



INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA APLICADA AO MANEJO E
CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS
UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA - UFJF

Monalisa de Oliveira Nascimento

**SATURAÇÃO EM COMUNIDADES ZOOPLANCTÔNICAS DE AMBIENTES
PERENES E TEMPORÁRIOS: UMA ABORDAGEM EXPERIMENTAL**

Juiz de fora
2012

Monalisa de Oliveira Nascimento

**SATURAÇÃO EM COMUNIDADES ZOOPLANCTÔNICAS DE AMBIENTES
PERENES E TEMPORÁRIOS: UMA ABORDAGEM EXPERIMENTAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada ao manejo e Conservação dos Recursos Naturais, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial para obtenção do grau de mestre.

Orientador: Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli.

Juiz de fora
2012

FICHA CATALOGRÁFICA

NASCIMENTO, M.O.

Saturação de comunidades zooplanctônicas de ambientes perenes e temporários: uma abordagem experimental

45 p. 29,7 cm (Instituto de Biologia/UFJF, MSc., Ecologia, 2012)

Dissertação – Universidade Federal de Juiz de Fora, PPGEcól

1. saturação de espécies 2. zooplâncton 3. ambientes perenes 4. Ambientes temporários 5. mesocosmo

Monalisa de Oliveira Nascimento

Saturação em comunidades zooplanctônicas de ambientes perenes e temporários: uma abordagem experimental

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada ao manejo e Conservação dos Recursos Naturais, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial para obtenção do grau de mestre.

Aprovada em 05 de setembro de 2012.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli (orientador)
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof^a. Dr^a. Maria Carolina Silva Soares
Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dr. Jayme Magalhães Santangelo
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Dedico esta dissertação à minha família (mãe, Rodrigo e Sean Paul) por ser meu lugar seguro, onde eu encontro compreensão e amor em todos os momentos.

AGRADECIMENTOS

À minha família, por terem me apoiado neste projeto, mesmo sem conseguir entender até hoje o que eu faço.

A Gustavo Mattos, que é o grande responsável por uma das melhores fases da minha vida. Obrigada por ter me ajudado a manter o equilíbrio nos momentos de quase desespero, por ter lido e relido essa dissertação mil vezes e me ajudado a confiar mais na minha própria capacidade. Às vezes me pergunto se você existe mesmo.

Ao meu orientador Reinaldo Luiz Bozelii, que me abriu as portas da ciência, permitindo que eu descobrisse um mundo novo de possibilidades, até então muito remotas pra mim. Mais que um grande pesquisador você é um ser humano formidável, um admirável educador, formador de gente.

À minha co-orientadora (não de papel, mas de direito) Paloma Marinho Lopes, por ter exercido esta função em todas as etapas deste trabalho: elaboração do plano, execução do experimento, contagem das amostras, avaliação dos resultados e correção do trabalho final. Destaco todas estas etapas para deixar bem claro que em todas elas você foi crucial. Obrigada também pela amizade, pelas divertidas conversas regadas a cerveja e/ou margaritas do Sidney. Foram momentos muito felizes dos quais sempre lembrarei.

Aos membros do laboratório de limnologia, com os quais aprendi muito do que sei sobre ciência, na teoria e na prática, e descobri grandes amigos. Deixo um agradecimento especial à galera do plâncton: Sandra, Paloma, Adriana, Lucy, Renata, Élder, Marisa, Kelly (oficiais), Dib, Juliana e Ellen (agregados). Não fossem as conversas sobre os assuntos mais aleatórios e divertidos, minha contagem eterna de amostras teria sido bem mais chata do que foi.

À Raquel Mendonça e Nathan Barros, por terem me acolhido em Juiz de Fora sempre com muito carinho.

Aos membros do Nupem, por terem me acolhido com tanto carinho e por terem sido sempre tão solícitos. Em especial ao professor Marcos Paulo, Fabrício, Danieli Flávia e Maycon por terem me ajudado nas análises de nutrientes.

Ao Laurent, por ter cedido três dias preciosos de sua viagem ao Brasil para me ajudar na montagem do experimento.

À Adriana Rocha e Luciana Carneiro, por terem aceitado avaliar este trabalho e contribuído bastante para o seu melhoramento.

À Vale S/A, por ter financiado este estudo.

Aos membros da banca, por terem aceitado o convite de participação, prestando suas valiosas contribuições.

“A ciência serve para nos dar uma ideia de quão extensa é a nossa ignorância”.

(Félicité Robert de Lamennais)

RESUMO

Estudos sobre saturação de espécies buscam conhecer o papel relativo de fatores locais e regionais sobre a estruturação das comunidades. No caso de comunidades zooplanctônicas, os resultados encontrados são bastante divergentes, tornando necessário o preenchimento de certas lacunas. Uma destas está na comparação entre diferentes tipos de ambiente, como perenes e temporários, que apresentam comunidades com características bem distintas. Lagoas temporárias passam periodicamente por eventos de seca e, considerando organismos aquáticos, este é um dos mais fortes distúrbios experimentados, pois impõe severas restrições fisiológicas e comportamentais. Baseado nestes fatos, este estudo tem como hipótese principal que lagoas temporárias apresentam comunidades zooplanctônicas insaturadas, enquanto lagoas perenes apresentam comunidades zooplanctônicas saturadas. Para testá-la, foi realizado um experimento em mesocosmos onde as comunidades zooplanctônicas destes dois tipos de lagoas foram manipuladas, bem como o evento de dispersão. Os resultados indicam que ambas apresentam-se saturadas e que, portanto, fatores locais são predominantemente mais importantes do que a dispersão (fator regional) sobre a estruturação destas comunidades. Dentre estes fatores locais, os fatores abióticos atuam como filtros selecionadores de espécies e parecem ser mais importantes do que as interações bióticas com as comunidades residentes.

Palavras-chaves: saturação. Zooplâncton. Ambientes perenes. Ambientes temporários. Mesocosmo.

ABSTRACT

Many studies about species saturation try to find out the relative role of the local and regional factors on the communities structure. Regarding to zooplankton communities, the results obtained are very divergent requiring the filling of certain gaps. One of these gaps is on the comparison between different types of environments, like perennial and temporary which have communities with very different features. Temporary ponds are periodically affected by drought events and, considering the aquatic organisms, this is one of the strongest disturbs that they experienced because it imposes physiological and behavioral restrictions. Based on these facts, the principal hypothesis of this study is that temporary ponds have unsaturated zooplankton communities while permanent ponds have saturated zooplankton communities. To test it, an experiment was made in mesocosms where the communities of both ponds were manipulated as well as the dispersion event. The results indicate that both communities are saturated and therefore local factors are predominantly more important than the dispersion (regional factor) on the structuring of these communities. Among these local factors, the abiotic factors act as species selectors filters and seems to be more relevant than the biotic interactions with the resident species.

Key-words: saturation. Zooplankton. Perennial environments. seasonal environments. mesocosm.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Sucesso de estabelecimento de rotíferos e microcrustáceos em mesocosmos reproduzindo diferentes tipos de lagoas (perenes e temporárias) e em diferentes tratamentos. 18
- Figura 2.** Riqueza de espécies residentes e introduzidas em ambientes perenes e temporários, nos tratamentos R e R+D, nos tempos inicial (1) e final (4). 20
- Figura 3.** Densidade de espécies residentes e introduzidas em ambientes perenes e temporários, nos tratamentos R e R+D, nos tempos inicial (1) e final (4). 24
- Figura 4.** Densidade de espécies introduzidas nos tratamentos R+D e D, nas lagoas perenes temporárias. Os valores de p se referem aos resultados significativos obtidos através da ANOVA de medidas repetidas. 26

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número de espécies adicionadas através da dispersão artificial em cada lagoa/poça manipulada no experimento.	10
Tabela 2. Lista de espécies que na compuseram a dispersão artificial. A marcação (x) representa as espécies que foram introduzidas em cada ambiente, a ausência de marcação significa que esta espécie já existia no ambiente em questão. (Ca: Cabiúnas; Co: Comprida; Car: Carapebus; Be: Bezerra; Pa: Paulista; P1-P5: Poças 1 a 5).	11
Tabela 3. Resultado da ANOVA com medidas repetidas com base no índice de sucesso (SE) de estabelecimento para rotíferos e microcrustáceos, comparando os tratamentos R+D e D. (valores em negritos indicam resultados significativos: $\alpha=5\%$).	19
Tabela 4. Resultados da ANOVA com medidas repetidas para a riqueza total da comunidade entre os tratamentos R e R+D (valores em negritos indicam resultados significativos: $\alpha=5\%$).	22
Tabela 5. Resultados da ANOVA com medidas repetidas para densidade total da comunidade nos tratamentos R e R+D.	25

