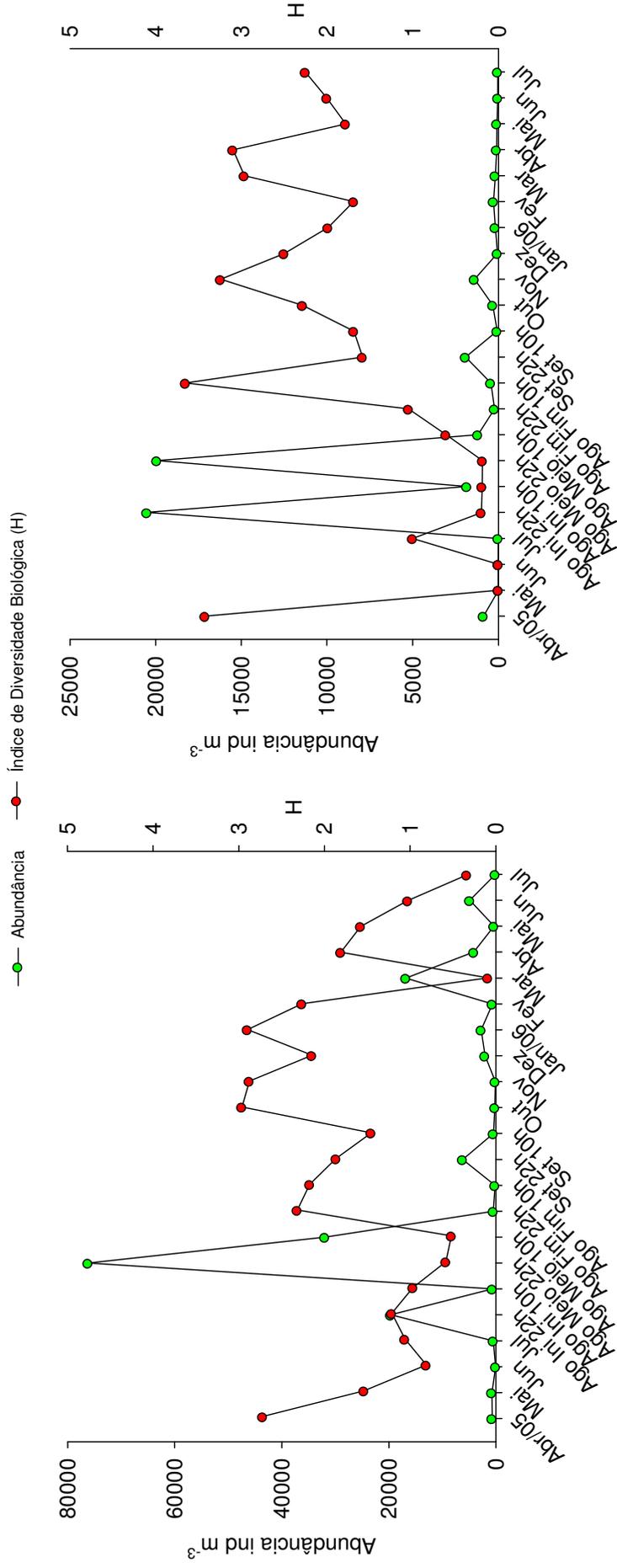


Figura 50. Relação entre a abundância e os valores obtidos pelo índice de diversidade biológica de Shannon das espécies de Cladocera na lagoa Guaritá no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

Figura 51. Relação entre a abundância e os valores obtidos pelo índice de diversidade biológica de Shannon das espécies de Cladocera na lagoa Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006.

