

Michael César Alves

**Efeitos de distúrbios artificiais sobre o zooplâncton
de açudes**

Botucatu

2020

Michael César Alves

**Efeitos de distúrbios artificiais sobre o zooplâncton
de açudes**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da
Universidade Estadual Paulista – Campus de Botucatu,
como parte dos requisitos para a obtenção do título de
mestre em Ciências Biológicas, Área de concentração:
Zoologia.

Orientador: Gilmar Perbiche Neves

Botucatu

2020

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE-CRB 8/5651

Alves, Michael César.

Efeitos de distúrbios artificiais sobre o zooplâncton
de açudes / Michael César Alves. - Botucatu, 2020

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de
Botucatu

Orientador: Gilmar Perbiche Neves

Capes: 20400004

1. Zooplâncton. 2. Cladocera. 3. Canais e calhas de
irrigação. 4. Agricultura. 5. Barragens e açudes.

Palavras-chave: Agricultura; Cladocera; Copepoda;
Impactos; Rebaixamento artificial.

Agradecimentos

Ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Área de concentração: Zoologia do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Campus Botucatu/SP.

Ao Centro de Ciências da Natureza da Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, Campus Lagoa do Sino, Buri/SP.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pela concessão da bolsa de estudos (Processo 134162/2018-8).

Ao meu orientador, Prof. Dr. Gilmar Perbiche Neves, por ter me aceito como aluno e confiado no meu trabalho. Muito obrigado pela amizade, apoio, ensinamentos e oportunidades concedidas. Sem dúvida é um profissional que ama o que faz e um exemplo a ser seguido!

Aos meus pais, Mariluce e Reginaldo, minha namorada, Fernanda, mais uma vez, por acreditarem na minha capacidade e por me incentivarem em todos os momentos. Sem a ajuda de vocês tenho certeza que tudo seria mais difícil.

Aos meus professores da graduação, Prof. Dr. Rafael Campanelli Mortari e Prof. Dra. Sonia Silveira Ruiz, por todo apoio, ensinamentos e oportunidades concedidas.

A todos os amigos do laboratório de Ecologia de Águas Continentais e seus respectivos: Marco Aurélio, Eduardo, Valter, Barbara, Ana Maria, Paula e Luana. Muito obrigado pela agradável convivência, amizade, apoio, paciência e ensinamentos. A colaboração de vocês foi essencial para o desenvolvimento deste trabalho!

Ao Hamilton, funcionário do Departamento de Zoologia da UNESP, Campus de Botucatu, pela disponibilidade em ajudar sempre que necessário e nas análises de nutrientes.

Ao Ueslei, funcionário do Centro de Ciências da Natureza da Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, Campus Lagoa do Sino, Buri/SP, pelo auxílio em dias de coleta.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente me ajudaram nesta etapa, meu muito obrigado!

SUMÁRIO

Introdução Geral	6
Resumo	12
Abstract	13
1. Introdução	14
2. Material e Métodos	18
<i>Área de estudo</i>	18
<i>Amostragens e análises laboratoriais</i>	20
<i>Zooplâncton</i>	20
<i>Variáveis físicas e químicas</i>	21
<i>Análise de dados</i>	22
3. Resultados	23
<i>Variáveis limnológicas</i>	23
<i>Zooplâncton</i>	26
4. Discussão	34
5. Conclusão	38
6. Referências	39
Arquivos suplementares – S1	47
Arquivos suplementares – S2	48

Introdução Geral

Os estudos que avaliam a estabilidade das comunidades têm como objetivo principal avaliar como elas se comportam diante dos efeitos de distúrbios previsíveis ou imprevisíveis, e diante disso, para Pickett e White (1985), um distúrbio pode ser definido como qualquer evento discreto no tempo que desorganiza a estrutura do ecossistema, comunidade ou população, além de alterar o ambiente físico e a disponibilidade de recursos. Além disso, os efeitos de um distúrbio sobre a riqueza e equitabilidade das espécies podem gerar resultados diferentes (Reice, 1994): a riqueza de espécies pode ser pouco afetada ou mudanças podem ser observadas em relação à dominância, equitabilidade ou abundância das espécies.

Compreender como as comunidades variam ao longo do tempo pode fornecer subsídios para direcionar políticas de mitigação da perda de espécies e a relação com funções ecossistemas e serviços ecossistêmicos, uma vez que, os serviços ecossistêmicos providos por um ecossistema estão intimamente relacionados com a função que as espécies exercem nesses ambientes (Dornelas et al., 2013).

Nos ecossistemas aquáticos continentais, as alterações hidrológicas e morfológicas promovidas através da construção de grandes barragens e reservatórios são visíveis ao longo do canal principal, com implicações pronunciadas para a composição e a distribuição espacial e temporal da comunidade zooplânctônica (Nogueira, 2001) e dominância e composição das espécies (Danielsdottir et al., 2007; Deboer et al., 2016), para a qualidade da água (Naliato et al., 2009; Perbiche-Neves et al., 2013a), a dinâmica trófica (Sendacz et al., 2006), bem como competição por recursos e vulnerabilidade à predação por peixes e invertebrados durante a fase de rebaixamento de nível (Havens et al., 2007).

A variação brusca do nível da água de lagos induz mudanças na comunidade zooplânctônica, entre outras comunidades aquáticas. O rebaixamento de nível pode induzir a formação de formas de resistência, as quais colonizarão o ambiente quando as condições se tornarem adequadas novamente, conforme observado por Debastiani Júnior (2008) e Perbiche-Neves et al. (2014), com a presença de indivíduos machos nas

populações de Cladocera, através da ação reprodutiva e produção de ovos de resistência.

Em termos de legislação brasileira, a Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (Resolução, 2005), estabelece que corpos hídricos devem manter, como uma de suas funções ecológicas, o “equilíbrio das comunidades aquáticas”, norteando para o controle de fontes emissoras de poluentes. Entretanto nada é remetido à flutuação de nível brusca dentro dos ambientes lênticos e seus efeitos nas comunidades, especialmente em ambientes pequenos, embora os efeitos sobre variáveis limnológicas sejam conhecidos (Naliato et al. 2009).

Entretanto, há uma notável carência de estudos sobre este tipo de ambiente e variações das assembleias zooplancônicas submetidas a drásticas perturbações do regime hidrológico em reservatórios. O presente estudo tem como objetivo entender os efeitos de distúrbios de rebaixamento artificial em períodos de estiagem e uso intenso da água, sobre a distribuição espacial e sazonal de cladóceros e copépodes em dois açudes do campus Lagoa do Sino (UFSCar) utilizados para irrigação agrícola por pivôs centrais, localizados no município de Buri/SP, junto às alterações de variáveis ambientais de temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade e turbidez. Estas pesquisas contribuem diretamente para uma melhor interpretação da variação da estrutura temporal das populações zooplancônicas e de como efeitos ambientais podem se propagar em diferentes vias nos ecossistemas aquáticos.

Nesse contexto, desejou-se verificar como os microcrustáceos respondem a estas perturbações no nível da água, frequentes nos açudes utilizados para a irrigação agrícola. Ambos são conectados com açudes a montante e a jusante, e sobre isso se supõe que a recomposição da estrutura da comunidade de microcrustáceos será rápida, sem alterações nos atributos ecológicos durante esse período.

Praticada desde as antigas civilizações, a agricultura irrigada corresponde à prática agrícola com uso de um conjunto de equipamentos e técnicas para suprir a deficiência total ou parcial de água para as culturas. No Brasil, a irrigação teve início na década de 1900 para a produção de arroz no Rio Grande do Sul, e a expressiva intensificação da atividade em outras regiões do país ocorreu a partir das décadas de

1970 e 1980. Diversos benefícios podem ser observados na prática da irrigação, tais como: aumento da produtividade da ordem de 2 a 3 vezes em relação à agricultura de sequeiro; redução do custo unitário de produção; utilização do solo durante todo o ano com até 3 (três) culturas/ano; aumento na oferta de alimentos e outros produtos agrícolas com regularidade ao longo do ano; preços mais favoráveis para o produtor rural, entre outros.

A Região Hidrográfica do Paraná responde sozinha por 42,1% do total de áreas ocupadas por irrigação por pivôs centrais no Brasil, e os principais polos de pivôs encontram-se nas bacias dos rios Paranaíba, Grande e Paranapanema, sendo esta última, com uma área de 88.414 ha, concentrada em Itaí/SP, Paranapanema/SP, Itapeva/SP, Itaberá/SP e Buri/SP. Entre 1985 e 2017 houve um expressivo crescimento conforme o levantamento do Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos (SNIRH) (Tabela 1).

Tabela 1. Crescimento expressivo de áreas irrigadas por pivôs centrais entre 1985 e 2017 na região do Alto Paranapanema, conforme levantamento do SNIRH.

Área equipada (1985-2017) e indicadores dos principais polos nacionais de irrigação por pivôs centrais												
Área equipada para irrigação por pivôs centrais (hectares)												
RH	Polo	UF	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2014	2017	Ranking de área de 2017	Crescimento 2000-2017
Paraná	São Marcos	MG/GO/DF	641	3.659	18.268	32.878	58.186	71.342	94.073	100.872	2°	41%
	Araguari	MG	1.865	4.014	12.479	20.944	31.561	39.584	61.896	69.892	6°	77%
	Guaíra-Miguelópolis	SP/MG	7.172	19.993	25.155	30.316	34.821	31.730	49.393	46.726	7°	47%
	Pardo-Mogi Guaçu	SP	166	1.842	7.159	12.475	16.997	19.793	30.914	33.375	11°	69%
	Alto Paranapanema	SP	344	2.696	11.575	20.453	28.286	44.470	81.809	88.414	4°	99%

Diversos fatores concorrem para a necessidade de irrigação. Em regiões afetadas pela escassez contínua de água, como no semiárido brasileiro, a irrigação é fundamental, ou seja, a maior parte da agricultura só se viabiliza mediante a aplicação de água. Em regiões afetadas por escassez em períodos específicos do ano, como na região central do País (entre maio e setembro), diversas culturas viabilizam-se apenas

com a aplicação suplementar de água nestes meses, embora a produção possa ser realizada normalmente no período chuvoso.

A maior parte dos alimentos consumidos pelos seres humanos é produzida em lavouras, e entre essas a limitação de água é o principal fator associado com a produção. Plantações irrigadas por pivôs estão entre as mais produtivas por área, e o número dessas estruturas vem crescendo rapidamente nos últimos anos, resultando em impactos nos ambientes aquáticos como rebaixamentos repentinos nos açudes que abastecem esses sistemas, assoreamento por lixiviação na ausência de curvas de nível, entre outras.

A região de Buri/SP, onde estão localizados os dois açudes (pequenos reservatórios, também chamados de lagos ao longo do texto) que foram estudados no presente trabalho, na bacia do Alto Paranapanema, é detentora de uma área de 5.966 ha ocupada por 103 pivôs centrais de irrigação (Figura 1), sendo 03 deles, próximos ao campus Lago do Sino (UFSCar, Buri-SP) (Figura 2).



Figura 1. Pivôs centrais de irrigação em funcionamento na Lagoa do Sino (*campus* UFSCar).

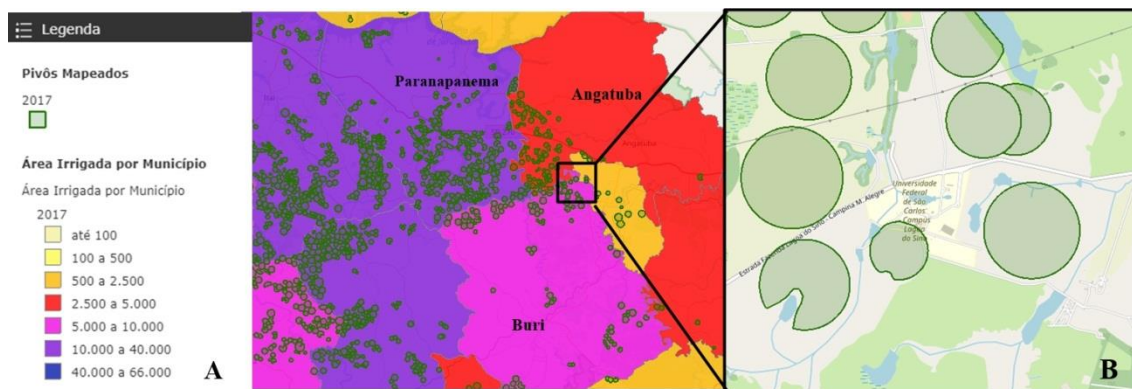


Figura 2. **A** - Pivôs mapeados até 2017 segundo a Agência Nacional de Águas (ANA) pelo Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), representando parcialmente a região do Alto Paranapanema. **B** – Localização dos pivôs centrais de irrigação na Lagoa do Sino (*campus* UFSCar) mapeados até 2017. Disponível em: <http://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/webappviewer/index.html?id=b4e4b8d669cd46a99963f565c7404317>.