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	6
2.1. ÁREA DE ESTUDO	6
2.2. EXPERIMENTO.....	7
2.1.1. Dispersão artificial.....	9
2.2.2 Variáveis bióticas	13
2.3. VARIÁVEIS ABIÓTICAS	14
2.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	14
2.4.1. Sucesso de estabelecimento.....	14
2.4.2. Variáveis abióticas.....	15
3. RESULTADOS	16
3.1. CARACTERIZAÇÃO ABIÓTICA.....	16
3.2. SUCESSO DE ESTABELECIMENTO	17
3.3. COMPOSIÇÃO E SIMILARIDADE.....	27
4. DISCUSSÃO	28
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
7. ANEXOS	38

1. INTRODUÇÃO

Diversos estudos buscam compreender a contribuição relativa de fatores locais e regionais sobre a estruturação de comunidades (Beisner *et al.* 2006; Lopes *et al.* 2011; Verreydt *et al.* 2012; Thompson & Shurin 2012). Neste âmbito, a saturação de espécies é um assunto que, apesar de ter sido o foco de muitos estudos (Caley & Schluter 1997; Shurin 2000; Shurin *et al.* 2000; Louette *et al.* 2006; Taylor & Duggan 2012;), ainda possui várias lacunas de conhecimento à serem preenchidas. Podemos entender como saturação o número máximo de espécies que um habitat é capaz de abrigar em um determinado tempo. Os fatores que determinam essa capacidade são muito distintos, complexos e atuam em diferentes escalas, o que faz com que seja difícil mesurá-los.

O que diferencia um fator local de um fator regional é a sua escala de atuação. Fatores locais são aspectos físicos e biológicos de um ambiente que afetam a persistência de populações (Shurin & Allen, 2001). Sendo assim, fatores que podem limitar a diversidade local incluem a tolerância fisiológica das espécies a determinadas condições abióticas (pH, condutividade, salinidade, etc) e interações bióticas, como competição intra e interespecífica e predação (Shurin *et al.*, 2000). Já os fatores regionais estão relacionados, dentre outros, à movimentação de espécies entre os habitats de uma região (Louette *et al.* 2006). A dispersão, então, se destaca dentre os fatores regionais que mais diretamente regulam a diversidade de espécies. Mas há também outros fatores regionais que atuam em escalas de tempo mais longas e que são, por isso, mais difíceis de serem mensurados, como eventos climáticos e de especiação. A atuação dos fatores locais é, então, secundária a atuação dos fatores regionais, pois para que uma espécie passe pelos “filtros” ambientais locais esta precisa, primeiramente, alcançar o habitat por meio da dispersão. Uma

comunidade é considerada saturada quando os fatores locais não permitem que uma espécie nova consiga colonizar o ambiente mesmo que esta o alcance via dispersão. No sentido oposto, uma comunidade pode ser dita insaturada quando esta se encontra “aberta” a colonização de novas espécies, bastando apenas que estas alcancem o ambiente através da dispersão.

Estipular o limite entre a atuação de um fator local e de um fator regional é uma dificuldade que pode ser encontrada ao se estudar certos tipos de ambiente. Esta dificuldade, no entanto, não é enfrentada quando tal abordagem é dada a ecossistemas aquáticos continentais (Havel & Medley 2006), pois estes apresentam limites bem definidos em escala local (uma lagoa ou uma poça) e regional (um sistema lagunar ou uma bacia hidrográfica). Diferentes comunidades aquáticas já foram utilizadas neste tipo de estudo, dentre as quais se destaca a comunidade zooplânctônica. O zooplâncton é uma ferramenta muito útil para estudos ecológicos, pois apresenta altas taxas de renovação e também responde rapidamente aos estímulos ambientais. Além disso, é constituída principalmente por organismos microscópicos, o que facilita a execução de etapas como coleta e manipulação.

Dentre os estudos sobre saturação de comunidades zooplânctônicas alguns podem ser destacados. Jenkins & Buikema (1998) apontam que eventos estocásticos associados a baixas taxas de dispersão são os principais fatores atuantes sobre as comunidades zooplânctônicas, ou seja, as comunidades eram insaturadas. Porém, Shurin (2000) encontrou resultados que apontam para o sentido oposto. Neste estudo, as comunidades zooplânctônicas apresentaram forte resistência às espécies invasoras introduzidas artificialmente, um indicativo de saturação. Além disso, Shurin também observou que dentre os fatores locais as interações bióticas foram mais importantes na exclusão destas

espécies do que os fatores abióticos. Já Louette et al. (2006) observaram que as comunidades zooplanctônicas jovens (com menos de um ano) estão suscetíveis à colonização de novas espécies, sendo, portanto, insaturadas. Este estudo ainda aponta que com o passar do tempo estas comunidades se tornaram mais resistentes à invasão, caminhando para um padrão de saturação. Estes resultados corroboram os encontrados por Louette e De Meester (2005), que observaram que a dispersão se torna menos importante à medida que as comunidades se tornam mais maduras. Neste contexto, é importante realizar a diferenciação entre dois conceitos: “taxa de dispersão” e “dispersão efetiva”. O primeiro se refere à quantidade de propágulos transportados, enquanto o segundo conceito é uma relação entre a quantidade de propágulos transportados e os que têm sucesso de estabelecimento (Louette & De Meester, 2005). Os estudos que manipulam a dispersão experimentalmente aumentam a taxa de dispersão das espécies para verificar se, então, ocorre à dispersão efetiva.

Dentro dos estudos de saturação de espécies, há, contudo, uma lacuna à ser preenchida. Praticamente todos os estudos não consideram outros tipos de ambiente que não sejam os perenes, ou não fazem comparações entre este tipo de ambiente com outros tipos, como poças temporárias. Ambientes temporários são extremamente abundantes na paisagem, apresentam alta riqueza de espécies e abrigam muitas espécies raras (Blaustein & Schwartz 2001).

Ambientes aquáticos temporários são aqueles que apresentam eventos de seca que ocorrem de forma periódica e previsível (Blaustein & Schwartz 2001). Levando-se em conta que um evento de seca é um dos fatores mais estressantes para um organismo aquático, as comunidades de poças temporárias experimentam periodicamente um distúrbio de considerável intensidade (Collinson *et al.* 1995). Podemos dizer, então, que estas

comunidades retornam a um estágio mais inicial de sucessão ecológica após cada evento de seca. Uma estratégia desenvolvida por grande parte dos organismos zooplancônicos que é muito eficaz em ambientes temporários é a produção de ovos de resistência, estágios de dormência que se acumulam no sedimento, capazes de eclodir e retornar a coluna d'água tão logo às condições favoráveis retornem ao ambiente (Gillström & Hansson 2004). Estes propágulos são a principal forma de dispersão do zooplâncton no espaço, mas também permitem que as populações dispersem através do tempo, já que podem permanecer latentes no sedimento por muitos anos (Gillström & Hansson 2004). Poças temporárias são, também, caracterizadas por apresentarem pouca profundidade (que não ultrapassam os 50 cm) em toda a sua extensão. Isto faz com que não haja distinção clara entre zona litorânea e pelágica, o que permite que macrófitas aquáticas colonizem toda a poça. As macrófitas aquáticas reconfiguram a estrutura do habitat, tornando-o mais complexo e heterogêneo, especialmente para pequenos organismos como os zooplancônicos (Thomaz & Cunha 2008).