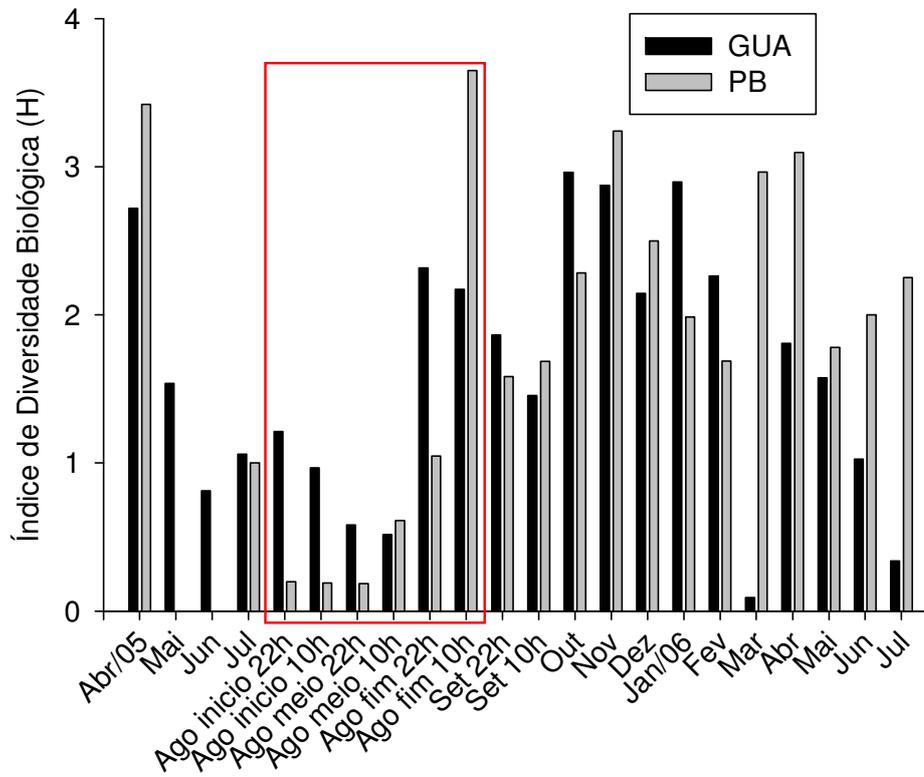


Figura 52. Variação mensal dos valores de diversidade biológica pelo índice de Shannon para as lagoas Guaritá e Pedra Branca no período de Abril de 2005 a Julho de 2006. = deplecionamento.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS DADOS DE CLADOCERA

Apenas os dados da abundância total de Cladocera apresentaram distribuição normal, sendo esse conjunto o único utilizado nas análises de variância (ANOVA) que seguem. A Tabela 5 apresenta os valores encontrados para essa análise quando comparadas as amostragens (meses), as lagoas e os períodos pré, durante e pós deplecionamento. Houve variação significativa nos três casos.

A comparação de similaridade entre as amostragens pela análise de agrupamento é apresentada nas Figuras 53 e 54, para as lagoas Guaritá e Pedra Branca, respectivamente.

Para a lagoa Guaritá o melhor agrupamento se deu entre as amostragens de maio de 2006 e final de agosto de 2005 as 10 e 22 horas. Essas amostragens apresentaram abundâncias totais e relativas similares, ausência da família Sididae e presença de Bosminidae e Chydoridae em abundâncias de média a alta. Houve também alta similaridade entre as amostragens do final de setembro de 2005 e outubro de 2005, fato esperado devido à proximidade das amostragens. A amostragem mais diferenciada foi a de junho de 2005, apresentando baixa abundância total de Cladocera, com predominância de Ilyocriptidae e Macrotrichidae (grupo denominado de “Outros”).

Quando se trata da lagoa Pedra Branca o melhor agrupamento se deu entre as amostragens das 22 horas do início e meio do mês de agosto de 2005. Essas amostragens apresentaram os maiores valores totais de abundância (em torno de 20.000 ind. m⁻³) de todo o estudo para essa lagoa, além de uma dominância de mais de 90% de Bosminidae. Esse grupo também foi o mais distante entre todos na análise. Em todas as outras amostragens nessa lagoa a abundância sempre esteve abaixo de 2.000 ind. m⁻³.

Para fins de ordenação dos dados foi feita análise de correlação canônica (ACC) considerando a abundância de Cladocera e as variáveis limnológicas (Figura 55). Para

essa análise foi necessário, para fins de representação, abreviar a identificação das variáveis da seguinte forma: Gu1 equivale à lagoa Guaritá amostrada em Abril de 2005, com numeração crescente para os meses subsequentes (Gu2 – Mai05, Gu3 – Jun05, até Gu22 – Jul06...), para a lagoa Pedra Branca foi utilizada a mesma codificação, mas o mês de Maio de 2005 (PB2) foi excluído devido à ausência de captura nas análises quantitativas.