Os açudes estão localizados em uma pequena bacia hidrográfica de área de 8 km², sendo um total de 11 dentro do trecho de 03 km que percorre o campus (Figura 3). Entre os lagos selecionados para esse trabalho, ambos possuem profundidade parecida, aproximadamente quatro metros, entretanto o segundo lago (chamado de Lago 2) passa por severo rebaixamento anual de nível, com ampla exposição das margens por período superior a duas semanas. Com essa exposição solar, o crescimento de macrófitas submersas (*Egeria* sp.) é restrito apenas na porção mais profunda do lago, abaixo de 2 metros de profundidade, e o banco possui pequena área comparada às macrófitas do Lago 1. O Lago 1 possui densa camada de macrófitas aquáticas submersas desta mesma espécie acima citada, e o rebaixamento do seu nível é discreto, quase imperceptível, não exercendo controle sob as macrófitas. Com isso, a coluna de água nesse açude é pequena (<1,0 m) devido à grande quantidade de macrófitas aquáticas, sendo hábitat favorável para espécies litorâneas mesmo em regiões mais profundas.



Figura 3. Imagem de satélite (Google Earth) representando a pequena bacia hidrográfica com os lagos com profundidade normal e durante o período de rebaixamento.

A seguir, apresento os resultados obtidos com o presente estudo sobre os efeitos de distúrbios artificiais sobre o zooplâncton de açudes.

Distúrbios artificiais causados por rebaixamento de nível de lagos conectados são relevantes para microcrustáceos planctônicos?

Resumo

A diversidade aquática está sendo drasticamente alterada pelo rápido aumento das atividades antrópicas, e uma das modificações mais comuns é a construção de reservatórios e açudes. Diversas espécies do zooplâncton exibem alta sensibilidade frente a mudanças ambientais, respondendo rapidamente com alterações nos atributos ecológicos como abundância e diversidade. Este estudo objetivou entender os efeitos causados pela ativação de pivôs de irrigação em 02 açudes sobre as assembleias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda). O uso da água pelos pivôs no período de estiagem ocasiona rebaixamento no nível da água, funcionando como um distúrbio induzido e frequente, e isso controla o tamanho de bancos de macrófitas submersas. Foram feitas coletas mensais nos dois açudes por um ano e a cada 05 dias no período de estiagem (julho) quando se detectou o rebaixamento o segundo lago. Os lagos foram homogêneos possivelmente pelos seus pequenos tamanhos comparados aos grandes reservatórios, e a variação sazonal foi mais importante para as variações das variáveis limnológicas. A composição do zooplâncton, a abundância de alguns táxons, a diversidade alfa com índice de Shannon-Wiener (H') e a equitabilidade foram diferentes entre os lagos, sendo maiores no Lago 1, o com menor oscilação de nível da água, densos bancos de macrófitas submersas e pequena região pelágica (pouca coluna de água livre), embora seja levemente mais profundo que o Lago 2. Durante o rebaixamento, bastante intenso no Lago 2, houve redução da riqueza de espécies, da abundância total e da dominância, porém a diversidade alfa H' se manteve estável, indicando a permanência das espécies raras, possivelmente refugiadas nas macrófitas submersas existentes em área reduzida no fundo do lago, controladas pelos rebaixamentos de nível recorrentes, e também ao abastecimento de água vindo dos lagos à montante. A presença das macrófitas seleciona a abundância e dominância de espécies litorâneas e planctônicas. Embora o distúrbio ocasione redução de diversidade e abundância, a recomposição é rápida, possivelmente atribuída a sistemas pequenos e conectados que fornecem novos indivíduos e ao refúgio oferecido pelos bancos de macrófitas.

Palavras-chave: Copepoda, Cladocera, agricultura, impactos, ecologia aquática, rebaixamento artificial.

Abstract

Aquatic diversity is being drastically altered by the rapid increase in anthropogenic activities, and one of the most common modifications is the construction of reservoir and weirs. Several zooplankton species exhibit high sensitivity to environmental changes, responding rapidly with changes in ecological attributes. This project aimed to understand the effects caused by the activation of irrigation pivots in 02 weirs on the assemblages of micro crustaceans (Cladocera and Copepoda). The use of water by pivots during the drought period causes a drop in water level, functioning as a frequent and induced disturbance, and this controls the size of submerged macrophyte banks. Monthly collections were made in both dams and every 05 days during the dry season (July) when the lowering of the second lake was detected. The lakes were homogeneous possibly due to their small size compared to the large reservoirs, and seasonal variation was more important for variations of limnological variables. Zooplankton composition, abundance of some taxa, alpha diversity with Shannon-Wiener index (H') and equitability were different between lakes, being higher in Lake 1, the one with the lowest water level oscillation, dense banks of submerged macrophytes and small pelagic region (little column of free water), although slightly deeper than Lake 2. During the demotion, quite intense in Lake 2, there was a reduction in species richness, total abundance and dominance, but alpha H' diversity remained stable, indicating the permanence of the rare species, possibly refugees in the submerged macrophytes in a reduced area at the bottom of the lake, controlled by recurrent downgrades, and also the supply of water from upstream lakes. The presence of macrophytes selects the abundance and dominance of coastal and planktonic species. Although the disturbance causes a reduction in diversity and abundance, recomposition is rapid, possibly attributed to small, connected systems that provide individuals and the refuge offered by macrophyte banks

Key-words: Copepoda, Cladocera, agriculture, impacts, aquatic ecology, artificial drawdown.

1. Introdução

A estabilidade dos sistemas ecológicos e de suas comunidades é fortemente determinada por fatores que atuam localmente, exercendo um poder instantâneo e intenso sobre a estrutura e estabilidade de populações e comunidades. Entre esses, os processos locais que mais tem influência na diversidade e estabilidade das comunidades biológicas são os distúrbios ou perturbações. Uma perturbação é uma alteração capaz de causar mudanças nas comunidades e ecossistemas, levando à reestruturação dos mesmos (Ribeiro, 2007). A estabilidade de uma comunidade ou ecossistema a perturbações pode, em suma, determinar a persistência e o rumo de uma sucessão ecológica e assim determinar a riqueza e diversidade de espécies.

Geraldes & Boavida (2006) destacam que, embora a criação de uma represa proporcione inúmeros benefícios, o crescimento da população humana proporciona uma maior pressão de uso da água, ocorrendo, portanto, o manejo intensivo desse tipo de ambiente. Em função do uso intensivo, a qualidade da água tende a ser comprometida, muitas vezes influenciada pela eutrofização, prejudicando as espécies nativas e causando a diminuição da diversidade biológica e às vezes favorecendo algumas espécies invasoras, como no caso de moluscos bivalves bentônicos de origem asiática (Tundisi & Straškraba, 1999; Takeda et al., 2005; Agostinho et al., 2007).

Portinho & Nogueira (2015) demonstraram que as mudanças na flutuação do nível do reservatório de água constituem um fator primário que influencia as condições limnológicas (por exemplo, a dinâmica dos nutrientes), a estrutura e dinâmica da fauna zooplanctônica, bem como todos os níveis tróficos do trecho analisado da bacia. Contudo, a redução artificial foi a responsável por causar mudanças significativas no canal de ligação dos rios e lagoas laterais, levando a mudanças na dinâmica da comunidade zooplanctônica e demais comunidades. Conforme apontam Geraldes & Boavida (2006), em locais onde a água é usada intensivamente pelas populações locais, os reservatórios são frequentemente submetidos a flutuações acentuadas no nível da água, influenciando a composição, abundância e dinâmica das populações de zooplâncton.

Todavia, compreender a conectividade hidrológica é um aspecto fundamental da dinâmica da comunidade, pois esta é moldada por este gradiente e, como consequência, pode levar a mudanças na viabilidade populacional e na diversidade biótica. Alterações no nível da água de reservatórios podem funcionar como distúrbios nos ambientes, induzindo as assembleias a serem resistentes às perturbações ou a se modificarem diante de situações de “*stress*” ambiental severo (Henry, 2003; Lage, 2008).

Lagos e reservatórios são habitados por inúmeros organismos planctônicos e graças a seu elevado metabolismo, são capazes de influenciar processos ecológicos fundamentais, como ciclagem de nutrientes, fluxo de energia e cadeia alimentar (Lampert & Sommer, 2007). Nesses processos esses organismos transferem massa e energia de produtores primários para níveis tróficos superiores (e.g. demais invertebrados, larvas de peixes, aves), podendo assim alterar a dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Entre os organismos planctônicos está o zooplâncton, representado principalmente por protozoários, rotíferos, microcrustáceos (Cladocera, Copepoda e Ostracoda) e larvas de insetos.

Entre os microcrustáceos, os cladóceros alimentam-se geralmente do fitoplâncton, macrófitas aquáticas e de perífiton, apresentando uma grande diversidade de espécies, principalmente nas regiões litorâneas (Rocha & Güntzel, 1999; Serafim-Júnior et al., 2003; Nogueira et al., 2003). Os copépodes, possuem hábito alimentar variado, incluindo herbívoros, detritívoros e onívoros-raptorais, e habitam as regiões litorâneas, limnéticas e bênticas de lagos e rios (Reid, 1985; Ueda & Reid, 2003).

Alterações nos padrões de abundância e de diversidade do zooplâncton irão refletir em modificações em todos os níveis tróficos dos ambientes aquáticos continentais (Júlio Jr, et. al. 2005). Como algumas espécies podem apresentar grande sensibilidade e diferentes respostas às variáveis ambientais, podem ocorrer mudanças na composição, riqueza e abundância de espécies, geralmente rápidas devido ao ciclo de vida acelerado desses organismos (Seda & Devetter, 2000; Azevedo & Bonecker, 2003).

Para Pompêo, Cardoso-Silva & Moschini-Carlos (2015), a variação diária da condutividade elétrica pode indicar processos de produção primária (redução de valores) ou decomposição (aumento de valores), e também indicar fontes poluidoras quando há aumento da condutividade elétrica (Esteves, 2011), geram alterações nas assembleias dos organismos. A composição e abundância de espécies de zooplâncton podem ser alteradas em função da variação da qualidade da água e do grau trófico, podendo ser utilizado como bioindicadores em programas de monitoramento, manejo e restauração de ecossistemas aquáticos. Entre os fatores que podem afetar os cladóceros e copépodes podemos destacar: o pH, a condutividade elétrica, a abundância de cianobactérias, os pesticidas e agrotóxicos e as condições tróficas (Urabe, 1990; Johannson et al., 1991; Carter et al., 1995; Lima et al., 2003; Mortari, 2009).

As comunidades aquáticas podem responder de diversas maneiras às alterações de variáveis limnológicas, especialmente se forem variações rápidas ou induzidas antropicamente, e essas variações ocorrem também em ambientes naturais. Estudos têm demonstrado que a produção de ovos de resistência por espécies zooplanctônicas apresenta uma clara relação com flutuações bruscas de temperatura e do nível da água, tornando-se morfológica e bioquimicamente distintas dos ovos produzidos sob condições normais. As formas de resistência podem permanecer viáveis por décadas ou séculos (Crispim et al., 2003; Cáceres & Tessier, 2004), sendo importantes para uma possível recolonização de ambientes após períodos adversos.

A produção de machos de Cladocera somente se dá em condições limitantes à sobrevivência da população. Eles ocorrem geralmente quando as condições ambientais se tornam desfavoráveis, aparecendo no ambiente para formar ovos resistentes ou efípios, garantindo a manutenção após a eclosão (Alekseev & Starobogatov, 1996; Fryer, 1996; Crispim & Watanabe, 2000). Figuerola & Green (2002) também indicam que os ovos resistentes podem exercer uma função de dispersão passiva, uma vez que tipicamente resistem à passagem através do trato digestivo de aves e provavelmente também de outros animais. Adicionalmente, segundo Sampaio et al. (2002), a qualidade e quantidade de alimento, a competição e a predação são fatores que interferem no desenvolvimento dos microcrustáceos nos ambientes lóticos e lênticos.

Para Debastiani Júnior (2008), 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, podendo ser usados em medidas de proteção de biodiversidade, por exemplo, ou produção aquícola consorciada. Considerando a papel dos microcrustáceos (cladóceros e copépodes) na transferência de energia e matéria entre produtores e consumidores, e também a ocorrência ou exclusão de certas espécies conforme as condições do ambiente aquático, é fundamental o entendimento dos efeitos de rebaixamento artificial e induzido de açudes, além da falta de informações sobre esse assunto para sistemas conectados e de pequeno porte.

A redução do nível da água em reservatórios pode, até certo ponto, ser equiparada ao distúrbio natural de vazante e seca que ocorre em ambientes aquáticos naturais, sujeitos a pulsos de inundação. Assim, considerando a Hipótese do Distúrbio Intermediário como mediadora de competição e provocadora de níveis sucessionais diferenciados (Connell, 1978), espera-se que, após uma perturbação de nível intermediário, a diversidade seja incrementada no sistema ou que, pelo menos, retorne ao seu status anterior ao distúrbio. Porém, quando a perturbação adquire níveis de intensidade muito elevados, o destino da comunidade é a extinção ou redução drástica na diversidade. Resistência e resiliência são características mensuráveis da estabilidade que têm sido usadas para descrever respostas ao nível de populações e ecossistemas, porém nem sempre de fácil mensuração (McNaughton, 1977).