Todos estes fatores juntos fazem com que comunidades zooplancônicas de ambientes perenes e temporários sejam distintas, já que os fatores locais que as estruturam também o são. Assim, estudos comparativos entre estes dois tipos de ambiente podem ampliar o conhecimento sobre a contribuição relativa de fatores locais e regionais. A manipulação experimental destes fatores emerge, então, como uma importante ferramenta na melhoria do conhecimento sobre a saturação de espécies. Com base no que foi exposto, este trabalho se apoia nas seguintes premissas: (1) Os eventos de seca, recorrentes em ambientes temporários, desestabilizam suas comunidades zooplancônicas, fazendo com que estas retornem periodicamente aos estágios iniciais de sucessão ecológica e; (2) Comparativamente, comunidades zooplancônicas de lagoas perenes são mais maduras do

que as mesmas comunidades de poças temporárias, pois as primeiras vivem em um ambiente mais antigo que raramente passa por distúrbios intensos. O objetivo deste estudo foi investigar experimentalmente se comunidades zooplanctônicas de ambientes perenes e temporários são saturadas ou não, e teve como base a seguinte hipótese: comunidades zooplanctônicas de ambientes perenes são saturadas, enquanto comunidades zooplanctônicas de ambientes temporários são insaturadas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O experimento foi realizado no NUPEM / UFRJ (Núcleo em Ecologia e desenvolvimento Sócio-Ambiental de Macaé) de abril a junho de 2010. Este núcleo de pesquisas está localizado nas proximidades do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no norte do Estado do Rio de Janeiro, onde se encontram as lagoas utilizadas neste estudo. A região apresenta clima úmido ou sub-úmido, com pouco ou nenhum déficit de água (INEMET, 2011). A temperatura média anual é cerca de 22°C e a umidade relativa média anual é cerca de 83%. A precipitação, cuja média anual é de 1300 mm, concentra-se nas estações de primavera e verão, enquanto a estiagem no inverno. Não há, porém, uma estação seca acentuada.

No PARNA da Restinga de Jurubatiba encontram-se cerca de 18 lagoas perenes e inúmeras poças temporárias, que apresentam características ecológicas bastante diversificadas. As lagoas perenes utilizadas neste estudo são alimentadas principalmente pela desembocadura de rios. Porém, por estarem localizadas próximas a linha costeira (separadas do oceano por uma faixa de areia), algumas sofrem intrusões marinhas naturais e artificiais, o que eleva a salinidade em alguns casos. As poças temporárias se encontram na porção mais interior da restinga e são alimentadas principalmente pela precipitação ou afloramentos do lençol freático, por isso são todas dulcícolas. Apresentam pH baixo, devido principalmente a alta concentração de ácidos húmicos. Também são intensamente colonizadas por macrófitas aquáticas, sendo comum a presença de mais de uma espécie.

2.2. EXPERIMENTO

O experimento consistiu na manipulação das comunidades zooplanctônicas e condições abióticas de cinco lagoas perenes (Cabiúnas, Comprida, Carapebus, Bezerra e Paulista) e cinco poças temporárias (Poça 1, 2, 3, 4 e 5), cada uma destas com três tratamentos. Sendo assim, neste experimento cada uma destas lagoas/poças atuou como uma réplica de ambientes perenes e de ambientes temporários. A manipulação foi realizada em mesocosmos, que consistiam em caixas d'água com volume de 100 litros cada. O objetivo da utilização dos mesocosmos foi reproduzir as condições observadas nas lagoas e poças, no que diz respeito às comunidades zooplanctônicas e às características abióticas de cada ambiente. Para que as condições abióticas fossem semelhantes às naturais, foi utilizada a água de cada lagoa/poça para encher os mesocosmos. Os tratamentos foram os seguintes:

Comunidade residente (R): este tratamento funcionou como um controle, onde as comunidades zooplanctônicas residentes foram reproduzidas nas unidades experimentais nas mesmas proporções encontradas no ambiente. Este tratamento nos permitiu monitorar o desenvolvimento das comunidades zooplanctônicas residentes sob condições experimentais.

Comunidade residente + dispersão (R+D): este tratamento consistiu nas comunidades residentes como definido no tratamento R, as quais foi adicionado um conjunto de organismos zooplanctônicos, que chamamos de dispersão artificial. A comparação deste tratamento com o tratamento R nos permitiu verificar a importância das interações bióticas sobre o sucesso de estabelecimento das espécies novas que foram introduzidas através dispersão artificial.

Dispersão artificial (D): o objetivo deste tratamento foi verificar a importância das condições abióticas, de forma isolada, sobre o sucesso de estabelecimento das espécies novas introduzidas através da dispersão artificial. Neste tratamento, as comunidades residentes foram removidas, impedindo que houvesse interações bióticas com as mesmas. A comparação deste tratamento com o tratamento R+D nos permitiu verificar a importância relativa das características abióticas sobre o sucesso de estabelecimento das espécies novas introduzidas através da dispersão artificial.

As comunidades residentes dos tratamentos R e R+D foram introduzidas nos mesocosmos e mantidas em um período de estabilização por uma semana. Após este período, foram realizadas coletas quantitativas em cada um destes mesocosmos para verificar se as comunidades zooplancônicas residentes tinham se mantido nas unidades experimentais. No tratamento D, a água utilizada foi filtrada duas vezes em malha de 10 µm para que toda a comunidade residente fosse removida, inclusive os ovos de resistência. Esta água filtrada foi colocada nas unidades experimentais e após uma semana foi realizada uma coleta quantitativa para verificar se realmente todos os organismos zooplancônicos haviam sido removidos. Após este período de uma semana, a dispersão artificial foi introduzida nos tratamentos R+D e D, em volumes iguais em todas as réplicas (tanto perenes quanto temporárias).

Os mesocosmos foram mantidos ao ar livre, sob uma tenda feita com tela, para evitar que transbordassem com o impacto das chuvas. Todos os mesocosmos foram isolados com malha de abertura de 1mm, que impediam a entrada de insetos. Os mesocosmos foram inspecionados semanalmente, para verificar o nível d'água e a integridade das telas. Em nenhum momento houve a necessidade de adicionar água nos mesocosmos, pois a água das chuvas foi suficiente para mantê-los. Além disso, nenhum

mesocosmo transbordou ao longo do experimento. Para simular a presença de macrófitas aquáticas nas réplicas de poças temporárias foram adicionadas plantas artificiais nos mesocosmos, a fim de aumentar a semelhança com a estrutura física encontrada nestes ambientes temporários. Ao todo foram realizadas quatro coletas, nos dias 7, 22, 37 e 67 após o início do experimento.

2.1.1. Dispersão artificial

A dispersão artificial consistiu em um conjunto de espécies que foram coletadas em 13 ambientes do PARNA da Restinga de Jurubatiba. Estes ambientes foram selecionados por conterem espécies que não estavam presentes nas comunidades zooplanctônicas residentes manipuladas no experimento. A meta era que a dispersão artificial garantisse que, no mínimo, cinco espécies novas de rotíferos e dez de microcrustáceos (cladocéros e copépodes calanóides) fossem introduzidas em cada lagoa/poça manipulada (Tabela 1). Contudo, estes valores foram muito superiores a este planejamento, pois foram introduzidas em média 17 espécies novas de rotíferos e 17 de microcrustáceos. Com base em um levantamento prévio, foi calculado o volume de água que seria necessário coletar em cada lagoa para garantir que houvesse uma densidade mínima de dez indivíduos de cada espécie nova. Porém, 10 espécies apresentaram densidades menores que 10 indivíduos. Estas, contudo, também foram consideradas como componentes da DA, e, conseqüentemente, atuantes em um possível processo de dispersão efetiva. A decisão de considerar estas espécies, mesmo apresentando densidades menores que 10 indivíduos, foi baseada no fato de que ao desconsiderá-las poder-se-ia estar subestimando a capacidade de colonização de cada uma delas. Como muitas espécies iguais

ocorriam em lagoas diferentes, em muitos casos a densidade das espécies novas foi muito superior ao que foi previamente estimado (Tabela 2).

Tabela 1. Número de espécies adicionadas através da dispersão artificial em cada lagoa/poça manipulada no experimento.

Ambientes	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Total
<i>Perenes</i>				
Cabiúnas	18	18	1	37
Comprida	18	17	1	36
Carapebus	17	18	1	36
Bezerra	16	18	2	36
Paulista	18	18	1	37
<i>Temporárias</i>				
Poça 1	17	16	1	34
Poça 2	15	17	1	33
Poça 3	16	15	1	32
Poça 4	17	13	1	31
Poça 5	13	18	1	32

Os ambientes que compuseram a dispersão artificial continham, também, espécies que já existiam naturalmente nos ambientes manipulados no experimento. Assim, algumas espécies que já estavam presentes nas comunidades residentes também foram adicionadas através da dispersão artificial (Tabela 2).

Tabela 2. Lista de espécies que na compuseram a dispersão artificial. A marcação (x) representa as espécies que foram introduzidas em cada ambiente, a ausência de marcação significa que esta espécie já existia no ambiente em questão. (Ca: Cabiúnas; Co: Comprida; Car: Carapebus; Be: Bezerra; Pa: Paulista; P1-P5: Poças 1 a 5).