Os eixos 1 e 2 da análise de correspondência canônica explicaram 90% da variância dos dados (71% eixo 1 e 19% eixo 2). Todas as famílias de Cladocera apresentaram escores positivos em relação ao eixo 1 e apenas Daphnidae apresentou escores negativos para o eixo 2. Para as variáveis físicas e químicas da água, aquelas que obtiveram os maiores escores e contribuíram mais para a explicação da variância foram temperatura, oxigênio dissolvido e clorofila *a*. Não houve nenhum agrupamento isolado, mas pode-se observar que Bosminidae exerce um papel importante, principalmente nos meses de deplecionamento. Isso se deve as altas abundâncias dessa família nesse período, devido principalmente ao efeito de concentração causado pelo deplecionamento. É também possível verificar que essa influência é mais pronunciada para a lagoa Guaritá, enquanto que a lagoa Pedra Branca tem uma maior relação com outras famílias (Daphnidae, Moinidae, Chydoridae). A amostra PB4 apresentou valores relativos de abundância de aproximadamente 50% para Daphnidae e Bosminidae, o que explica sua posição diferenciada. A mesma condição de distanciamento, devido as abundâncias relativas das famílias, pode ser observada nas amostras Gu3 (25% Daphnidae, 75% Moinidae) e PB 21 (40% Bosminidae, 40% Chydoridae e 20% Outros).

Tabela 5. Valores de f e p encontrados para a análise de variância da abundância total ($\log[x+1]$) de Cladocera.

Variáveis	f	p
Lagoas	12,5589	0,001923
Meses	2,8894	0,009386
Períodos	9,3949	0,000452

Tabela 6. Valores dos escores gerados para a análise de correlação canônica (ACC) para as variáveis físicas e químicas e as famílias de Cladocera.

	Escores gerados para as variáveis		
	1	2	3
Sididae	2,256047	1,5534865	-2,019060
Bosminidae	3,730416	1,2397812	-1,576759
Chydoridae	2,206228	1,5399796	-1,377173
Daphnidae	2,606649	-0,6840686	-1,747498
Moinidae	1,417228	0,5549704	-1,324341
Outros	3,218215	0,693041	-0,902779
pH	0,063007500	-0,02455222	-0,1439505
Temp	-1,826142335	1,36661527	-2,2300846
OD	0,755444874	0,92241835	-0,1635838
Mat Susp	-0,022605549	-0,23286002	-0,3336574
Chl a	0,227364076	0,65566247	0,1322991
Cond	-0,004584589	-0,05676103	-0,5069345

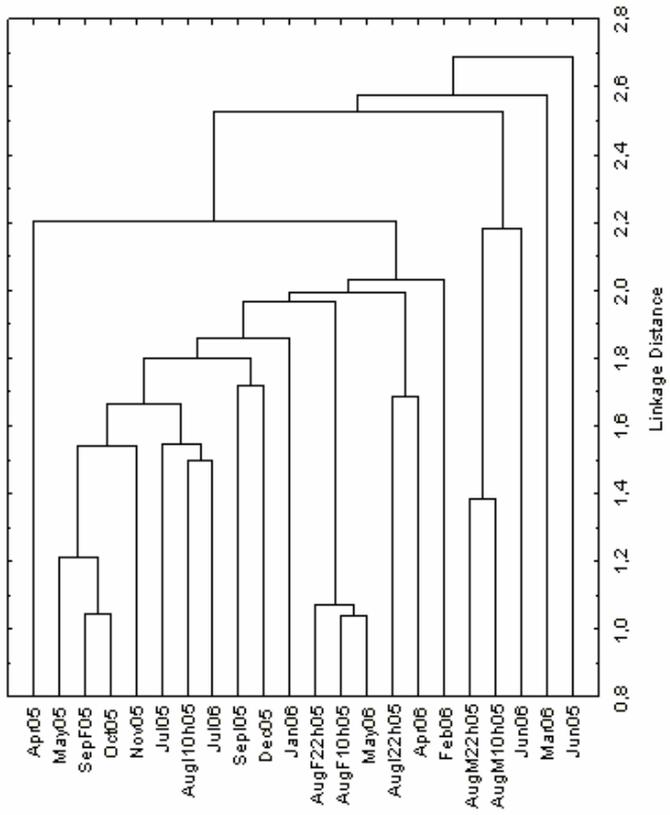


Figura 53. Similaridade das amostragens feitas na lagoa Guaritá ao longo do período de estudo.