Assim, no presente estudo, foram acompanhados os efeitos de distúrbio artificial sobre o zooplâncton de açudes usados para irrigação e que exibem notável rebaixamento de nível, visando contribuir para o conhecimento sobre os ambientes aquáticos continentais especialmente sobre a distribuição sazonal de cladóceros e copépodes em dois açudes da Lagoa do Sino (*campus* UFSCar), localizada no município de Buri/SP. Ambos os lagos experimentam sazonalmente distúrbios de rebaixamento artificial em período de estiagem e uso intenso da água para irrigação em escalas diferentes.

2. Material e Métodos

Área de estudo

As coletas foram realizadas em dois açudes diferentes no formato e no tamanho (Figura 4) (Lago 1 denominado L1 com $\cong 14.950 \text{ m}^2$ - $23^{\circ}36'01.69''$ S – $48^{\circ}32'04.88''$ O e profundidade máxima de 4,5 metros; e Lago 2 denominado L2 com $\cong 24.000 \text{ m}^2$ - $23^{\circ}35'45.87''$ S – $48^{\circ}31'12.67''$ O e profundidade máxima de 3,8 metros) do *campus* Lagoa do Sino (UFSCar, Buri-SP), aproximadamente a 600 metros de altitude em relação ao nível do mar.

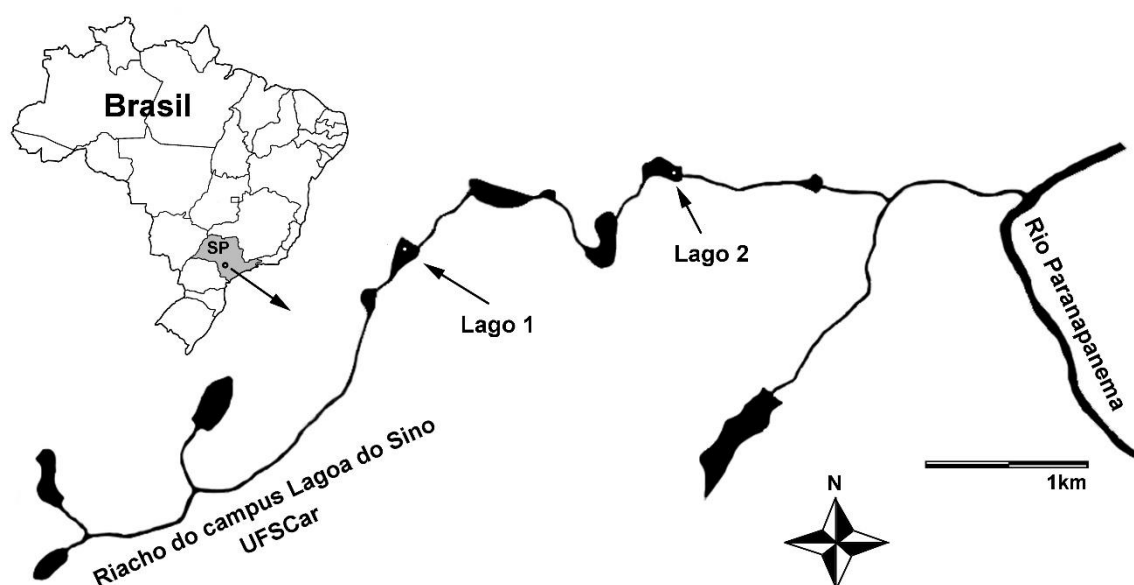


Figura 4. Localização da área de estudo no Estado de São Paulo e dos dois lagos, conectados a montante e jusante, no Campus Lagoa do Sino com os pontos de amostragem.

Os lagos foram estrategicamente escolhidos por apresentarem diferentes intensidades de rebaixamento anuais. Enquanto que o primeiro (Lago 1) tem rebaixamento de poucos centímetros, o Lago 2 sofre redução em metros. Com o passar dos anos e a frequência anual desse distúrbio, há bancos de macrófitas submersas (*Egeria* sp.) de diferentes tamanhos dentro dos lagos, sendo muito abundantes no Lago 1 (a ponto de haver pequena coluna de água livre – região pelágica – de menos de um metro) e escarças no Lago 2, restritas ao meio do lago e na região mais profunda, visto que as margens ficam expostas ao ressecamento.

As coletas das amostras foram realizadas mensalmente de março/2018 a março/2019 (13 meses). Durante os períodos de intenso rebaixamento de nível causados pela ativação de pivôs de irrigação e o período de estiagem (Figura 5), as coletas foram intensificadas apenas no Lago 2 a cada 05 dias no mês de julho/2018 (totalizando 15 dias de amostragens intensivas) pois no Lago 1, a variação não foi significativa. Tal periodicidade possibilitou amostrar um ciclo sazonal completo, abarcando as variações regionais típicas de temperatura e de períodos chuvoso e seco. Durante o rebaixamento o Lago 2 ficou com apenas 30% do volume inicial.



A



B



C

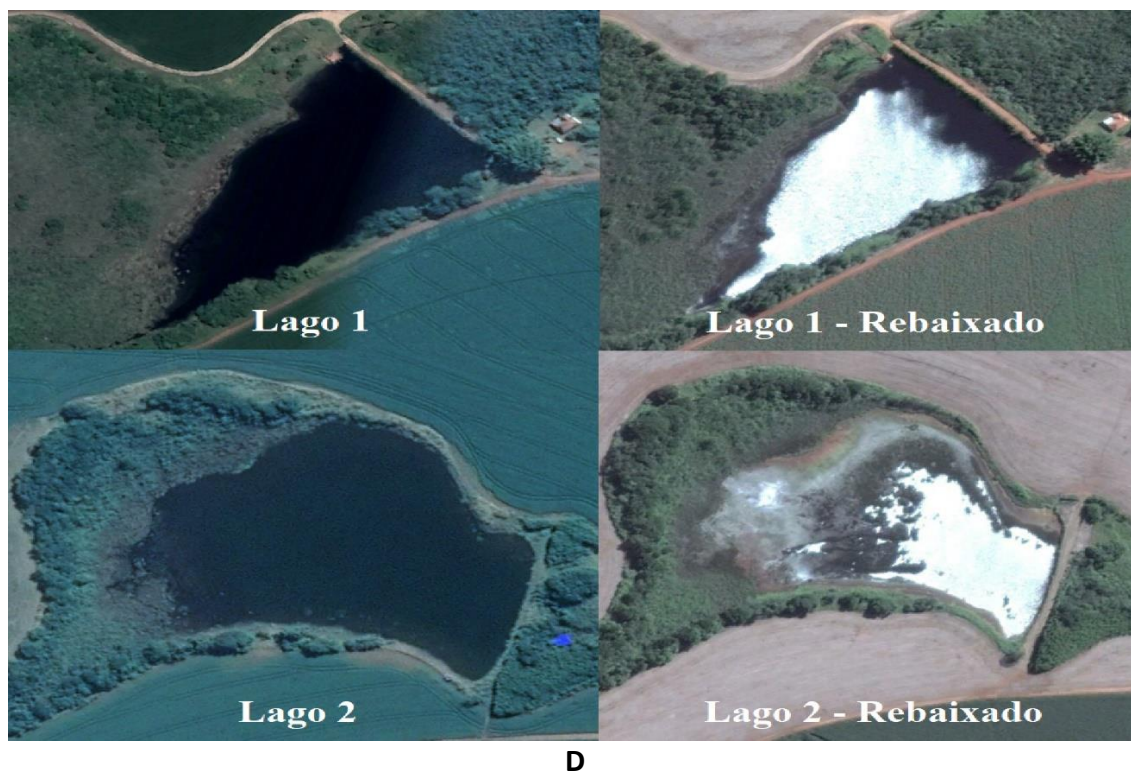


Figura 5. Imagens dos pontos de coleta, onde **A** – Lago 1 (L1) profundidade total de 4,5 metros (abril/18) e **B** – Lago 2 (L2) com e 3,8 metros (abril/18), **C** - Lago 2 (L2) com profundidade de 1,7 metros e efeitos dos períodos de intenso rebaixamento de nível causados pela ativação de pivôs de irrigação e o período de estiagem (julho/18), **D** – Imagem de satélite com comparação entre Lagos e período de rebaixamento.

Amostragens e análises laboratoriais

Zooplâncton

As amostragens foram realizadas no período da manhã e na região central da barragem de cada lago, a mais profunda. A coleta de zooplâncton foi feita com dois arrastos de 10 metros (uma amostra qualitativa e outra quantitativa), utilizando-se uma rede cônica de 50 μm de abertura de malha e procurou-se amostrar toda a coluna de água, desde o fundo até a superfície, deixando a rede afundar até 2,5 metros e depois sendo recolhida em velocidade constante na coluna de água. Através do cálculo do volume do cilindro ($V = \pi \cdot r^2 \cdot h$) - estabelecido pelo raio (r) da boca da rede (15 cm) e distância que foi arrastada (h), foi estimado o volume de água filtrada.

O material retido na rede foi acondicionado em frascos apropriados e fixado com solução de formol a 4%. Em laboratório os microcrustáceos foram identificados e quantificados sob lupa (Zeiss Stemi) e microscópio binocular (Zeiss Axioscan), segundo

bibliografia especializada (Reid, 1985; Ueda & Reid, 2003; Elmour-Loureiro, 1997; Perbiche-Neves et al., 2015).

Para a contagem das amostras de zooplâncton, alíquotas variando de 1 a 5 mL que foram sub-amostradas com pipeta, após a concentração dessas com copo de plâncton de malha 50µm em Becker de vidro. As amostras foram contadas em sua totalidade para indivíduos de Cladocera e Copepoda das ordens Calanoida e Cyclopoida, devido a baixa abundância de organismos. Já para estágios imaturos (náuplios e copepoditos), foram quantificados através de sub-amostragens de 1 ml, em câmara de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico.

Utilizou se cubetas de acrílicos para a contagem das sub-amostras para estágios imaturos, totalizando um mínimo de 200 indivíduos por amostra. A identificação de vários espécimes foi realizada em lâmina e lamínula sob microscópio (Zeiss Axioscan). As espécies encontradas encontram-se no acervo do laboratório de Ecologia de Águas Continentais do Departamento de Zoologia – IBB/UNESP.

Os resultados de abundância foram expressos em indivíduos.m³, e tabulados em Microsoft Excel, para a posterior realização de estatísticas descritivas e determinação dos atributos ecológicos.

Variáveis físicas e químicas

Simultaneamente, visando entender o papel de variáveis ambientais sobre os microcrustáceos, foram medidos em campo (*in situ*) alguns parâmetros físicos e químicos da água, como: temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e turbidez; utilizando uma sonda multiparâmetros HANNA modelo HI 9829.

Também foi determinada a transparência a partir da leitura do desaparecimento visual do disco de Secchi, bem como a profundidade de cada lago nos dias selecionados para a coleta;

As amostras para a análise dos nutrientes foram armazenadas em frascos plásticos apropriados, e transportados para o Laboratório de Ecologia de Águas

Continentais, Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências, UNESP, campus de Botucatu, onde foi congelada até a análise.

Em laboratório foram feitas as análises de nitrogênio total (Mackereth et al., 1978) e de fósforo total (Strickland & Parsons, 1960), após digestão das amostras (Valderrama, 1981).

Os dados de pluviosidade acumulada mensal foram obtidos no DAAE (Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo), para o município de Angatuba (SP), numa estação de medição situada a 12 quilômetros em linha reta do local estudado.

Análise de dados

Estatísticas descritivas foram usadas para analisar os dados primeiramente e posteriormente também foram testados quanto à normalidade através de um teste de Shapiro Wilk. As variáveis limnológicas foram comparadas com teste de Kruskal-Wallis, pelo fato da grande maioria ser não-paramétrica (apenas oxigênio dissolvido e fósforo total foram normais).

Os atributos ecológicos, incluindo riqueza, diversidade, abundância total e de alguns táxons, foram comparados usando análise de variância (ANOVA) ou Kruskal-Wallis (KW), conforme paramétricos ou não-paramétricos segundo o teste de normalidade.

A riqueza de espécies total (S), o índice de diversidade alfa de Shannon-Wiener (H), a equitabilidade de Pielou (e^H/S), a dominância e a abundância total foram calculadas. Também se decidiu comparar a abundância dos táxons mais frequentes e, com categorias dentro de Copepoda (náuplios, copepoditos, espécies adultas) e Cladocera total.

As diferenças significativas foram apresentadas em gráficos boxplots. Também foram feitos testes a posteriori para identificar grupos homogêneos, como Tukey e comparação múltipla das médias.

Para a ordenação espacial e temporal dos dados foi utilizada uma análise de componentes principais (PCA) para as variáveis limnológicas, e análises de correspondência canônica (CCA) e multidimensional não métrica (NMDS) para com os microcrustáceos. Todas as análises usaram dados logaritmizados.