Espécies	N° de ind.	Ca	Co	Car	Be	Pa	P1	P2	P3	P4	P5
<i>Trichocerca sp.</i>	188	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane bulla</i>	176				X	X					
<i>Lecane leontina</i>	131	X		X		X	X	X	X	X	
<i>Testudinella patina</i>	123	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Lecane lunares</i>	120	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Ephemerophorus barroisi</i>	72	X		X	X	X	X	X			X
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	59	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Scapholeberis armata</i>	57	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chydorus pubescens</i>	52	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Diaptomus azureus</i>	39			X	X	X					
<i>Lecane signifera</i>	39	X	X	X		X	X	X		X	
<i>Duvenhedia odontoplax</i>	37	X	X	X	X	X	X	X	X		X

<i>Macrothrix elegans</i>	36	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Ephemeroporus hybridus</i>	34	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Monommata sp.</i>	34	X	X	X	X	X		X			
<i>Hexarthra spp.</i>	33		X					X	X	X	X
<i>Streblocerus pygmaeus</i>	31	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Disparalona hamata</i>	30	X	X	X	X	X	X	X			X
<i>Lecane closterocerca</i>	27	X	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	22		X					X	X	X	X
<i>Dadaya macrops</i>	21	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	19	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudosida ramosa</i>	19	X		X	X	X					
<i>Graptoleberis occidentalis</i>	18	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Notoalona sculpta</i>	18	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Diaphanosoma birgei</i>	13		X		X						X
<i>Lecane eutarsa</i>	12	X	X	X	X		X		X		X
<i>Bosminopsis deitersi</i>	10	X		X		X	X	X	X	X	X
<i>Coronatella monacantha</i>	10	X	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Karualona muelleri</i>	10	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane boettgeri</i>	10	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lecane stenroosi</i>	10	X	X		X	X	X		X	X	X
<i>Lecane lwdwigii</i>	9	X	X	X	X	X	X			X	
<i>Lecane quadridentata</i>	9	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Alona dentifera</i>	8	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

<i>Lecane rithyda</i>	7	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lepadella amphitropis</i>	7	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	7	X	X		X		X	X	X	X	X
<i>Macrochaetus sp.</i>	6	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	5	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Dunhevedia americana</i>	5	X	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Trichocerca bidens</i>	5	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

As comunidades que compuseram a dispersão artificial foram coletadas e introduzidas nos tratamentos no mesmo dia, com menos de seis horas de intervalo entre a coleta e a introdução. Também foram retiradas três amostras quantitativas da dispersão artificial, cujo volume fixado em cada amostra foi igual ao volume inoculado nos tratamentos.

2.2. Variáveis bióticas

Em cada coleta foi realizada uma amostra quantitativa de cada tratamento. Cada amostra correspondeu a 5% do volume total do mesocosmo (4 litros), que foram filtrados em rede de 50 µm e fixadas em formol tamponado açucarado com concentração final de 5%. Neste estudo foram considerados apenas os grandes grupos zooplanctônicos: Rotifera, Cladocera e Copepoda (somente Calanoida). O processamento destas amostras foi feito por contagem em câmara de Sedgewick-Rafter em microscópio ótico, para organismos menores

como rotíferos, e no caso de organismos maiores, como cladocéros e copépodes, foi utilizada câmara aberta de contagem em lupa estereoscópica

2.3. Variáveis abióticas

A cada coleta no experimento foram mensuradas as seguintes variáveis abióticas: temperatura da água, salinidade e condutividade, com termistor digital YSI 30, oxigênio dissolvido e percentual de saturação de oxigênio, com oxímetro YSI 95, pH, através de peagâmetro digital, concentração de nitrogênio total (NT), estimada com base no método de Mackereth *et al.* (1978), e fósforo total (PT) que foi estimado com base no método de Golterman *et al.* (1978).

2.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

2.4.1. Sucesso de estabelecimento

O sucesso de estabelecimento das espécies foi medido através de dois índices principais:

- a) densidade de espécies introduzidas (pela dispersão artificial) presentes nas amostras e;
- b) porcentagem de estabelecimentos bem-sucedidos, calculada para cada amostra separadamente como o número de espécies introduzidas presentes na amostra dividido pelo número total de espécies que foram introduzidas no tratamento.

As possíveis diferenças entre os tratamentos e ao longo do tempo foram avaliadas através da ANOVA com medidas repetidas, utilizando os índices citados acima. Utilizando

a riqueza e a densidade das comunidades, os tratamentos R e R+D foram comparados, através de uma ANOVA com medidas repetidas, para verificar possíveis diferenças entre estes tratamentos ao longo do tempo. Comparações entre os tratamentos R e R+D foram realizadas através da PERMANOVA, com base nos índices de dissimilaridade de Jaccard e Bray-Curtis, para verificar se houveram dissimilaridades entre estes tratamentos nos diferentes tempos. Estas análises serviram como complementos na avaliação do sucesso de estabelecimento.

2.4.2. Variáveis abióticas

As possíveis diferenças entre os tratamentos e ao longo do tempo foram testadas através da ANOVA com medidas repetidas.

3. RESULTADOS

3.1. CARACTERIZAÇÃO ABIÓTICA

A caracterização abiótica mostrou que, de forma geral, as condições no experimento foram semelhantes às aquelas observadas em condições naturais. Porém, as poças temporárias exibiram diferenças em relação às condições naturais para a variável oxigênio dissolvido (OD). Em condições naturais, o oxigênio dissolvido foi encontrado em baixas concentrações nesses ambientes, não mais que 35% de saturação e 3 mg/L de concentração, enquanto que sob condições experimentais foram maiores que 89% e 8 mg/L, respectivamente.

Os fatores “tempo” e “bloco” foram significativos para a maioria das variáveis abióticas mensuradas em réplicas de lagoas perenes (Anexo 2). Somente para a variável nitrogênio total o fator “tratamento” gerou diferenças significativas entre as réplicas deste tipo de lagoa. De igual forma, as réplicas de lagoas temporárias tiveram “bloco” e “tempo” como fatores que geraram diferenças significativas na maioria das variáveis abióticas mensuradas. Porém, neste tipo lagoa, o fator “tratamento” não foi significativo para nenhuma destas variáveis. Como este experimento foi realizado utilizando réplicas verdadeiras de lagoas perenes e temporárias já era esperado que houvesse grande variação abiótica entre as réplicas, uma vez que a única característica que agrupa as réplicas de cada tipo de lagoa é o fato de serem perenes ou temporárias.

3.2. SUCESSO DE ESTABELECIMENTO

No tempo 1, os valores médios de sucesso de estabelecimento (SE) no tratamento R+D foram de 24 e 20% nas lagoas perenes e temporárias, respectivamente. Já no tratamento D, a média de SE foi menor, 16 e 12% para lagoas perenes e temporárias, respectivamente. O tempo foi um fator significativo sobre o SE de rotíferos e microcrustáceos (Tabela 3), quando foi verificada uma tendência à diminuição. Esta diminuição foi especialmente acentuada para os rotíferos introduzidos nas lagoas perenes, onde o SE esteve abaixo dos 10% em ambos os tratamentos. No tempo 4, o SE do zooplâncton foi menor do que 30% nos dois tipos de lagoas e tratamentos. A única exceção foram os microcrustáceos introduzidos no tratamento R+D das lagoas temporárias, que apresentaram um aumento no SE do tempo 1 para o tempo 4 (Figura1).