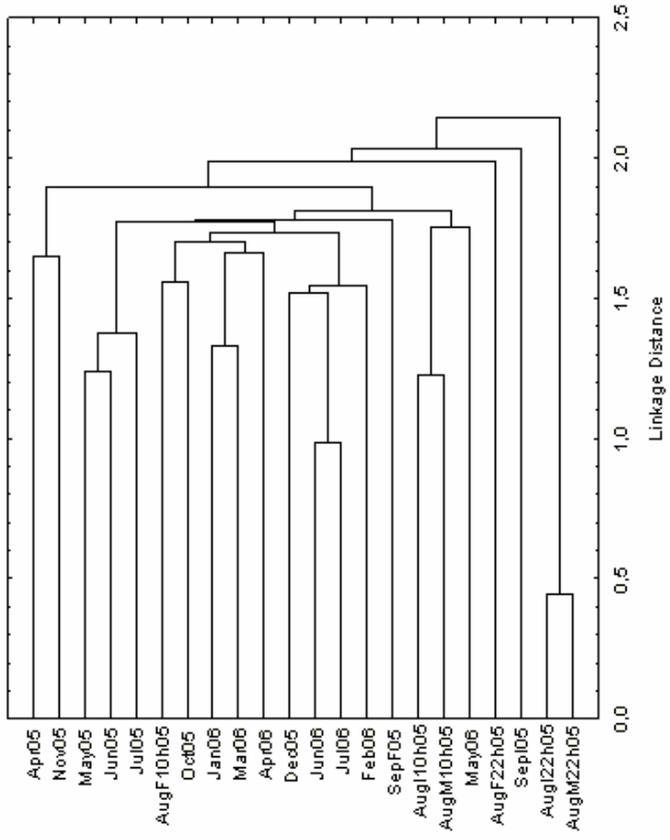


Figura 54. Similaridade das amostragens feitas na lagoa Pedra Branca ao longo do período de estudo.

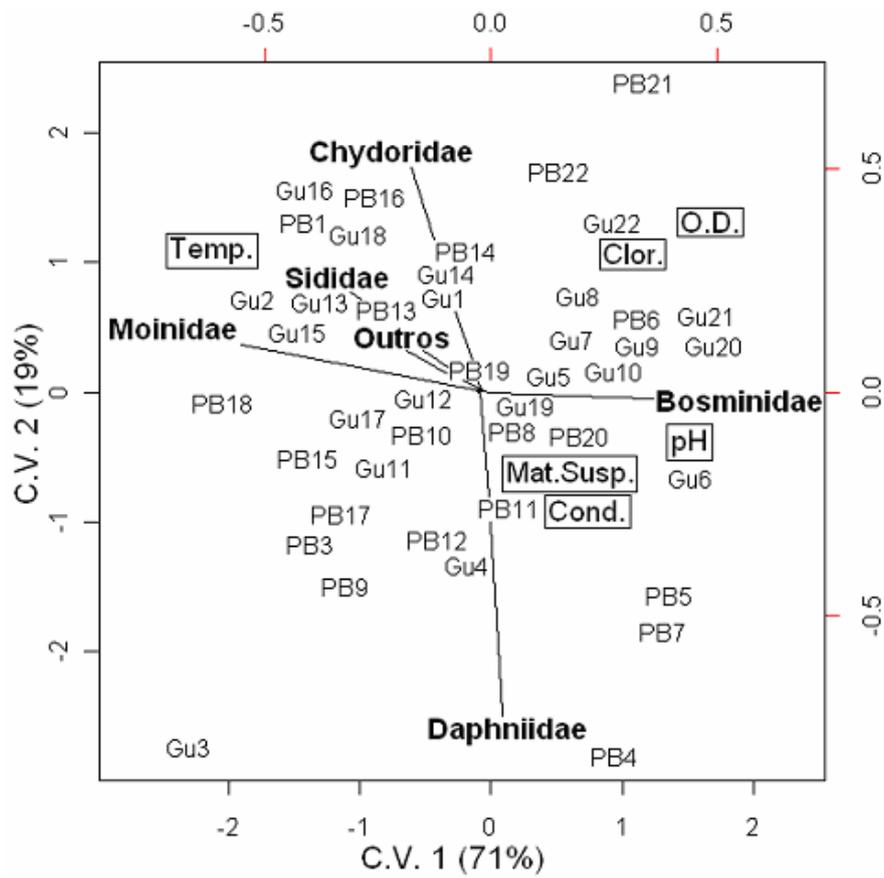


Figura 55. Gráfico gerado pela análise de correspondência canônica demonstrando a relação entre as amostras e as variáveis ambientais e biológicas para Cladocera.