Para a PCA foram utilizadas correlações de Pearson. A Análise de Redundância RDA visou correlacionar as variáveis limnológicas com a abundância das espécies de microcrustáceos, podendo detectar possíveis efeitos limnológicos sobre as assembleias. A NMDS possibilitou ordenar espaço-temporalmente a abundância dos organismos entre os sistemas e verificas as perturbações diretamente sobre esse atributo. Todas essas análises foram feitas no software R Cran Project 4.4.3 (2018), com os pacotes vegan para a RDA e vegan e MASS para a NMDS.

3. Resultados

Variáveis limnológicas

O padrão das chuvas foi bem marcado durante o período estudado. A pluviosidade (Figura 6) foi maior nos meses de maiores temperaturas (verão - dezembro a março), enquanto que baixos valores foram registrados entre abril e julho de 2018, sendo que nesse último mês houve o evento de rebaixamento de nível do açude no Lago 2.

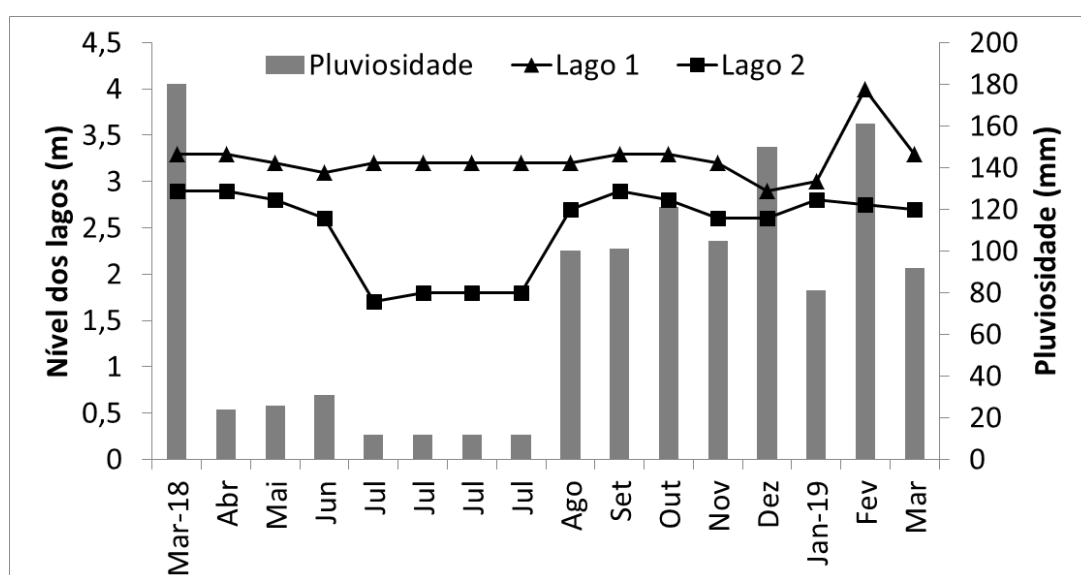


Figura 6. Pluviosidade acumulada (barras cinzas) (mm) entre 2018 e março de 2019, destacando baixas precipitações entre abril e julho de 2018, e variação sazonal do nível

dos dois lagos estudados (linhas com triângulo – Lago 1, e quadrado – Lago 2), com destaque para o rebaixamento no mês de julho.

A profundidade média foi menor durante o rebaixamento (Tabela 2), devido à redução do volume, diminuindo de aproximadamente 2,28 para 1,76 metros durante o rebaixamento no lago 2, enquanto que o Lago 1 apresentou maior profundidade média 3,15. Durante o ano a temperatura e a turbidez foram mais elevadas nos meses chuvosos e de verão, e o oxigênio dissolvido e a transparência foram mais altos nos meses de inverno, com pouca pluviosidade. Contudo vale destacar elevados valores de transparência nos meses de verão de 2019.

Tabela 2. Valores médios±desvio-padrão dos dados limnológicos mensurados no presente estudo durante o ano, para os dois lagos, bem como para o Lago 2 durante o rebaixamento. Legendas e unidades de medida: TempAg=temperatura da água (°C), Cond=condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$), Turb=turbidez (NTU), OD=oxigênio dissolvido (mg/L^{-1}), Transp=transparência da água (cm), Prof=profundidade (m), NT=nitrogênio total ($\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$), PT=fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$).

Lagos	pH	TempAg	Cond	Turb	OD	Transp	Prof	NT	PT
Lago 1	5,45±0,52	22,6±3,6	8,5±1,09	1,49±0,74	4,49±1,98	2,17±0,97	3,15±0,47	2,82±0,46	0,29±0,04
Lago 2	5,45±0,57	23±3,5	9,46±1,32	1,63±1,7	4,56±1,98	2,28±0,72	2,68±0,28	2,82±0,40	0,28±0,03
Lago 2 - R	5,46±0,15	19,6±0,32	9±1	0,63±0,32	5,4±0,4	1,76±0,05	1,76±0,05	2,74±0,61	0,28±0,07

Poucas variáveis limnológicas exibiram diferenças significativas, maior quantidade na escala temporal. Apenas a profundidade apresentou diferença significativa entre os lagos, atribuído ao período de rebaixamento. Temporalmente a temperatura da água, a turbidez, o oxigênio dissolvido e a transparência apresentaram diferenças, indicando forte efeito sazonal em ambos os lagos (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados do teste de Kruskal-Wallis (Chi e p) comparando as variáveis limnológicas entre os lagos e os meses. Em negrito as diferenças significativas com $p < 0,05$.

Variáveis	Lagos		Meses	
	Chi	p	Chi	p
Ph	0,00	0,94	14,60	0,20
Temperatura da água (°C)	0,19	0,66	25,13	0,00
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)	2,95	0,08	12,13	0,35
Turbidez (NTU)	1,02	0,31	21,22	0,03
Oxigênio Dissolvido (mg/L^{-1})	0,23	0,62	22,76	0,01
Transparência da água (m)	0,00	0,98	21,7	0,02
Profundidade (m)	20,47	0,00	9,85	0,54
Nitrogênio Total ($\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$)	0,15	0,69	11,68	0,38
Fósforo Total ($\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$)	0,40	0,52	12,29	0,34

A PCA explicou 75% da variância dos dados das variáveis limnológicas (Figura 7). As correlações indicaram que o sistema estudado é bastante homogêneo, ou seja, os lagos foram igualmente posicionados no biplot da análise nos mesmos meses, mesmo durante o rebaixamento, quando há aumento de oxigênio dissolvido por ser um período de inverno e baixas temperaturas (maior solubilidade), e também aumento de transparência, pela redução da pluviosidade. Por outro lado, maior turbidez foi observada no período chuvoso, meses de verão e maior temperatura.

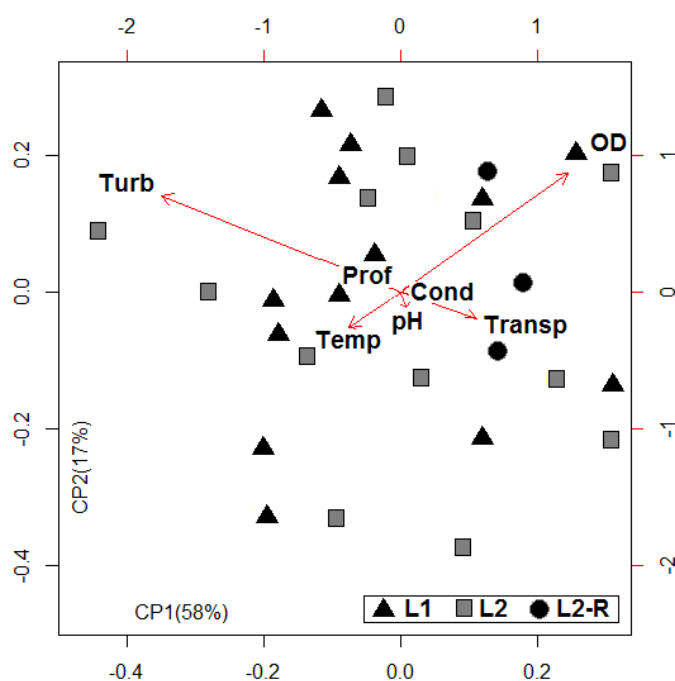


Figura 7. Biplot da PCA para ordenação espacial e temporal das variáveis limnológicas. Legenda para variáveis: OD=Oxigênio dissolvido, Temp=Temperatura da água, Turb = Turbidez, Cond = Condutividade elétrica, Prof = profundidade, Transp = transparência. Símbolos: triângulo = Lago 1; Quadrado = Lago 2; Círculo = Lago 2 durante o rebaixamento.

Zooplâncton

Foram encontradas 22 espécies ao todo de microcrustáceos, sendo 20 de Cladocera e 02 de Copepoda (Tabela 4). Os táxons mais expressivos foram *Tropocyclops prasinus* Fischer, 1860, *Bosminopsis deitersi* Richard, 1895, *Alonella dadayi* Birge, 1910 e *Macrothrix mira* Smirnov, 1992, bem como náuplios e copepoditos de Cyclopoida, para o Lago 1 (L1); e *Notodiaptomus conifer* Sars, 1901, *Bosminopsis deitersi* e *Alonella dadayi*, náuplios e copepoditos de Calanoida e Cyclopoida para o Lago 2 (L2). Comparando a frequência de ocorrência das espécies entre os lagos e o período de rebaixamento, pode-se verificar que durante e logo pós esse evento náuplios e copepoditos de Calanoida, náuplios e copepoditos de Cyclopoida, *Bosminopsis deitersi* e *Alonella dadayi* se tornaram mais frequentes. Destaca-se ainda, o elevado número de ocorrência de *Notodiaptomus conifer* no Lago 2.

Tabela 4. Lista das espécies encontradas nos lagos estudados e frequência de ocorrência no lago 1 (L1), lago 2 (L2) e lago 2 durante o rebaixamento (L2-R).

Copepoda	Abreviaturas	Frequência de ocorrência		
		L1	L2	L2-R
Calanoida				
<i>Notodiaptomus conifer</i> Sars, 1901	Ncon	0	34	10
Copepodito Calanoida	Ccal	3	34	14
Náuplio Calanoida	Ncal	3	41	14
Cyclopoida				
<i>Tropocyclops prasinus</i> Fischer, 1860	Tpra	41	21	3
Copepodito Cyclopoida	Ccyc	41	38	10
Náuplio Cyclopoida	Ncyc	45	41	14
Cladocera				
Família Bosminidae				
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	Bdei	45	41	14
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	Bhag	0	17	3

Família Aloninae				
<i>Alona isabelae</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2016	Aisa	0	31	7
<i>Anthalona verrucosa</i> Sars, 1901	Aver	38	34	3
<i>Alona gutatta</i> , Sars, 1862	Agut	24	24	3
<i>Graptoleberis occidentalis</i> Sars, 1901	Gocc	3	0	0
<i>Acroperus tupinamba</i> Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010	Atup	41	7	0
<i>Ovalona glabra</i> Sars, 1901	Ogla	10	3	0
Família Chydoridae				
<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	Ceur	69	14	0
<i>Chydorus dentifer</i> Daday, 1905	Cden	28	10	3
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	Adad	45	34	14
<i>Alonella clathratula</i> Sars, 1896	Acla	0	7	0
<i>Disparalona leptoryncha</i> Smirnov, 1996	Dlep	21	10	0
<i>Ephemeroporus barroisi</i> Richard, 1894	Ebar	24	17	7
<i>Magnospina dentifera</i> Sars, 1901	Mden	3	7	3
Família Macrothricidae				
<i>Macrothrix paulensis</i> Sars, 1901	Mpau	24	3	0
<i>Macrothrix mira</i> Smirnov, 1992	Mmir	41	3	0
Família Ilyocryptidae				
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	Ispi	34	24	3
Família Sididae				
<i>Latonopsis australis</i> Sars, 1888	Laus	21	34	0
<i>Sida crystalina</i> O. F. Muller, 1875	Scry	10	0	0

Das 22 espécies de Cladocera registradas nas amostras, destacam-se *B. deitersi*, *A. dadayi* e *E. barroisi* pela maior abundância relativa considerando os dois lagos (Figura 8A, B). Três espécies de Cladocera e uma de Calanoida, entre elas *Alonella clathratula*, *Alona isabelae*, *Bosmina hagdmani* e *Notodiptomus conifer* foram exclusivas do Lago 2. Para o Lago 1, *Sida crystalina* e *Graptoleberis occidentalis* foram as duas espécies exclusivas de Cladocera registradas. Entre as espécies, 17 delas estiveram presentes nos dois lagos (*Latonopsis australis*, *Ilyocryptus spinifer*, *Macrothrix mira*, *Macrothrix paulensis*, *Magnospina dentifera*, *Ephemeroporus barroisi*, *Disparalona leptoryncha*, *Alonella dadayi*, *Chydorus dentifer*, *Chydorus eurynotus*, *Ovalona glabra*, *Acroperus tupinamba*, *Alona gutatta*, *Anthalona verrucosa*, *Bosminopsis deitersi* e *Tropocyclops prasinus*), além de copepoditos de Cyclopoida e náuplios de Cyclopoida.