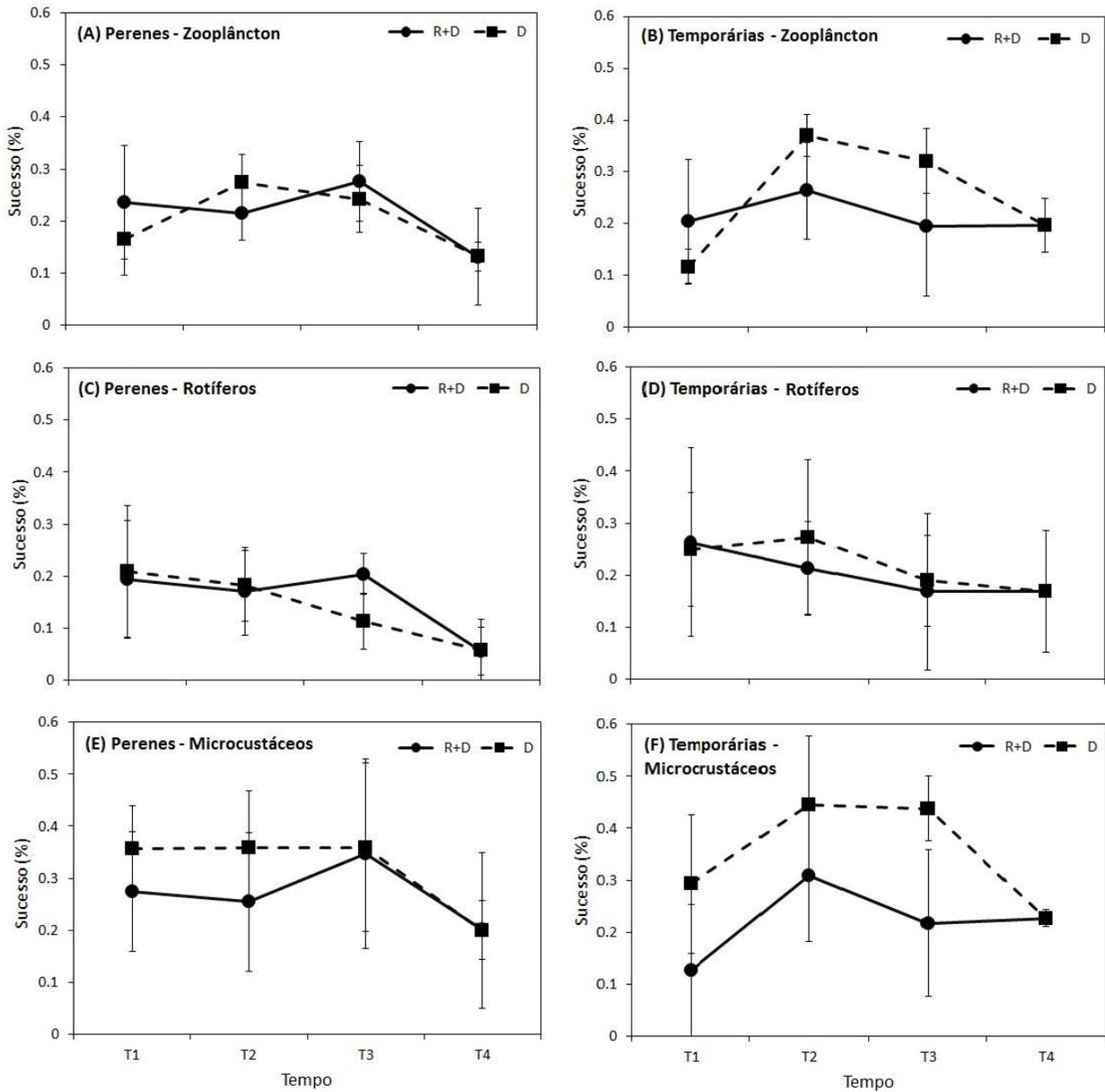


Figura 1. Sucesso de estabelecimento de rotíferos e microcrustáceos em mesocosmos reproduzindo diferentes tipos de lagoas (perenes e temporárias) e em diferentes tratamentos.

O tempo foi o único fator que de forma isolada foi significativamente importante sobre o SE de rotíferos e microcrustáceos. Contudo, para os microcrustáceos a interação

entre o tempo e o tipo de lagoa também foi significativa Já o tratamento não foi um fator significativo (Tabela 3).

Tabela 3. Resultado da ANOVA com medidas repetidas com base no índice de sucesso (SE) de estabelecimento para rotíferos e microcrustáceos, comparando os tratamentos R+D e D. (valores em negritos indicam resultados significativos: $\alpha=5\%$).

Rotíferos				
Fator	QM	gl	F	p
Tempo	0,058	3	7,373	<0,001
Tempo*Tipo	0,007	3	0,924	0,438
Tempo*Tratamento	0,004	3	0,492	0,69
Tempo*Tipo*Tratamento	0,002	3	0,306	0,821
Resíduos	0,008	39		
Microcrustáceos				
Fator	QM	gl	F	p
Tempo	0,073	3	7,378	<0,001
Tempo*Tipo	0,031	3	3,095	0,037
Tempo*Tratamento	0,012	3	1,184	0,327
Tempo*Tipo*Tratamento	0,012	3	1,221	0,314
Resíduos	0,01	42		

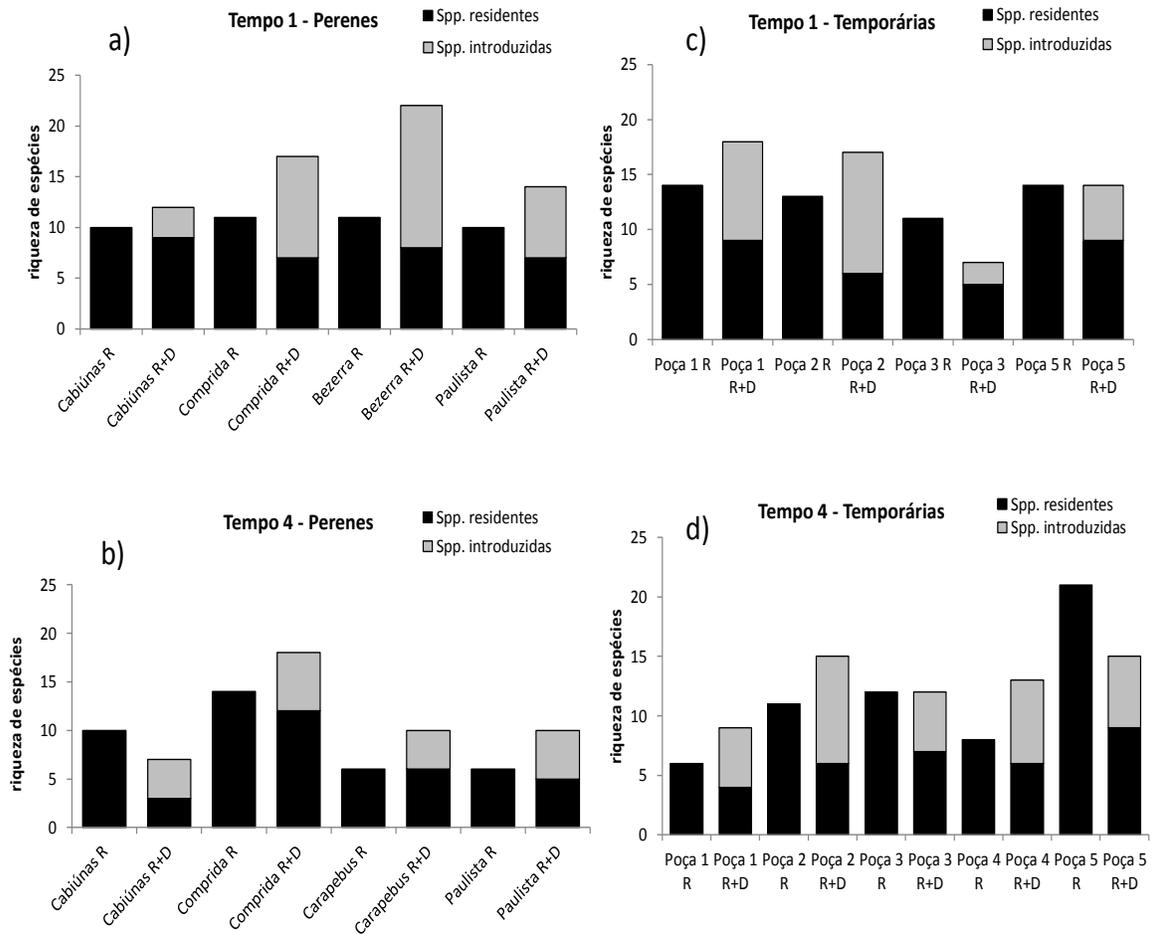


Figura 2. Riqueza de espécies residentes e introduzidas em ambientes perenes e temporários, nos tratamentos R e R+D, nos tempos inicial (1) e final (4).

No tempo 1, a dispersão artificial propiciou um grande incremento à riqueza de espécies de maioria das comunidades residentes (Fig. 2a; c). Dentre as lagoas perenes, Comprida e Bezerra apresentaram altos índices de espécies introduzidas no tratamento R+D. A lagoa perene em que foram encontradas menos espécies introduzidas foi Cabiúnas, cujo aumento na riqueza de espécies de sua comunidade foi de cerca de 30%. Nas lagoas

temporárias, também no tempo 1, de igual forma foi encontrado um grande número de espécies introduzidas nos tratamentos R+D (Fig. 2c). As maiores quantidades de espécies introduzidas foram encontrados nas poças 1 e 2, que obtiveram incremento de 100% e cerca de 300%, respectivamente. A menor contribuição das espécies introduzidas foi observada na poça 3, que não ultrapassou os 50%. Em todas as réplicas de lagoas temporárias houve uma diminuição da riqueza da comunidade residente, que variou de 36% (poças 1 e 5) a 54% (poça 3). Contudo, não houve diferenças significativas entre a riqueza de R e R+D destas lagoas (Tabela 4). Ainda no tempo 1, também observou-se diminuição da riqueza de espécies nas comunidades residentes das lagoas perenes nos tratamentos R+D. Esta diminuição variou de 10%, em Cabiúnas, a 36%, na lagoa Comprida.