CONCLUSÕES

- As características físicas e químicas da água das lagoas mostraram-se influenciadas tanto pelos padrões sazonais, como pelo deplecionamento;
- Altos valores de abundância demonstram que as lagoas são ambientes favoráveis para a reprodução, desenvolvimento, alimentação e refúgio dos organismos estudados, por apresentarem boa qualidade de água e complexidade estrutural de habitat;
- As lagoas apresentam uma alta diversidade específica, comparadas aos ecossistemas aquáticos adjacentes (rios e reservatório);
- A lagoa Pedra Branca apresenta menor dominância de Bosminidae do que a Guaritá e maior presença de Chydoridae, principalmente devido às suas características hidrodinâmicas (menor conexão com o reservatório);
- O deplecionamento causa alterações nas assembléias de microcrustáceos zooplanctônicos, aumentando a riqueza de táxons e alterando o padrão de dominância, podendo ser considerado como um distúrbio intermediário;
- Esse manejo causa alterações na estrutura do habitat e a repetição do mesmo ao longo dos anos, tornando-o um distúrbio freqüente e impedindo a completa reestruturação do habitat, poderia comprometer a capacidade de resiliência das comunidades das lagoas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Fapesp (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pelo financiamento do projeto e pela bolsa de iniciação científica concedida (proc. # 2007 03015-8).

À Duke Energy pelo auxílio nos trabalhos de campo.

Agradecimentos especiais à Silvia M. C. Casanova e Gilmar P. Neves, pelo extenso auxílio na identificação dos organismos e análises estatísticas.

À equipe do laboratório de ecologia aquática da Unesp, Campus Botucatu, pela amizade, estímulo e opiniões de suma importância para minha formação acadêmica e pessoal.

Ao professor Marcos Gomes Nogueira, pela atenção e por acreditar no potencial do meu trabalho.

A todos os amigos que são imprescindíveis para que eu hoje esteja recebendo este título.

À minha família, pela educação exemplar que recebi e pelo contínuo apoio, carinho e dedicação. Pai, Mãe e Irmã, amo vocês.

À Juliana Cristina Bertacini de Moraes, por tudo, e muito mais. Resume-se em vida.

BIBLIOGRAFIA

- BOZELLI, R. L. & ESTEVES, F. A. 1995. Species diversity, evenness and richness of the zooplankton community of Batata and Mussurá lakes and of the Trombetas River, Amazonia, Brazil. In: TIMOTIUS, K. H. & GOLTENBOTH, F. (Eds.) **Tropical Limnology**, Vol. II. Indonesia: S. W. Cristian University. 87-93.
- BRANDORFF, G. O. & ANDRADE, E. R. 1978. The relationship between the water level of the Amazon River and the fate of the zooplankton population in Lago Jacaretinga, a várzea lake in Central Amazon. **Stud. Neotrop. Fauna and Environm.** 13: 63-70.
- CARVALHO, M. L. 1983. Efeitos da flutuação do nível da água sobre a densidade e composição do zooplâncton em um lago de várzea da Amazônia, Brasil. **Acta Amazônica** 13 (5-6): 715-724.
- CASANOVA, S. M. C. 2000. **Distribuição longitudinal da comunidade zooplanctônica na região de transição rio-reservatório (Rio Paranapanema - Represa de Jurumirim)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu-SP. 162 pp.
- CASANOVA, S. M. C. 2005. **Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim (SP), com ênfase na dinâmica populacional de Rotifera**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Botucatu-SP. 255pp.
- CASANOVA, S. M. C & HENRY, R. 2004. Longitudinal distribution of Copepoda populations in the transition zone of Paranapanema River and Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil) and interchange with two lateral lakes. **Brazilian Journal of Biology**, 64: 11-26.
- CONNEL, J. H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science** 199: 1302-1310.
- DE MELO, R. & HEBERT, D.N. 1994. A taxonomic reevaluation of North American Bosminidae. **Can. J. of Zool.**, 72: 1808-1825.
- DUMONT, H. J.; SILVA BRIANO, M. & SUBHASH BABU, K. K. 2002. A re-evaluation of the *Macrothrix rosea-triserialis* group, with the description of two new species (crustacean Anamopoda: Macrothricidae). **Hydrobiologia** 467: 1-44.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. de A. 1997. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, 156pp.