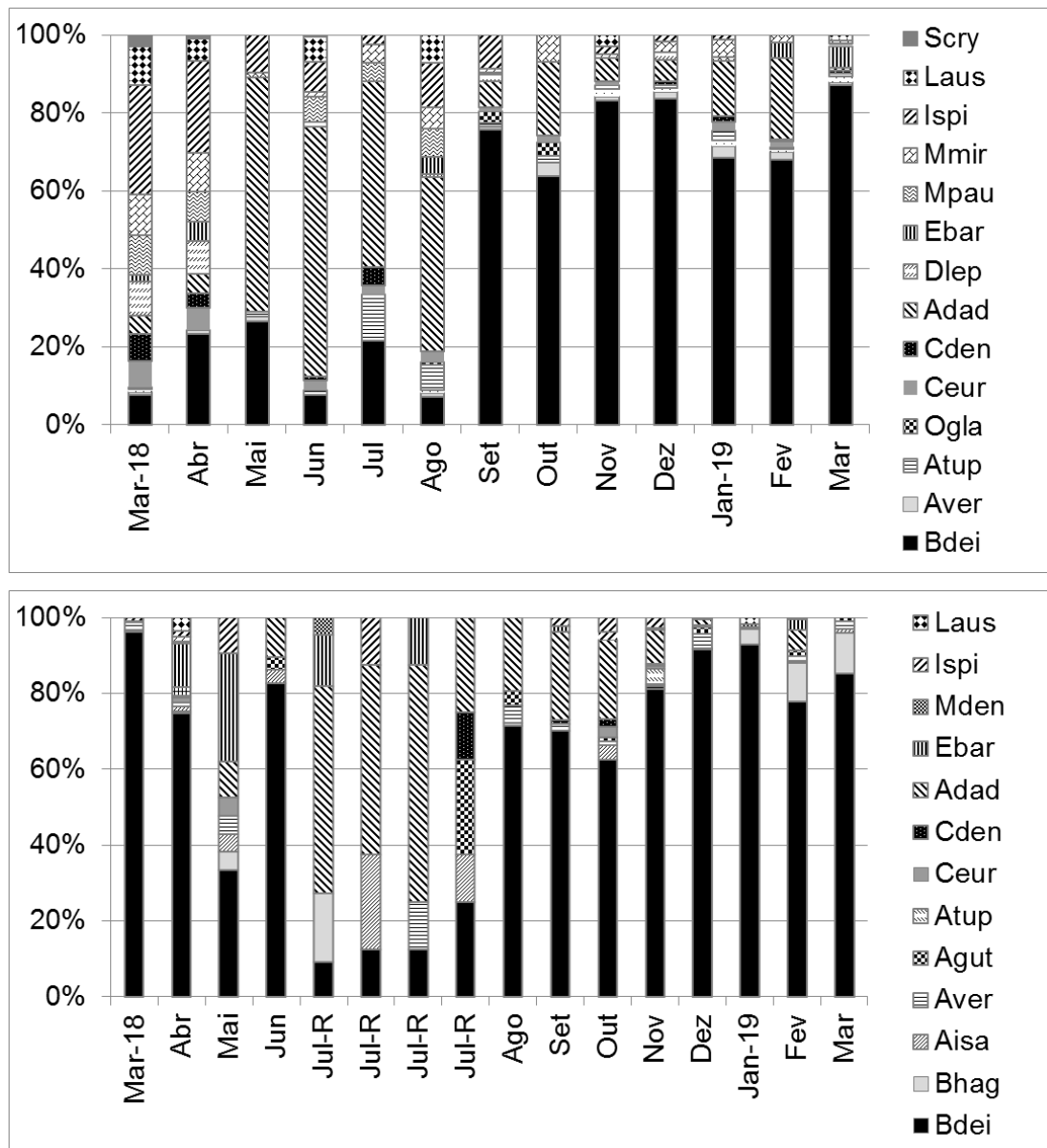


Figura 8. Frequência de ocorrência dos táxons entre os lagos 1 (L1) e 2 (L2) respectivamente, incluindo durante o período de rebaixamento (L2-R).

Os náuplios e os copepoditos de Calanoida apresentaram maior abundância relativa no Lago 2, enquanto no Lago 1, ficou abaixo de 10% (Figura 9). *Bosminopsis deitersi*, *Alonella dadayi*, náuplios e copepoditos de Calanoida e Cyclopoida foram os táxons mais abundantes.

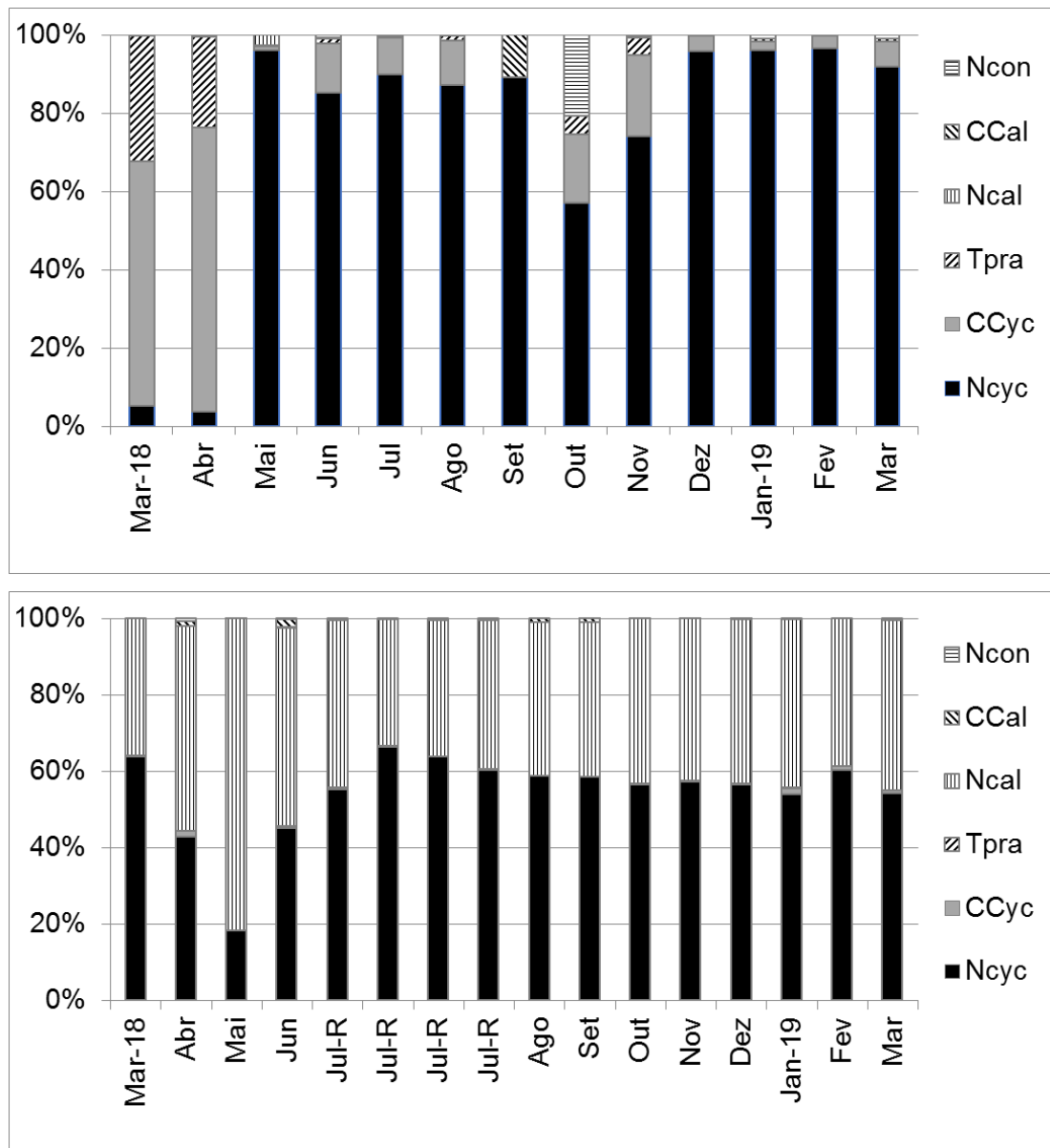


Figura 9. Abundância total dos táxons entre os Lagos 1 (L1) e 2 (L2) respectivamente, incluindo antes, durante e após período de rebaixamento (L2-R).

Comparando os atributos ecológicos entre os lagos e os meses, a riqueza, a diversidade e a abundância de quase todos os táxons exibiram diferença ($p < 0,05$) entre os lagos, porém só três atributos (abundância total, Cladocera total e equitabilidade) diferiram entre os meses (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados da ANOVA (parte superior da tabela, F e p) e Kruskal-Wallis (parte inferior, Chi e p) comparando os atributos ecológicos entre os lagos e os meses, incluindo o período de rebaixamento. Em negrito as diferenças significativas.

	Lagos		Meses	
	F	p	F	p
Riqueza	9,21	0,00	1,08	0,42
Abd. Total	1,22	0,27	6,76	0,00
Dominância	2,12	0,15	1,77	0,13
Diversidade H	4,73	0,03	0,92	0,53
Equitabilidade	0,03	0,86	3,87	0,00
N. Cyclopoida	4,81	0,03	0,87	0,58

	Lagos		Meses	
	Chi	P	Chi	P
C. Cyclopoida	12,51	0,00	10,66	0,47
<i>T. prasinus</i>	13,68	0,00	8,16	0,69
N. Calanoida	22,38	0,00	2,21	0,99
C. Calanoida	12,53	0,00	10,89	0,45
<i>N. conifer</i>	16,54	0,00	4,47	0,95
Cladocera total	0	1	21,83	0,02

Entre os lagos houve maior riqueza de espécies, diversidade alfa (H') e abundância total de copepoditos de Cyclopoida e *T. prasinus* no Lago 1 (Figura 10). Considerando apenas o Lago 2, foram observados elevados valores de náuplios de Calanoida e Cyclopoida e a presença significativa de *N. conifer*.

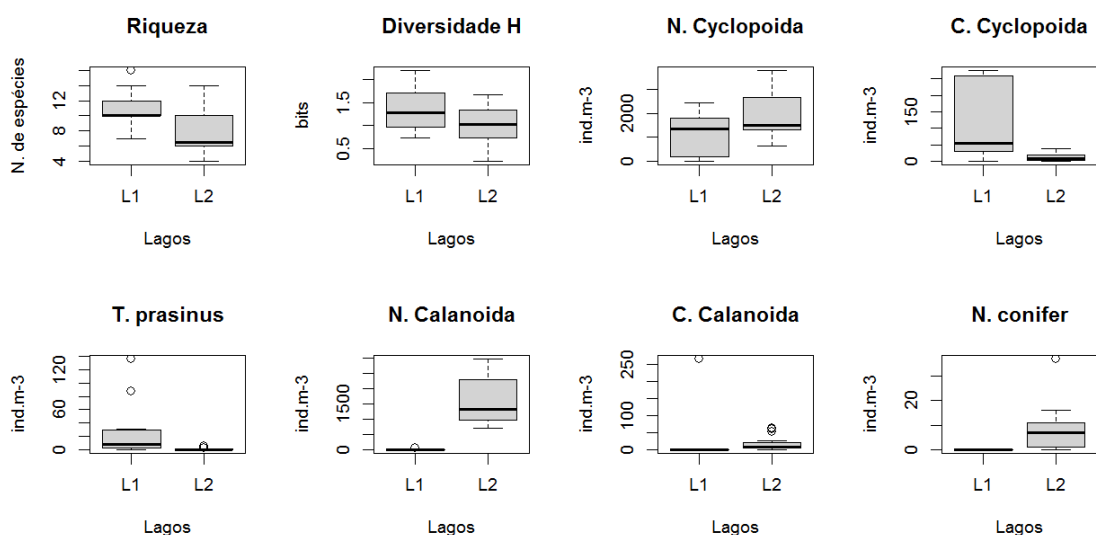


Figura 10. Variação entre os meses da riqueza de espécies, diversidade alfa com índice de Shannon-Wiener, e abundância de copepoditos de Cyclopoida e Calanoida e durante o rebaixamento.

Para a abundância e a equitabilidade (Figura 11 – A/C) houve diferença significativa entre os meses considerando uma média dos lagos, de modo geral com menores valores de abundância e maior homogeneidade dos microcrustáceos nos meses de junho e julho, quando houve redução de nível menores temperaturas e baixa pluviosidade. A abundância total foi mais elevada nos meses de outubro e novembro, enquanto que nos meses de inverno (junho e julho) houve os menores valores (Figura 11 – A).

Para a abundância total de Cladocera (Figura 11 – B) foi possível notar também baixos valores em junho e julho e aumento nos meses mais quentes e com maior pluviosidade (dezembro a março).