No tempo 4, as lagoas perenes apresentaram uma tendência à diminuição da riqueza de espécies residentes e introduzidas, em ambos os tratamentos (Figura 2b). Houve diferenças significativas entre a riqueza de espécies dos tratamentos R e R+D das lagoas perenes ao longo do tempo (Tabela 4). As exceções a esta tendência foram a comunidade residente de Comprida no tratamento R, onde houve um aumento de 27% em relação ao tempo 1, e a riqueza de espécies introduzidas de Cabiúnas no tratamento R+D, onde observou-se 33% de aumento em relação ao tempo 1. Nas lagoas temporárias, observou-se que, em geral, a riqueza de espécies residentes e introduzidas se mantiveram próximas aos valores observados no tempo 1 (Figura 2d). A comunidade residente de poça 5, no tratamento R, apresentou aumento de 50% em sua riqueza de espécies. Porém, em relação à riqueza de espécies não houve diferenças significativas entre os tratamentos R e R+D das lagoas temporárias, porém o tempo foi um fator significativo (Tabela 4).

Tabela 4. Resultados da ANOVA com medidas repetidas para a riqueza total da comunidade entre os tratamentos R e R+D (valores em negritos indicam resultados significativos: $\alpha=5\%$).

Perenes				
Fator	GI	QM	F	p
Tratamento	1	0,182	21,118	0,019
Bloco	3	0,024	2,824	0,208
Resíduos	3	0,009		
Tempo	3	0,073	6,470	0,005
Tratamento*Tempo	3	0,048	4,192	0,024

Temporárias				
Fator	GI	QM	F	p
Tratamento	1	0,170	11,061	0,080
Bloco	4	0,017	1,094	0,529
Resíduos	2	0,015		
Tempo	3	0,045	5,293	0,009
Tratamento*Tempo	2	0,007	0,801	0,464

No geral, a densidade de indivíduos foi baixa, em ambos os tipos de lagoa, tratamentos e tempos observados (Figura 4). A maior parte dos mesocosmos apresentou comunidades cujas densidades não ultrapassaram 200 indivíduos por litro. Isso impossibilitou que as medidas de biomassa pudessem ser feitas na maior parte das espécies, já que estas não apresentaram um número de indivíduos suficiente para que esta avaliação

pudesse ser realizada. Por isso, as medidas de densidade foram utilizadas, ao invés das medidas de biomassa, na avaliação dos resultados obtidos.

No tempo 1, a maior densidade de espécies introduzidas nas lagoas perenes foi observada em Comprida (15 ind/L), enquanto que nas lagoas temporárias foi observada na poça 2 (36 ind/L). Contudo, a contribuição relativa das espécies introduzidas foi maior nas lagoas perenes do que nas temporárias. A contribuição relativa destas espécies para a densidade total da comunidade zooplanctônica variou de 8 a 70% nas lagoas perenes, em Cabiúnas e Paulista, respectivamente (Figura 3a). Já nas lagoas temporárias, esta contribuição relativa foi de, no máximo, 6% na poça 1 (Figura 3c). No tempo 5, a média de densidade total foi menor nas lagoas perenes do que nas temporárias, tanto em R quanto em R+D. Nas lagoas perenes a contribuição relativa das espécies introduzidas para a comunidade variou de 19 a 46%, em Cabiúnas e Carapebus, respectivamente (Figura 3b). Nas lagoas temporárias a densidade das espécies residentes foi maior entre os tratamentos R+D do que R, com exceção da poça 3. A contribuição relativa das espécies introduzidas variou de 23 a 38%, nas poça 5 e 1, respectivamente (Figura 3d). Contudo, tanto nas lagoas perenes quanto nas temporárias, não houve diferenças significativas entre a densidade dos tratamentos R e R+D (Tabela 5).

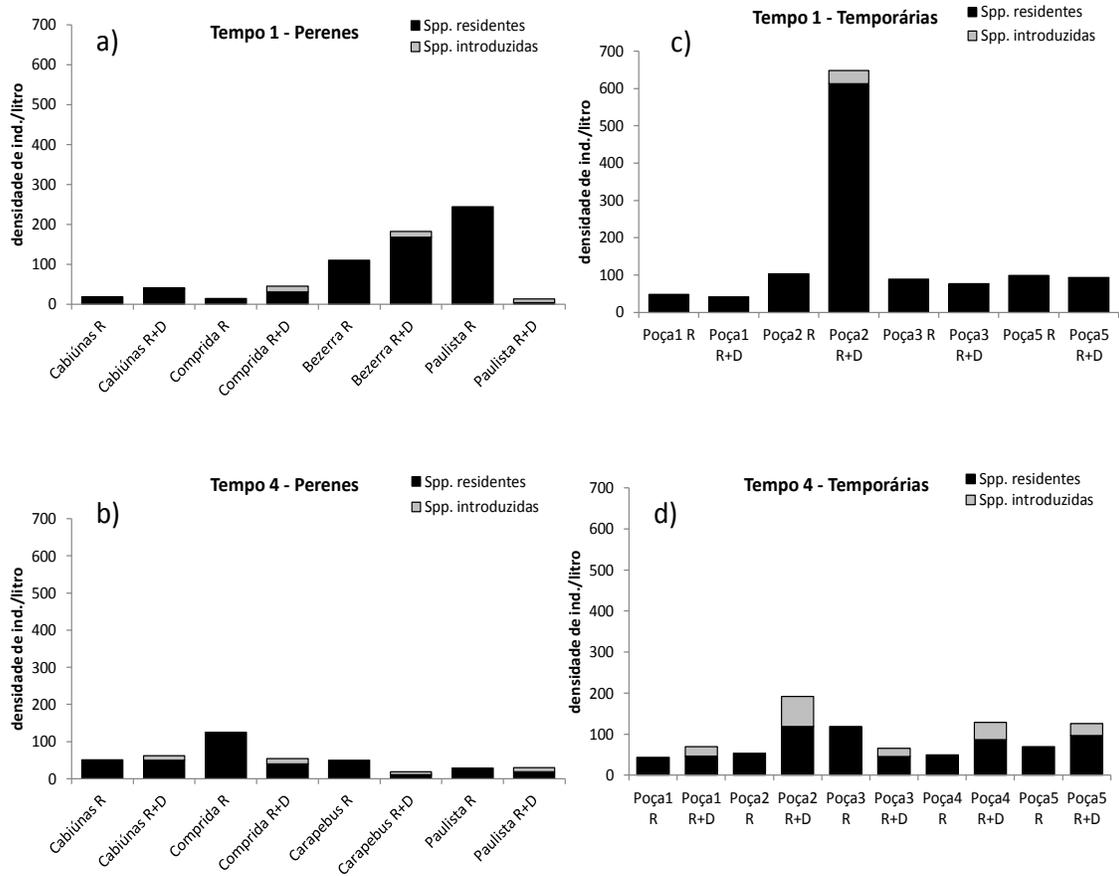


Figura 3. Densidade de espécies residentes e introduzidas em ambientes perenes e temporários, nos tratamentos R e R+D, nos tempos inicial (1) e final (4).

Tabela 5. Resultados da ANOVA com medidas repetidas para densidade total da comunidade nos tratamentos R e R+D.

Perenes				
Fator	gl	QM	F	<i>p</i>
Tratamento	1	0,216	1,045	0,382
Bloco	3	0,042	0,203	0,888
Resíduos	3	0,207		
Tempo	3	0,412	1,933	0,168
Tratamento*Tempo	3	0,061	0,285	0,836

Temporárias				
Fator	gl	QM	F	<i>p</i>
Tratamento	1	0,561	4,643	0,164
Bloco	4	0,031	0,260	0,883
Resíduos	2	0,121		
Tempo	3	0,138	2,530	0,090
Tratamento*Tempo	2	0,043	0,782	0,472

A figura 3 mostra a densidade das espécies introduzidas nos tratamentos R+D e D. De acordo com a ANOVA com medidas repetidas, não houve diferenças significativas entre estes dois tratamentos, tanto em lagoas perenes quanto em temporárias, porém o tempo foi um fator significativo sobre a densidade destas espécies introduzidas, em ambos os tipos de lagoa.