- ESPÍNDOLA, E. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & MORENO, I. H. 1996. Efeitos da dinâmica hidrológica do sistema pantanal matogrossense sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica da lagoa albuquerque. **Acta Limnol. Bras.** 8: 37-57.
- GOLTERMAN, K. L.; CLYMO, R. S. & OHMSTAD, M. A. M., 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters.** 2nd Ed. Oxford: Scientific Publications. 213pp.
- GRALHÓZ, G. 2005. **Associações de Cladocera (Crustacea Branchiopoda) e fatores limnológicos em áreas de várzea do rio Paranapanema (SP-PR).** Tese (Mestrado), Unesp – Instituto de Biociências de Botucatu. 273p.
- HARDIN, G. 1960. The competitive exclusion theory. **Science** 131: 1292-1297.
- HARDY, E. R. 1980. Composição do zooplâncton em cinco lagos da Amazônia Central. **Acta Amazonica** 10 (3): 577-609.
- HARDY, E. R.; ROBERTSON, B. & KOSTE, W. 1978. About the relationship between the zooplankton and fluctuating water levels of the Lago Camaleão, a Central Amazonian várzea lake. **Amazoniana** IX (1): 43-52.
- HENRY, R. 2003. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema na zona de desembocadura na represa de Jurumirim. In: Henry, R. (ed.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos.** São Carlos. Rima. 1-28.
- HENRY, R. 2005. The connectivity of the Paranapanema River with two lateral lakes in its mouth zone into the Jurumirim Reservoir. **Acta Limnolol. Bras.** 17(1): 57-69.
- JÚLIO, H. F. Jr., THOMAZ, S. M., AGOSTINHO, A. A. & LATINI, J. D. (2005) Distribuição e caracterização dos reservatórios. Cap.1. In: RODRIGUES, L., THOMAZ, S. M., AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. (Ed.). **Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais.** São Carlos. Rima. 1-16.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. and SPARKS, R. E. 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.** 106:110-127.
- JUNK, W. J. 1980. Áreas inundáveis: um desafio para a Limnologia. **Acta Amazônica** 10 (4): 775-795.
- KOTOV, A. A. & SINEV, A.Y. 2004. Notes on Aloninae Dybowski & Grochowski, 1894 emend. Frey, 1967 (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae): 3. *Alona iheringula* nom. nov. instead of *A. iheringi* Sars, 1901, with comments on this taxon. **Arthropoda Selecta** 13(3):95-98.

- KREBS, C. J. 1989. **Ecological Methodology**. New York: Harper Collins Publishers. 654p.
- LAGE, F. 2008. **Efeito do processo de depleção operacional no reservatório de Salto Grande (Rio Paranapanema SP/PR) sobre a comunidade zoobentônica**. Tese (Mestrado), Unesp – Instituto de Biociências de Botucatu. 125p.
- LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; PERENHA, M. C. Z.; PEREIRA, D. G. & SANTOS, V. D. 2004. Abundance of Planktonic Ciliates in Cascading Reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences** 26: 407-413.
- LANSAC-TÔHA, F. A.; LIMA, A. F.; THOMAZ, S. M. & ROBERTO, M. C. 1993. Zooplâncton de uma planície de inundação do rio paraná. II. Variação Sazonal e influência dos níveis fluviométricos sobre a comunidade. **Acta Limnol. Bras.** 4: 42 – 55.
- LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F. M. & LIMA, A. F. 1997. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplânctônica. In: VAZZOLER, A. E. A. de M.; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. (Eds). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM. 117-155.
- MARGALEF, R. 1983. **Limnologia**. Barcelona. Ediciones Omega. 1010pp.
- MARTINS, G. M. & HENRY, R. 2004. Composição e abundância do zooplâncton em três lagoas laterais ao Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo). In: CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S. & PASSAVANTE, J. Z. (Eds). **Ecologia Aquática Tropical**. Natal. Servgraf. 51-70.
- NOGUEIRA, M. G. & PANARELLI, E. A. 1997. Estudo da migração vertical das populações zooplânctônicas na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema – São Paulo, Brasil). **Acta Limnol. Bras.** 3: 685-719.
- NOGUEIRA, M. G. 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia** 431: 115-128.
- NOGUEIRA, M. G., JORCIN, A., VIANNA, N. C., BRITTO, Y. C. T. (2002a) Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. In: Cirelli, A. F., Marquisá, G. C. (Eds). **El agua en Iberoamérica: de la limnología a la gestión en Sudamérica**. Buenos Aires. CYTED XVII. 91 – 106.