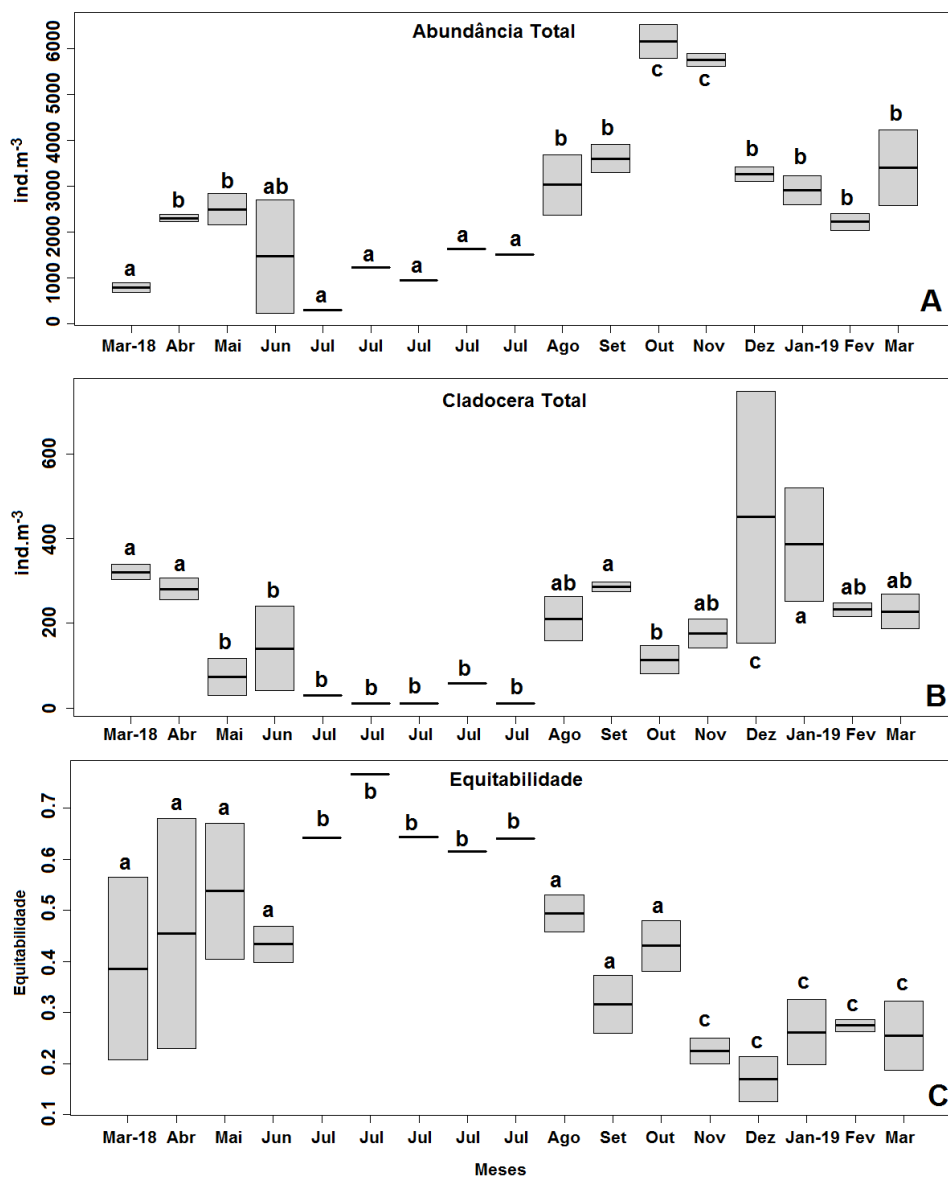


Figura 11. Variação entre os meses da abundância total (A), Cladocera total (B) e equitabilidade (C).

A CCA explicou ao todo 61% da relação entre as abundâncias dos táxons e as variáveis limnológicas, nas escalas temporal e espacial (Figura 12). Entre as variáveis somente a temperatura e o oxigênio dissolvido foram correlacionadas significativamente ($p < 0,05$). A análise mostrou basicamente três grupos, um na primeira variável canônica com o lago 1 e os táxons *S. crystallina* (Scry), *T. prasinus* (Tpra), *D. leptoryncha* (Dlep), *I. spinifer* (Ispi), *C. eurynotus* (Ceur), *A. tupinamba* (Atup), *O. glabra* (Ogla), *C. dentifer* (Cden), *A. dadayi* (Adad), *M. paulensis* (Mpau), *M. mira* (Mmir) e *L. australis* (Laus). Dois grupos foram formados na segunda variável, separados sob a influência sazonal relacionando variáveis negativamente correlacionadas, a temperatura da água e a concentração de oxigênio dissolvido. Nos meses mais quentes foram associados à temperatura os táxons *A. clathratula* (Acla) e *B. hagemanni* (Bhag), e nos meses mais frios incluindo o período de rebaixamento, junto ao oxigênio dissolvido e os táxons copepoditos de Calanoida (Ccal), *N. conifer* (Ncon) e *O. glabra* (Ogla).

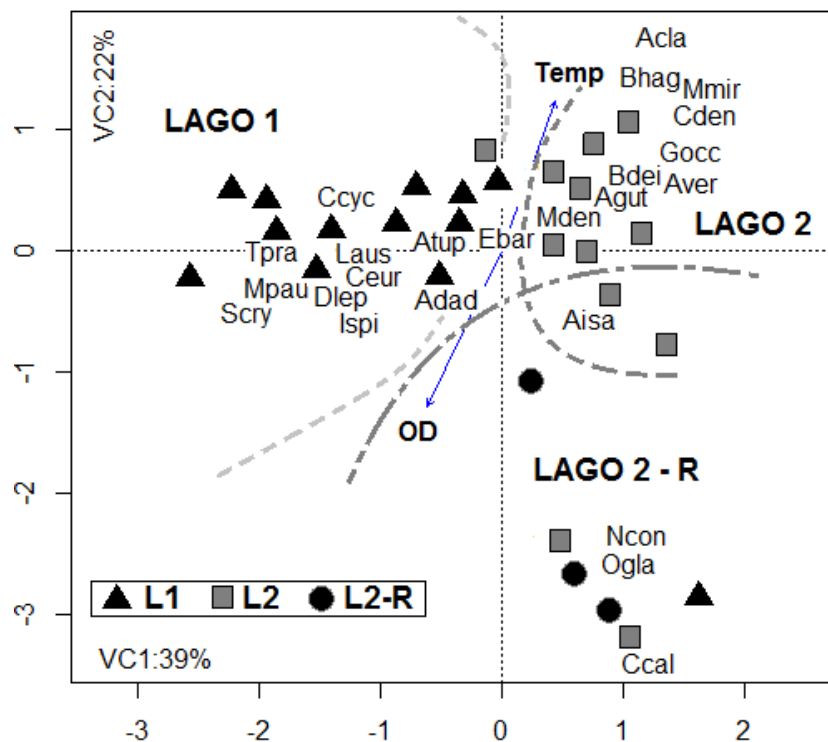


Figura 12. Separação indicada pela CCA entre a abundância dos táxons zooplanctônicos e as variáveis limnológicas, indicando separação sazonal e entre os lagos. Legenda para táxons: Scry=*Sida crystallina*, Ebar=*Ephemeroporus barroisi*, Agut=*Alona gutatta*, Mden=*Magnospina dentifera*, Aisa=*Alona isabelae*, Tpra=*Tropocyclops prasinus*, Dlep=*Disparalona leptoryncha*, Ispi=*Ilyocryptus spinifer*, Ceur=*Chydorus eurynotus*, Atup=*Acroperus tupinamba*, Ogla=*Ovalona Glabra*, Cden=*Chydorus dentifer*, Adad=*Alonella dadayi*, Mpau=*Macrothrix paulensis*, Mmira=*Macrothrix mira*, Laus=*Latonopsis australis*, Bhag=*Bosmina hagamanni*, Acla=*Alonella clathratula*, Ccal=copepoditos de Calanoida, Ncon=*Notodiaptomus conifer* e Ogl=Ovalona glabra; Legenda para variáveis: OD=Oxigênio dissolvido, TempAg=Temperatura da água. Símbolos: triângulo = Lago 1; Quadrado = Lago 2; Círculo = Lago 2 durante o rebaixamento.

Na NMDS o valor de *stress* foi de 0,15 e houve nítida separação entre os lagos, sendo o período de rebaixamento não diferenciado entre os meses amostrados no Lago 2 (L2) (Figura 13). Os táxons *L. australis*, *M. mira*, *C. eurynotus*, *D. leptoryncha*, *I. spinifer*, *S. crystallina*, *A. dadayi*, *C. dentifer*, *M. paulensis*, *T. prasinus*, *A. tupinamba* e copepoditos de Cyclopoida foram associados com o Lago 1, enquanto que *B. hagamanni*, *M. dentifera*, *A. isabelae*, *A. clathratula*, *A. verrucosa*, *N. conifer*, náuplios de Calanoida e copepoditos de Calanoida com o Lago 2.

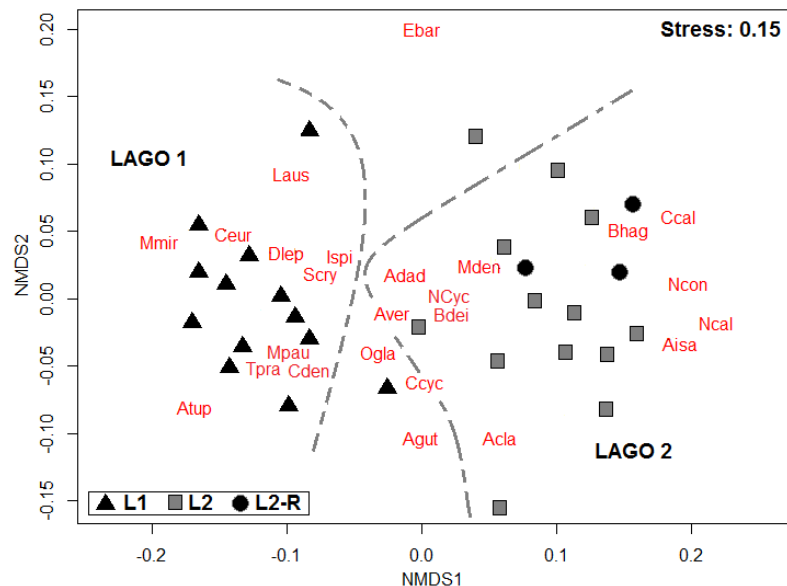


Figura 13. Gráfico biplot da NMDS realizada com os dados de presença e ausência dos microcrustáceos entre os lagos e meses estudados, indicando separação dos lagos 1 e 2. Legendas ver Figura 9. Símbolos: triângulo = Lago 1; Quadrado = Lago 2; Círculo = Lago 2 durante o rebaixamento.

Discussão

Os resultados indicaram efeitos do rebaixamento sobre os atributos ecológicos dos microcrustáceos, contudo há rápida reposição das assembleias. O valor de riqueza de espécies (22 espécies) encontrado no presente estudo é baixo comparado a ambientes artificiais de maior área, como o reservatório de Jurumirim e outros do rio Paranapanema (Nogueira et al., 2008; Perbiche-Neves & Nogueira, 2010, 2013). Possivelmente os fatores que explicam a baixa riqueza, além da pequena área (Longato et al., 2018), podemos citar às baixas complexidade espacial e produtividade (baixos valores de nutrientes, alta transparência e baixa turbidez). Sistemas naturais na região Neotropical tem maior diversidade do que artificiais (Perbiche-Neves et al., 2013; Stephan et al., 2017; Longato et al., 2018).

Para a maioria das variáveis limnológicas houve pouca variação ao comparar os dois lagos e o período de rebaixamento, reforçando o efeito rápido da conectividade e homogeneização por serem ambientes pequenos. Ambientes também muito próximos e sujeitos ao mesmo tipo de rebaixamento induzido mostram variações similares de variáveis limnológicas como profundidade, pH, condutividade, entre outras (Debastiani-Júnior & Nogueira, 2014). Considerando os sistemas conectados, porém maiores, tanto cada reservatório individualmente como uma cascata de reservatórios ao longo de um rio, há mudanças marcantes devido à compartimentalização de cada ambiente e outras variáveis que podem ocasionar mudanças pontuais (Nogueira et al. 2008; Perbiche-Neves & Nogueira, 2013).

A recomposição da comunidade zooplanctônica no Lago 2, o qual exibiu efeitos de rebaixamento mais nítidos, mostrou-se rápida após a ocorrência de distúrbios repentinos e de curta duração. A rapidez da recomposição está relacionada ao pequeno tamanho dos ambientes a conexão com mais açudes a montante e a jusante. A pouca variação da diversidade alfa durante e após o rebaixamento também ratifica a rápida recuperação do sistema.