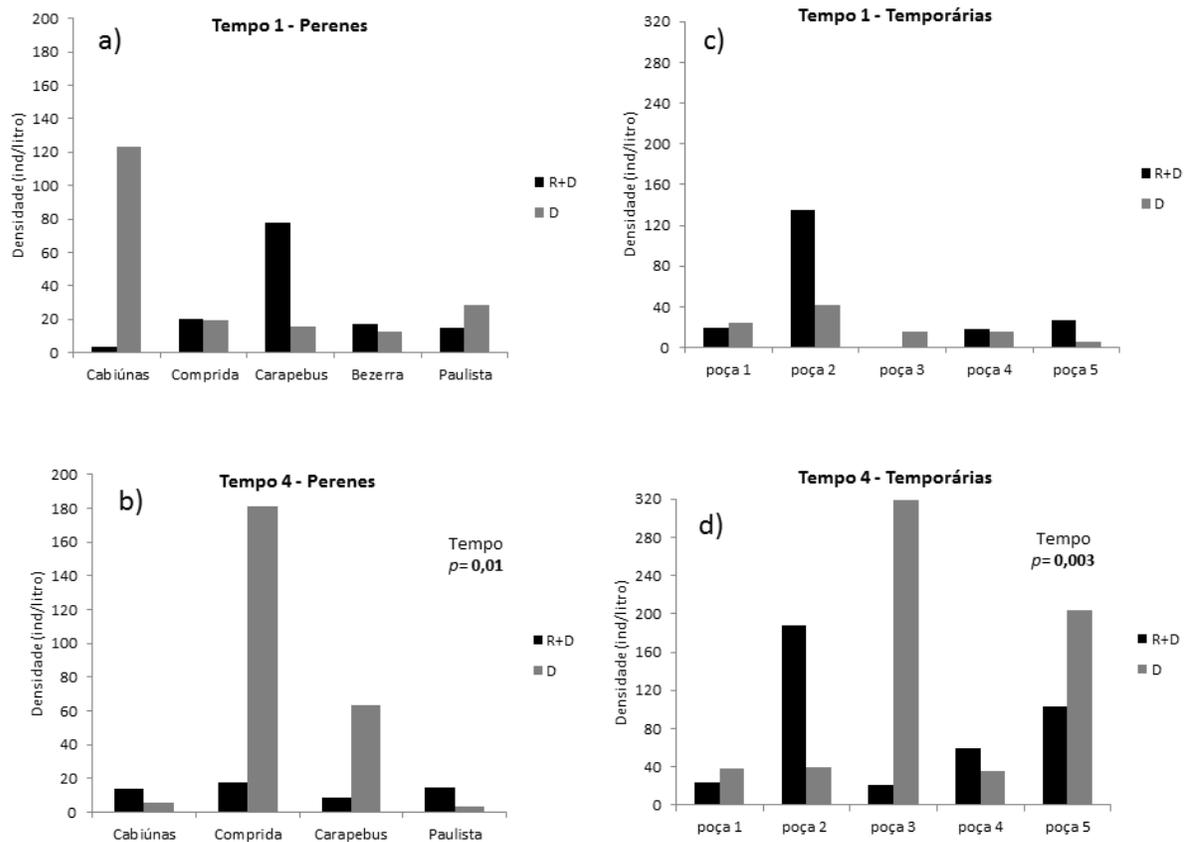


Figura 4. Densidade de espécies introduzidas nos tratamentos R+D e D, nas lagoas perenes temporárias. Os valores de p se referem aos resultados significativos obtidos através da ANOVA de medidas repetidas

3.3. Composição e similaridade

A comparação entre R e R+D de lagoas perenes e temporárias mostrou que estes tratamentos apresentaram comunidades similares em todos os tempos, com base nos índices de Jaccard e Bray-Curtis (anexos 3 e 4).

4. DISCUSSÃO

Os resultados deste experimento foram avaliados sob duas perspectivas: a da dispersão artificial (DA) e a da comunidade residente. A primeira explorou aspectos referentes à capacidade das espécies introduzidas de se estabelecerem nos ambientes manipulados. Já a segunda avaliou se as características bióticas e/ou abióticas de cada ambiente manipulado (perene e temporário) influenciaram na colonização destas espécies. Com base nestas duas abordagens foi realizada uma avaliação integrada dos resultados, buscando-se uma visão mais concreta sobre a temática deste estudo.

Todos os resultados referentes ao SE das espécies introduzidas foram iguais para ambientes perenes e temporários. Quando as espécies foram introduzidas artificialmente nos ambientes, a dispersão deixou de ser um fator limitante pra estas. O baixo sucesso de estabelecimento (SE) das espécies introduzidas pela DA mostra que poucas foram capazes de tolerar as características locais dos ambientes manipulados. Uma vez que as mesmas taxas de exclusão foram observadas nos tratamentos com a presença da comunidade residente (R+D) e onde não houve interações bióticas entre espécies residentes e introduzidas (D), o baixo SE não pode ser explicado pelas interações com as comunidades residentes. Assim, os fatores responsáveis pelas altas taxas de exclusão foram as características abióticas dos ambientes, que atuaram de forma rápida na eliminação das espécies, já que as exclusões ocorreram massivamente na primeira semana após introdução da DA. O que chamamos aqui de características abióticas são todos os fatores locais dos ambientes, exceto a comunidade zooplânctônicas residente, o que também engloba outras comunidades bióticas, como fitoplâncton e bacterioplâncton. Considerou-se que uma espécie conseguiu colonizar um tratamento quando esta permaneceu até o final do

experimento. Do total introduzido pela DA, poucas permaneceram. Estas aumentaram significativamente a riqueza das lagoas perenes, pois não houve perdas de espécies residentes. Nas poças, a mesma quantidade de espécies introduzidas permaneceu, mas ocorreram perdas de espécies residentes. Este balanço entre colonizações de espécies introduzidas e perda de espécies residentes fez com que a riqueza das poças parecesse igual ao que era originalmente. Em ambos os ambientes, as espécies introduzidas desenvolveram populações com densidades baixas, que contribuíram de forma insignificante para a densidade total das comunidades. Variações que ocorreram ao longo do tempo em todas as variáveis abióticas mensuradas podem ter causado a diminuição da densidade observada no final do experimento. Esta tendência foi especialmente acentuada nas espécies introduzidas, que neste período foram quase indetectáveis, mostrando-se extremamente raras. Mais uma vez, não foram as interações bióticas que regularam a densidade das espécies colonizadoras, já que foram observados os mesmos resultados nos tratamentos onde havia uma comunidade residente estabelecida e nos que não havia as mesmas. Todos esses resultados mostram que a dispersão não foi um processo importante para os ambientes manipulados, pois uma vez que foi realizado artificialmente não gerou alterações significativas nas comunidades residentes. Assim como observado no presente estudo, Louette et al. (2006) mostraram que a dispersão não é o fator mais limitante para comunidades zooplanctônicas, porém eles concluíram que as interações com as comunidades residentes foram cruciais em evitar a colonização das espécies introduzidas, indo de encontro ao que foi observado nesse estudo. Outros estudos sobre saturação de espécies ou abordagens correlatas também mostram que as interações bióticas são importantes sobre a exclusão de espécies invasoras (Jenkins e Buikema 1998; Shurin 2000; Louette *et al.* 2006; Taylor e Duggan 2012). Essas conclusões contraditórias não podem ser

facilmente explicadas, uma vez que envolvem vários fatores bióticos e abióticos, que atuam em diferentes escalas, de forma isolada ou interativa, o que requer estudos mais minuciosos sobre o assunto. Sabe-se que alguns fatores são importantes reguladores de comunidades aquáticas da região, como a salinidade (Caliman *et al.* 2010; Santangelo 2008; Rabelo 2012), pH (Rabelo 2012) e concentração de substâncias húmicas (Steinberg *et al.* 2010, Suhett *et al.* 2011). Estes afetam o zooplâncton de forma direta, ao impor restrições fisiológicas, e indireta, por influenciar na disponibilidade de alimentos (Holopainen 1992; Nielsen *et al.* 2003). Nos ambientes estudados, Estas variáveis formaram gradientes (discreto para salinidade e marcado para pH) e por isso podem estar relacionadas ao baixo SE das espécies. Parece que na região estudada, a maioria das espécies zooplanctônicas se comporta como estenotolerantes, pois não conseguem sobreviver sob quaisquer outras amplitudes de variação ambientais que não seja a encontrada nos seus ambientes de origem (Begon *et al.* 2007).