- NOGUEIRA, M. G., JORCIN, A., VIANNA, N. C., BRITTO, Y. C. T. (2002b) A two year study on the limnology of a cascade reservoir system in a large tropical river in southeast Brazil. In: **4th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality**. Czech Republic. 254-257.
- NOGUEIRA, M. G., JORCIN, A., VIANNA, N. C., BRITTO, Y. C. T. (2006) Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – Um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). Cap. 4. In: NOGUEIRA, M. G., HENRY, R. & JORCIN, A. (Eds). **Ecologia de reservatórios: Impactos Potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2^a ed. São Carlos: Rima. 83-126.
- NOGUEIRA, M. G., REIS OLIVEIRA, P. C. & BRITTO, Y. T. 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). **Limnética** 27: 151-170.
- PAGGI, J. C. 1973a. Contribución al conocimiento de la fauna de cladoceros dulciacuícolas argentinos. **Physis** 32 (84): 105-114.
- PAGGI, J. C. 1973b. Acerca de alguns táxons de la familia Moinidae (Crustacea, Cladocera) de la Republica Argentina. **Physis** 32 (85): 269-277.
- PAGGI, J. C. 1978. Revision de las especies argentinas del genero *Diaphanosoma* Fischer (Crustacea, Cladocera). **Acta Zool. Lilloana** 33: 43-65.
- PAGGI, J. C. 1979. Revision de las especies argentinas del genero *Bosmina* Baird agrupadas en el subgenero *Neobosmina* Lieder (Crustacea: Cladocera). **Acta Zool. Lilloana** 35: 137-162.
- PAGGI, J. C. 1995. Crustacea Cladocera. In: LOPRETTO, E. C. & TELL, G. (Eds) **Ecosistemas de aguas continentales - Metodologia para su estudio II**. La Plata: Ediciones Sur, 895pp.
- PANARELLI, E. A. 2004. **Flutuações mensais da comunidade zooplanctônica e dinâmica das populações de Cladocera em três lagoas marginais, na região de transição Rio Paranapanema - Represa de Jurumirim (SP)**. Tese (Doutorado). 247pp.
- PANARELLI, E. A., NOGUEIRA, M. G. & HENRY, R. 2001. Short-Term variability of copepoda abundance in Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.** 61: 577-598.
- PANARELLI, E. A., CASANOVA, S. M. C., NOGUEIRA, M. G., MITSUKA, P. M. E HENRY, R. 2003. A comunidade zooplanctônica ao longo de gradientes longitudinais no Rio

- Parapanema/Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In: R. Henry (ed.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos. Rima. 129-160.
- PANARELLI, E. A., CASANOVA, S. M. C. & HENRY, R. 2008. The role of resting eggs in the recovery of zooplankton community in a marginal lake of the Paranapanema River (São Paulo, Brazil), after a long drought period. **Acta Limnol. Bras.** 20: no. 1, 73-88.
- PENNAK, R. W., 1989. **Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. 3rd. Edition. N. York. Wiley-Interscience Publication. 18+628pp.
- PERBICHE, G. N. 2008. **Efeito do tempo de residência, morfometria e estado trófico sobre as associações zooplanctônicas nos Reservatórios de Chavantes e Salto Grade, Rio Paranapanema (SP/PR)**. Tese (Mestrado). 257pp.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2006. R: A language and environment for statistical computing. Vienna – Austria, R Foundation for Statistical Computing ISBN 3-900051-07-0, URL. Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em 10/10/2007.
- REID, J. W. 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para os táxons continentais sul-americanos de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Bol. Zool.** 9: 17-143.
- REID, J. W. 1991. Some species of *Tropocyclops* (Crustacea, Copepoda) from Brazil, with a key to the American species. **Bijdragen tot de Dierkunde** 61: 3-15.
- REID, J. W. & PINTO-COELHO, R. M. 1994. An Afro-Asian continental copepod, *Mesocyclops ogunnus*, found in Brazil; with a new key to the species of *Mesocyclops* in South America and a review of introductions of copepods. **Limnologica** 24: 359-368.
- RICHARDSON, W. B. 1992. Microcrustacean in flowing water: experimental analysis of washout times and a field test. **Fresh Water Biology** 28: 217-230.
- ROCHA, O., SENDACZ S. AND MATSUMURA TUNDISI, T. 1995. Composition, Biomass na Productivity of Zooplankton in Natural Lakes and Reservoirs of Brazil. In: TUNDISI, J. G., BICUDO, C. E. M. AND MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro, ABC/SBL. 384p.
- ROCHA, O. & GÜNTZEL, A. 1997. Crustáceos Branquiópodos. In: Joly, C. A. & Bicudo, C. E. M. (Orgs). **Biodiversidade do Estado de São Paulo (Síntese do**