Temporalmente houve variações significativas de diversas variáveis limnológicas e de poucos atributos ecológicos (abundância total, Cladocera total e equitabilidade), com diferenças expressivas para a temperatura da água, oxigênio

dissolvido, turbidez e transparência. O efeito da variação do regime pluviométrico foi nítida e resultou em aumento de transparência no período de inverno, entre maio a agosto. As variações da temperatura da água e da transparência em lagos com maior oscilação do nível da água parecem ser comuns, bem como a temperatura e a condutividade em ambientes com pouca oscilação (Geraldes & Boavida, 2006).

Nos meses de inverno, com temperaturas mais baixas, foram observadas as mais altas concentrações de oxigênio dissolvido, inclusive durante o rebaixamento, e entre os microcrustáceos o copépode *N. conifer* foi abundante nesse período, que, ao comparar com alguns trabalhos (Nogueira, 2001; Nogueira et al., 2008; Matsumura Tundisi & Tundisi, 2003), os quais realizaram amostragem a alguns anos, podemos verificar diminuições na ocorrência dessa espécie. Matsumura-Tundisi & Tundisi (2003) apontam como responsáveis pelas alterações em copépodes aumentos nas concentrações iônicas decorrentes da diminuição na qualidade da água.

Entre os lagos as maiores riqueza e diversidade foram observadas no Lago 1, o qual exibe grandes bancos de macrófitas submersas e pequena coluna de água livre, cenário contrário do Lago 2, onde a coluna livre de água é maior e habitada por organismos tipicamente planctônicos, muito abundantes nesse último. Isso explica a presença de muitos táxons litorâneos no Lago 1, os quais geralmente ocorrem em menor abundância do que organismos planctônicos, dominante na maior coluna de água disponível no Lago 2, resultante do frequente rebaixamento de nível e fator controlador do crescimento dos bancos das macrófitas submersas. A dominância de *N. conifer* no Lago 2 pode ser explicada pelo maior tamanho da região pelágica, pois as características do Lago 1 desfavorecem o aumento das suas populações como a competição com táxons litorâneos, o baixo desenvolvimento do fitoplâncton (poucos nutrientes, elevada transparência, competição com macrófitas), intensa predação visual, entre outros.

Embora distúrbios de curta duração impactem negativamente sobre alguns atributos ecológicos como riqueza, diversidade e abundância, mesmo com o baixo nível d'água a diversidade alfa permanece alta no Lago 2, recomposta rapidamente em seguida do rebaixamento. O valor elevado de diversidade alfa com o índice de Shannon-Wiener se deve ao grande número de espécies raras, cuja maioria tem

hábitos litorâneos e se mantém no lago, podendo ter permanecido próximo ao fundo junto aos pequenos bancos de macrófitas submersas e também terem vindo por deriva de lagos à montante.

Assim como afirmam Portinho & Nogueira (2017), os resultados deste estudo sugerem que o rebaixamento artificial em um curto período de tempo em sistemas de reservatórios conectados afetam pouco ou nada a densidade, a riqueza e a diversidade da comunidade zooplanctônica em lagos rasos. Lage (2008) observou, que qualquer alteração drástica no ambiente, leva a modificações nas assembleias, devido a diminuição da variedade de habitats ou tipo de alimento oferecido.

A conexão com demais açudes também contribui para seu o rápido restabelecimento após o distúrbio. Debastiani-Júnior & Nogueira (2014) mencionam que eventos esporádicos impactam moderadamente, porém ações contínuas podem ocasionar em perdas irreversíveis de diversidade.

Os valores que decresceram com o rebaixamento recuperam-se em menos de um mês, assim que o nível for restabelecido, e esse estabelecimento foi possível pelo fato dos organismos derivados à jusante encontrarem um novo ambiente para se reestabelecer, o contrário do verificado em reservatórios com longos trechos lóticos à jusante (Doi et al., 2008; Chang et. al., 2008; Portinho et al., 2016). Assim, salientamos a hipótese de distúrbio intermediário, onde ocorre aumento na diversidade logo após o ambiente passar por um distúrbio, e que o aumento na diversidade depende da intensidade e frequência desse distúrbio.

Entre os lagos houve maior riqueza de espécies no Lago 1, considerando que não houve efeito significativo do rebaixamento sobre a abundância total de copepoditos de Cyclopoida elevada, e os táxons mais frequentes foram *Tropocyclops prasinus*, náuplios de Cyclopoida, copepoditos de Cyclopoida, *Bosminopsis deitersi*, *Alonella dadayi* e *Macrothrix mira*. O mesmo foi observado por Geraldles & Boavida (2006), o distúrbio causado pelas flutuações de nível parece mínima diante das mudanças nas variáveis ambientais. A abundância média de *T. prasinus* para o Lago 1, pode estar relacionada a sua alimentação de pequenas partículas, tendo em vista suas vantagens adaptativas em ambientes não apenas por causa de sua alimentação e

comportamento, mas também porque são r-estrategistas, tendo uma maior tolerância a grandes quantidades de matéria orgânica na água (Geraldos & Boavida, 2006).

Considerando apenas o Lago 2, durante o rebaixamento foram observados baixos valores de riqueza de espécies, abundância total, dominância de copepoditos de Cyclopoida, verificando que durante e logo pós esse evento os náuplios e copepoditos de Calanoida, náuplios e copepoditos de Cyclopoida, *B. deitersi* e *A. dadayi* se tornaram mais frequentes. Para Debastiani-Júnior & Nogueira (2014), o rebaixamento ocasionou uma redução na riqueza, embora isso tenha sido mais evidente no Lago 2. A continuidade desse procedimento de rebaixamento pode levar a uma mudança curta na dinâmica das comunidades aquáticas desse sistema, como se observa para as macrófitas aquáticas e a perda de diversidade. A rápida recomposição após o distúrbio indica pouco efeito para os microcrustáceos. Mudanças mais duradouras nas variáveis limnológicas resultam em trocas de copépodes (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2003. Perbiche-Neves et al., 2016).

O hábito alimentar generalista dos táxons dominantes nos estágios larval e juvenil dos copépodes nos dois lagos estudados pode explicar as suas elevadas abundâncias. Resultados similares foram observados em outros ambientes aquáticos próximos, na mesma bacia (Casanova & Henry, 2002; Perbiche-Neves & Nogueira, 2013).

A maior abundância de náuplios, em relação à copepoditos e adultos, principalmente para Cyclopoida, pode indicar que as fases larvares de Cyclopoida têm maior mortalidade do que a de Calanoida nesses tipos de ambientes. Essa abundância de náuplios, pode ser uma estratégia dessas populações para permanecer no ambiente, contando para isso com uma geração de grande número de descendentes, para que pelo menos uma pequena parte chegue a fase adulta (Panarelli et al., 2001) corroborando assim com a ideia de Sartori et al. (2009) que indica a ocorrência de alta taxa de mortalidade durante as fases larvais de Cyclopoida.

Outro fator que pode influenciar a abundância dos microcrustáceos é a pressão de predação, induzida pela alta transparência da água em períodos de menor pluviosidade. Efeitos de planctivoria intensa e da redução da disponibilidade de

alimento em ambientes com elevada transparência podem explicar a redução da abundância (Caramujo & Boavida, 2000; Chang et al., 2008; Akopian, Garnier & Pourriot, 1999).

Conclusão

Embora o distúrbio ocasione redução de diversidade e abundância dos microcrustáceos, a sua recomposição é rápida, possivelmente por serem sistemas de pequenas dimensões e com conexão com outros sistemas lênticos que servem como aporte de indivíduos. Para os microcrustáceos a redução abrupta do volume de água dos pequenos reservatórios não causa alterações significativas e duradouras, assim como observado em lagoas marginais próximas (Portinho & Nogueira, 2017), porém esse tema necessita de estudos para mais organismos.

Destaca-se a elevada abundância média de *N. conifer* durante o rebaixamento, notadamente correlacionada ao período de baixo índice pluviométrico, menores temperaturas e maiores teores de oxigênio dissolvido, indicando que variações de diversas variáveis limnológicas e de atributos ecológicos, pouco influenciaram durante o evento de redução do nível da água.

Referências

Agência Nacional de Águas, ANA (Brasil). (2019). Levantamento da agricultura irrigada por pivôs centrais no Brasil. Brasília: ANA.

Azevedo, F.; Bonecker, C. C. (2003). Community size structure of zooplanktonic assemblages in three lakes on the upper River Paraná floodplain, PR-MS, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 505, p. 147-158

Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Pelicice, F.M. (2007). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá. EDUEM. 507p.

Alekseev, V.; Lampert, W. (2001). Maternal control of resting-egg production in *Daphnia*. *Nature* 414: 899 – 901.

Arana, L. V. (1997). Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura. Florianópolis: UFSC, 166 p.

Akopian, M.; Garnier, J.; Pourriot, R. (1999). A large reservoir as a source of zooplankton for the river: structure of the populations and influence of fish predation. *Journal of Plankton Research*, França, v. 21, n. 2, p.285-297.

Brock, M.A.; Nielsen, D.L.; Crosslé, K. (2005). Changes in biotic communities developing from freshwater wetland sediments under experimental salinity and water regimes. *Fresh. Biol.*, 50, 1376-1390.

Casanova, S. M. C. and Henry, R., (2004). Longitudinal distribution of Copepoda Populations in the transition zone of Paranapanema river and Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil) interchange with two lateral lakes. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 64, no. 1, p. 11-26.

Caramujo, M. J.; Boavida, M. J. The seasonal dynamics of *Copidodiaptomus numidicus* (Gurney, 1909) and *Termocyclops dybowskii* (Landé, 1890) in Castelo-do-Bode Reservoir. *Aquat. Ecol* 34(2): 143-157.

Carter, J. C. H.; Taylor, W. D.; Tudorancea, C. (1995). A horizontal gradient in zooplankton community structure, and its implications for the relationships among mesozooplankton, microzooplankton, and phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.* 133:197-222.

Cáceres C. E.; Tessier, A. J. (2004). To sink or swim: variable diapause strategies among *Daphnia* species. *Limnol. Oceanogr.*, 49:1333–1340.

Crispim, M. C.; Watanabe, T. (2000). Ovos de resistência de rotíferos presentes em sedimentos secos de um açude no semiárido paraibano. *Acta Limnol.*, 12: 89-94.

Crispim, M.C.; Paz, R.J.; Watanabe, T. (2003). Comparison of different *Moina minuta* populations dynamics eclosed from resting eggs in a semi-arid region in Brazil. *B. J. Ecol.*, 5-6: 33-38.

Chang K.H., Doi H., Imai H., Gunji F.; Nakano S.I. (2008). Longitudinal changes in zooplankton distribution below a reservoir outfall with reference to river planktivory. *Limnology.* 9(2), 125- 133.

Connell, J.H., (1978). Diversity in tropical rain orests and coral reefs. *Science*, vol. 199, p. 1302-1310.

Danielsdottir, M. G.; Brett M. T.; Arhonditsis G. B., (2007). Phytoplankton food quality control of planktonic food web processes. *Hydrobiologia* 589: 29–41

Debastiani-Júnior, J.R. (2008). Efeitos do deplecionamento induzido do reservatório de Salto Grande, Rio Paranapanema (SP/PR) sobre as assembleias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) de duas lagoas marginais. 85 f. Dissertação - Curso de Ciências Biológicas, Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

DeBoer, J. A.; Webber C. M.; Dixon T. A.; Pope K. L., (2016). The influence of a severe reservoir drawdown on springtime zooplankton and larval fish assemblages in Red Willow Reservoir, Nebraska. *Journal of Freshwater Ecology* 31: 131–146.

Dornelas, M. et al. Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. *Proceedings Of The Royal Society B: Biological Sciences*, [s.l.], v. 280, n.

1750, p.20121931-1, 7 jan. 2013. The Royal Society.
<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2012.1931>.

Elmoor-Loureiro, L.M.A. (1997). Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil. Brasília: Editora Universa, 157 p.

Esteves, F.A. (2011). Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência/INEP, 602 p

Lage, F. (2008). Efeitos da depleção operacional no reservatório de salto grande (Rio Paranapanema, SP/PR) sobre macroinvertebrados bentônicos. 96 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Ac: Zoologia, Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista – Unesp, Botucatu.

Figuerola, J.; Green, A. J. (2002). Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: A review of past research and priorities for future studies. *Fresh. Biol.*, 47, 483-494.

Fryer, G. (1996). Diapause, a force in the evolution of freshwater crustaceans. *Hydrobiologia*, 320: 1-14.

Geraldes, A. M.; Boavida, M.J. (2006). Zooplankton assemblages in two reservoirs: one subjected to accentuated water level fluctuations, the other with more stable water levels. *Aquatic Ecology*, v. 41, n. 1, p.273-284, 05 ago. 2006.

Havens, K. E.; East T. L.; Beaver J. R. (2007). Zooplankton response to extreme drought in a large subtropical lake. *Hydrobiologia* 589: 187–198

Henry, R. (2003). Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos: RiMa. 349p.

Júlio Jr, H.F.; Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A.; Latini, J.D. (2005). Distribuição e caracterização dos reservatórios. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. (Ed.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, p.1-16.

Johannson, O.E.; Mills, E.L.; O'gorman, R. (1991). Changes in the nearshore and offshore zooplankton community in Lake Ontario. *Can. Fish. J. Aquat. Sci.* 48:546-1557.

Lampert, W.; Sommer, U. (2007). *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. 2. ed. Oxford: Oxford University Press, 2007. 335 p.

Lage, F. (2008). Efeitos da depleção operacional no reservatório de Salto Grande (Rio Paranapanema, (SP/PR) sobre macro invertebrados bentônicos. 139 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia., Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008

Leira, M.; Cantonati, M. (2008). Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography. *Hydrobiologia* 613: 171–184.

Lima, A.F.; Lansac-Tôha, F.A.; Velho, L.F.M.; Bini, L.M.; Takeda, A.M. (2003). Composition and abundance of Cladocera (Crustacea) assemblages associated with *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth stands in the Upper Paraná River floodplain. *Acta Sci. Biol. Sci.* 25(1): 41-48.

Longato, Erica et al. (2017). The Effect of Natural Ingredients (Amaranth and Pumpkin Seeds) on the Quality Properties of Chicken Burgers. *Food And Bioprocess Technology*, [s.l.], v. 10, n. 11, p.2060-2068, 8 ago. 2017. Springer Science and Business Media LLC.

Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J.G. (2003). Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia*, vol. 504, p. 215-222.

Mcnaughton, S.J., (1977). Diversity and stability of ecological communities: a comment on the role of empiricism in ecology. *The American Naturalist*, vol. 111, p. 515–525.

Mitsuka, P. M.; Henry, R. (2002). The fate of copepod populations in the Paranapanema River (São Paulo, Brasil) downstream from the Jurumirim Dam. *Brazilian Archives Of Biology And Technology*, Botucatu, v. 45, n. 4, p.479-490, dez. 2002

Mortari, R.C. (2009). Distribuição espaço-temporal de Cladocera (Crustacea, *Branchiopoda*) em uma lagoa subtropical lateral ao Rio Paranapanema (zona de desembocadura na Represa de Jurumirim/SP). 172 f. Tese (Doutorado) - Curso de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – Campus de Botucatu, Botucatu.

Naliato, D. A. de O.; Nogueira, M. G.; Perbiche-Neves, G. (2009). Discharge pulses of hydroelectric dams and their effects in the downstream limnological conditions: a case study in a large tropical river (SE Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, [s.l.], v. 14, n. 4, p.301-314, dez. 2009. Wiley.

Nielsen D.L.; Brock M.A.; Crosslé K.; Harris K.; Healey M.; Jarosinski I. (2003) The effects of salinity on aquatic plant germination and zooplankton hatching from two wetland sediments. *Freshwater Biology*, 48, 2214-2223.

Nielsen D.L., Brock M.A.; Petrie R.; Crosslé K. (2007) The impact of salinity pulses on the emergence of plant and zooplankton from wetland seed and egg banks. *Freshwater Biology*, 52, 784-795.

Nielsen D.; Brock M.; Vogel, M.; Petrie, R. (2008) From fresh to saline: a comparison of zooplankton and plant communities developing under a gradient of salinity with communities developing under constant salinity levels. *Mar. Fresh. Res.*, 59, 549-559.

Nielsen D.L.; Shiel R.J.; Smith F.J. (1998). Ecology versus taxonomy: Is there a middle ground? *Hydrobiologia*, 387/388, 451-457.

Nogueira, M. G. (2001): Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 455, 1–18.

Panarelli, E. A.; Nogueira, M. G.; Henry, R. (2001). Short-term variability of copepod abundance in Jurumirim reservoir, São Paulo, Brasil. *Braz. J. Biol.*, v.61, n.4, p.577-598, 2001.

Perbiche-Neves, G.; Nogueira M. G., (2013). Reservoir design and operation: effects on aquatic biota – a case study of planktonic copepods. *Hydrobiologia* 707: 187–198.

Perbiche-Neves, G.; Boxshall, G.A.; Previattelli, D.; Naliato, D.A.O.; Pie, M.R.; Rocha, C.E.F.; Nogueira, M.G. (2015). Regulation of the abundance and turnover of copepod species by temperature, turbidity and habitat type in a large river basin. *Austral Ecol.*, 40(6), 718-725. <http://dx.doi.org/10.1111/aec.12240>.

Perbiche-Neves, G. (2008). Efeitos do tempo de residência, morfometria e estado trófico sobre as assembleias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR). 250 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Zoologia, Universidade Estadual Paulista – Campus de Botucatu, Botucatu.

Perbiche-Neves, G. et al. Swarmings of *Moina micrura* Kurz, 1874 (Cladocera: Crustacea) in a semi-arid Brazilian temporary pool. *Estudos de Biologia*, v. 36, p.1-2, 28 nov. 2014. Pontificia Universidade Católica do Parana - PUCPR. <http://dx.doi.org/10.7213/estud.biol.36.086.ao08>. Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985.

Pickett, S.T.A., White, P.S., (1985). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.

Pompêo, M.; Cardoso-Silva, S.; Moschini-Carlos, V. (2015). Rede independente de monitoramento da qualidade da água de reservatórios eutrofizados: uma proposta. In: Pompêo, M. et al (Org.). *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, p. 01-460.

Portinho, J. L.; Nogueira, M. G. (2017). Does artificial drawdown affect zooplankton structure in shallow lakes? A short-term study in a tropical reservoir. *Hydrobiologia*, Switzerland, v. 797, n. , p.303-318, 19 abr. 2017.

Reid, J.W. (1985). Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, Universidade de São Paulo, 9: 17-143.

Reice, S.R., (1994). Nonequilibrium determinants of biological community structure. *Am. Sci.* 82, 424- 435.

Ribeiro, L. O., (2007). Resistência e resiliência de macroinvertebrados frente a perturbações físicas em riacho. Botucatu: Universidade Estadual Paulista. 71p. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas – Zoologia

Rocha, O.; Guntzel, A. M. . Crustáceos Branchiópodos. In: D. Ismael, Valenti, W. C., Matsumura-Tundisi, T. e Rocha, O. (1999). (eds.) Biodiversidade do Estado de São Paulo, Vol. 4, Invertebrados de Água Doce, FAPESP, São Paulo. 1999.

Resolução CONAMA. No 357, de 17 de março de 2005. Conselho nacional do meio ambiente. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/conama/>>.

Sampaio, E. V.; Rocha, O.; Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J. G. (2002). Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema river, Brazil. *Braz. J. Biol.* 62(3): 525-545.

Sartori, L. P.; Nogueira, M. G.; Henry, R. e Moretto E. M. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. *Braz. J. Biol.*, v69, n.1, p. 1-18, 2009. Sendacz, S.; Caleffi, S.; Santos-Soares, J. 2006: Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Braz. J. Biol.* 66, 337–350.

Seda, J.; Devetter, M. (2000). Zooplankton community structure along a trophic gradient in a canyon-shaped dam reservoir. *J. Plankton Res.*, 22: 1829-1840.

Takeda, A. M.; Mansur, M. C. D. & Fujita, D. S. (2005) Cap. 13: Ocorrência de moluscos bivalves em diferentes reservatórios. 161-168p. In: *Biocenoses em Reservatórios – Padrões espaciais e temporais*. Org: Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. São Carlos: RiMa. 333p.

Tundisi, J.G. & Straškraba, M. (1999). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos. 529p.

Ueda, H.; Reid, J.W. (2003). Copepoda: Cyclopoida – Genera *Mesocyclops* and *Thermocyclops*, p. 1-316. In: Dumont, H.J.F. (Ed.). *Guides to the identification of the*

microinvertebrates of the continental waters of the world. The Netherlands, Backhuys Publishers.

Urabe, J. (1990). Stable horizontal variation in the zooplankton community structure of a reservoir maintained by predation and competition. *Limnol. Oceanogr.*, 35: 1703-1717.

Arquivos suplementares – S1

Tabela 1. Dados limnológicos mensurados no presente estudo. Legendas e unidades de medida: RBX=Rebaixamento, TempAg=temperatura da água (°C), Cond=condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), Turb=turbidez (NTU), OD=oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), Transp=transparência da água (cm), Prof=profundidade (m).

data	lagos	meses	pH	TempAg	Cond	Turb	OD	Transp	Prof
19/03/2018	L1	Mar	5,2	23,2	10	1,7	2,91	1,5	3,3
19/03/2018	L2	Mar	5,7	22	10	6,5	1,5	1,8	2,9
03/05/2018	L1	Abr	6,93	25,03	9	1,7	4,75	2	3,3
03/05/2018	L2	Abr	6,02	26,21	11	0,3	3,04	2	2,9
13/06/2018	L1	Mai	5,3	19,4	8,2	1	6,2	2,3	3,2
13/06/2018	L2	Mai	5,3	21,1	13	1	6,5	3	2,8
04/07/2018	L1	Jun	5,8	18,4	10	0,5	8,4	3,2	3,1
04/07/2018	L2	Jun	4,9	19,8	10	0,4	8,4	3,2	2,6
10/07/2018	L2-R	Jul-RBX	5,5	20	10	1	5,8	1,7	1,7
11/07/2018	L2-R	Jul-RBX	5,3	19,5	9	0,5	5,4	1,8	1,8
23/07/2018	L2-R	Jul-RBX	5,6	19,4	8	0,4	5	1,8	1,8
27/07/2018	L1	Jul	5,6	19,3	9	0,6	3,7	3,2	3,2
27/07/2018	L2-R	Jul-RBX	5,3	19,6	8,2	0,3	5,7	1,8	1,8
20/08/2018	L1	Ago	5,17	19,27	10	0	6,63	3,2	3,2
20/08/2018	L2	Ago	6,73	19,8	9	0	5,65	3,1	2,7
20/09/2018	L1	Set	4,79	19,4	8	2,2	5,12	0,9	3,3
20/09/2018	L2	Set	4,98	20	9	1,5	5,85	1,2	2,9
29/10/2018	L1	Out	5,1	21	8,3	1,9	5,4	1,1	3,3
29/10/2019	L2	Out	5,3	20	9,1	2,1	5,6	1,5	2,8
21/11/2018	L1	Nov	5,37	21,5	8	2,2	2,24	1,1	3,2
21/11/2018	L2	Nov	5,21	21,62	9	0,8	3,77	1,7	2,6
11/12/2018	L1	Dez	5,78	26,36	8,5	2	1,83	2	2,9
11/12/2018	L2	Dez	6,19	27,65	9	1,1	2,11	1,8	2,6
02/02/2019	L1	Jan	5,42	29,71	8	1,3	1,81	1,5	3
02/02/2019	L2	Jan	5,07	30	9	3	2,86	1,6	2,8
26/02/2019	L1	Fev	5,35	26,47	6	2,1	4,2	4	4
26/02/2019	L2	Fev	4,7	26,04	8	1,9	3,2	2,7	2,75
27/03/2019	L1	Mar	5,1	25	8,2	2,2	5,2	2,2	3,3
27/03/2019	L2	Mar	5,4	25,3	8,7	2,3	5,1	2,9	2,7

Arquivos suplementares – S2

Tabela 2. Dados de riqueza de espécies, abundância de imaturos, abundância de adultos, dominância, índice de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade.

Legenda: RBX=Rebaixamento.

Lago	Mês	Riqueza	Ab. Adultos	Dominância	Shannon	Equitabilidade
L1	Mar	16	475	0,1514	2,202	0,5649
L2	Mar	6	304	0,9231	0,2182	0,2073
L1	Abr	13	344	0,1459	2,178	0,6793
L2	Abr	14	321	0,5257	1,165	0,229
L1	Mai	7	117	0,4476	1,04	0,4042
L2	Mai	8	28	0,2372	1,68	0,6709
L1	Jun	12	271	0,352	1,564	0,398
L2	Jun	6	78	0,4181	1,036	0,4695
L2-RBX	Jul	6	32	0,3438	1,348	0,6418
L2-RBX	Jul	4	11	0,3884	1,121	0,7669
L2-RBX	Jul	6	19	0,3241	1,352	0,6442
L1	Jul	9	79	0,2293	1,71	0,6145
L2-RBX	Jul	6	25	0,36	1,346	0,64
L1	Ago	14	186	0,2001	2,005	0,5303
L2	Ago	6	277	0,5006	1,009	0,4573
L1	Set	10	273	0,594	0,9553	0,26
L2	Set	7	305	0,5181	0,959	0,3727
L1	Out	8	90	0,3802	1,346	0,4805
L2	Out	10	154	0,404	1,337	0,3809
L1	Nov	10	152	0,6226	0,9195	0,2508
L2	Nov	11	209	0,6715	0,7849	0,1993
L1	Dez	10	154	0,7064	0,7578	0,2134
L2	Dez	12	745	0,8449	0,4097	0,1255
L1	Jan	11	259	0,4695	1,276	0,3256
L2	Jan	8	533	0,8235	0,4575	0,1975
L1	Fev	10	217	0,5044	1,052	0,2863
L2	Fev	10	254	0,5912	0,9672	0,2631
L1	Mar	11	193	0,7183	0,7211	0,187
L2	Mar	6	276	0,7001	0,6617	0,323