- conhecimento ao final do século XX**). 4: Invertebrados de água doce. São Paulo. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. 107-120.
- ROCHE, K. F. & ROCHA, O. 2005. **Ecologia trófica de peixes (com ênfase na planctivoria em ambientes lênticos de água doce no Brasil)**. São Carlos: Rima. 146p.
- ROSSA, D. C. & BONECKER, C. C. 2003. Abundance of planktonic and non-planktonic rotifers in lagoons of the Upper Paraná River floodplain. **Amazoniana XVII** (3/4): 567-581.
- SAMPAIO, E. V. & LOPEZ, C. M. 2000. Zooplankton community composition and some limnological aspects of an oxbow lake of the Paraopeba River, São Francisco River Basin, Minas Gerais, Brazil. **Braz. Arch. of Biol. Techn.** 43 (3):285-293.
- SAMPAIO, E. V., MATSUMURA-TUNDISI, T. & ROCHA, O. 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. **Braz. J. Biol.** 62: 525-545.
- SARTORI, L. P.; NOGUEIRA, M. G., HENRY, R. & MORETTO, E. M. Prelo. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. **Braz. J. Biol.** 69 (1).
- SENDACZ, S. 1997. Zooplankton studies of floodplain lakes of the Upper Paraná River, São Paulo State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 26: 621-627.
- SENDACZ, S. & KUBO, E.. 1982. Copepoda (Calanoida e Cyplopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Pesca** 9: 51-189.
- SILVA-BRIANO, M.; DIEU, N.Q. & DUMONT, H.J. 1999. Redescription of *Macrothrix laticornis* (Jurine, 1820) and description of two new species of the *M. laticornis*-group. **Hydrobiologia**, 403: 39-61.
- SMIRNOV, N. N. 1996. Cladocera: the Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the World. In: Dumont. H.J.F. (ed.). **Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World**. Amsterdam: SPB Academic Publishing. 197 pp.
- STATSOFT, INC. 2002. Statistic (data analysis software system), version 6.0 www.statsoft.com.
- THOMAZ, S. M. (2006). Fatores que afetam a distribuição e o desenvolvimento de macrófitas aquáticas em reservatórios: Uma análise em diferentes escalas. Cap. 6. In: NOGUEIRA, M. G., HENRY, R. & JORCIN, A. (Eds). **Ecologia de reservatórios:**

- Impactos Potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** São Carlos: Rima. 165-181.
- THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. (1999) A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: Um estudo da represa de Itaipu. In: Henry, R. (Ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais.** Botucatu. FUNDIBIO /FAPESP. 597-626.
- THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C. & BINI, L. M. 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. (Eds). **A planície de inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.** Maringá. EDUEM. 73-102.
- TUNDISI, J. G. (1999) Reservatórios como sistemas complexos: Teoria, Aplicação e Perspectivas para usos múltiplos. In: Henry, R. (Ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais.** Cap. I. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP. 19-38.
- TUNDISI, J. G. (2003) **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez.** São Paulo: São Carlos. Rima.. 248p.
- VIANNA, N. C. 2008. **Deplecionamento induzido do reservatório de Salto Grande (Rio Paranapanema, SP/PR): influência sobre a ictiofauna de lagoas marginais.** Tese (Doutorado), Unesp – Instituto de Biociências de Botucatu. 106p.