A hipótese deste estudo previa que a seca era um distúrbio intenso o suficiente para fazer com que as comunidades zooplanctônicas de poças temporárias retornassem periodicamente aos estágios iniciais de sucessão (Collison *et al.* 1995; Humphries & Baldwin 2003). As comunidades zooplanctônicas foram coletadas pouco mais de um mês após o enchimento das poças. Mesmo tendo experimentado um distúrbio recente, estas foram maduras o suficiente para oferecer resistência à maioria das espécies introduzidas artificialmente, mostrando que desenvolveram estratégias adaptativas que permitem transpor as limitações impostas pela seca. Algumas destas estratégias estão relacionadas ao desenvolvimento rápido e eficiência na produção de propágulos, que propiciam a dispersão espacial e temporal (Gillström & Hansson 2004). Nas mesmas poças temporárias, foi

realizado um estudo que mostra que a recolonização das comunidades zooplanctônicas é realizada principalmente pelas espécies oriundas do banco de ovos de resistência, e que estas comunidades atingem a estabilidade em um curto espaço de tempo, cerca de quinze dias (Paloma M. Lopes, comunicação pessoal). Nesse caso, estabilidade quer dizer que não ocorrem mais novas colonizações, mesmo com a chegada de novas espécies. Esses resultados mostram que as comunidades das poças provavelmente retornam a um estágio imaturo de sucessão após a seca, fazendo com que a dispersão seja novamente limitante, contudo esse processo rapidamente perde sua importância e estas comunidades passam em poucos dias a serem controladas novamente por fatores locais. Assim, pode-se dizer que as comunidades zooplanctônicas de poças temporárias possuem alta capacidade de resiliência, já que em pouco de tempo se tornaram tão resistentes às espécies invasoras quanto as comunidades de ambientes perenes, que não experimentam o mesmo distúrbio. A hipótese também previa que as lagoas perenes exerceriam forte resistência às espécies introduzidas, o que realmente foi observado. Uma comunidade zooplanctônica recém-formada pode deixar de ser limitada pela dispersão em poucos anos (Jenkins e Buikema 1998), caso não passe por nenhum distúrbio intenso, pois a dispersão destes organismos ocorre em altas taxas (Bohonak & Jenkins 2003). Com base nisso, é provável que as lagoas perenes utilizadas não sejam limitadas pela dispersão há tempos, já que são sistemas antigos que não costumam passar por distúrbios naturais. Além disso, o vento, que é a principal via de dispersão espacial do zooplâncton (Bohonak & Jenkins 2003), é muito frequente e intenso na região estudada, o que favorece que a dispersão ocorra (e quanto maiores forem as taxas de dispersão, menos limitante ela é para um sistema). As comunidades residentes das lagoas alcançaram tal maturidade que mesmo após a introdução de cinco vezes mais espécies do que ocorriam naturalmente, suas estruturas se mantiveram intactas. As

comunidades de poças e lagoas foram resistentes às espécies introduzidas, mas não foram as responsáveis por eliminá-las dos ambientes. As características abióticas que explicam as exclusões não puderam ser exploradas, pois o desenho experimental foi elaborado para testar a saturação dos ambientes e não as variáveis abióticas. Estas foram monitoradas apenas com o intuito de verificar se haveria variações entre os tratamentos de um mesmo ambiente, já que entre os ambientes essa variação era esperada, pois foram utilizadas réplicas verdadeiras. Os ambientes perenes e temporários manipulados neste estudo apresentam o mesmo padrão de saturação, mas são diferentes em muitos outros aspectos ecológicos, como ocorrência de distúrbios, presença de macrófitas aquáticas e predadores (Collinson *et al.* 2005). Isto permite que sustentem comunidades com composições distintas, não só na comunidade ativa como também no banco de ovos de resistências (Nascimento 2009), propiciando uma alta diversidade regional. Sabe-se que estes dois ambientes estão intimamente relacionados entre si, pois as poças funcionam, por exemplo, como fonte de espécies para lagoas perenes que passaram por distúrbios recentes, como a salinização (Rabelo 2012).

A dispersão é um processo importante para todos os ecossistemas (Begon *et al.* 2007). É através deste processo que as espécies chegam nos ambientes, dando início a sucessão ecológica que formará uma comunidade. Com o passar do tempo, a dispersão vai se tornando menos importante para os habitats, pois há cada vez menos espécies na região hábeis a colonizá-los (Jenkins & Buikema 1998; Loreau 2000; Shurin *et al.* 2000). Quando uma comunidade chega a um estado de saturação, ou perto dele, a dispersão dá lugar aos fatores locais, que se tornam os grandes reguladores. Para os ambientes perenes e temporários utilizados, a dispersão já não é mais tão importante, pois não há espécies novas

na região que possam colonizá-los. Conclui-se então que lagoas perenes e temporárias se encontram saturadas e que esta saturação não é causada principalmente pelas interações bióticas. As contradições observadas entre os estudos, que divergem tanto sobre a importância relativa da dispersão e dos fatores locais (Jenkins e Buikema 1998; Louette *et al.* 2006; Shurin 2000; Shurin *et al.* 2000; Louette 2005; Louette *et al.* 2006), quanto sobre quais fatores locais (bióticos ou abióticos) são os mais importantes, sugerem que mais investigações sobre o assunto são necessárias, abordando diferentes tipos de ambientes em diferentes regiões (costeiras, interiores e de altitude, por exemplo). Fatores como idade do habitat (Jenkins e Buikema 1993), incidência de ventos (Bohonak & Jenkins 2003) e diversidade regional (Shurin 2000) parecem ser importantes para a saturação e podem ter gerado as discordâncias do presente estudo em relação aos demais. Além disso, é comum que estudos experimentais utilizem água da torneira ao invés da água natural dos ambientes, o que limita a reprodução das condições naturais em ambientes artificiais, e podem subestimar a influência das variáveis abióticas sobre as comunidades zooplancônicas. Estudos comparativos entre ambientes perenes e temporários, que utilizem outras comunidades aquáticas, podem melhorar o conhecimento que se tem sobre estes ambientes no que se refere à contribuição relativa de fatores locais e regionais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Begon M. Townsend C.R & Harper J.L (2007) *Ecologia de indivíduos ecossistemas*. 4. ed. Porto Alegre: Artmed.
- Beisner B.E., Peres-Neto P.R., Lindström S.E., Barnett A. & Longhi M.L. (2006) The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology* 87 (12): 2985-2991.
- Blauster L. & Schwartz S.S. (2001) Why study ecology in temporary pools? *Israel Journal of zoology* 47 (4): 303-312.
- Bohonak A.J. & Jenkins D.G. (2003) Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. *6* (8): 783-796.
- Caley M.J. & Schluter D. (1997) The relationship between local and regional diversity. *Ecology* 78 (1): 70-80.
- Caliman A., Carneiro L.S., Santangelo, J.M., Guariento R., Pires, A.P.F., Suhett A.L., Quesado L.B., Scofield V., Fonte, E.S., Lopes P.M., Sanches L.F., Azevedo F.D., Marinho C.C., Bozelli R.L. Esteves F.A. & Farjalla V.F. (2012) Temporal coherence among tropical coastal lagoons: a search for patterns and mechanisms. *Brazilian journal of biology*. 70 (3): 803:814.
- Collinson, N. H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M. J., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. J. (1995). Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*. (74): 125-134.
- Connell H.V. & Lawton J.H. (1992) Species interaction, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *61*: 1-12.

- Gilström M. & Hansson L. (2004) Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Sciences* 66: 274-295.
- Golterman, H. L., R. S. Climo, and M. A. M. Ohnstad. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters*. I. B. P. Handbook no 8. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Greenwald G.M & Hulbert S.H. (1993) Microcosm analysis of salinity effects on coastal lagoon plankton assemblages. *Hydrobiologia*. 267 (1-3): 307-335.
- Havel J.E. & Medley K.A. (2006) Biological invasions across spatial scales: intercontinental, regional, and local dispersal of cladoceran zooplankton. *Biological invasions* 8: 459-473.
- Jenkins D.G. & Buikema A.L.J. (1998) Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecological monographs* 68: 421-443.
- Jones R.I. (1992) The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiologia*. 229: 73-91.
- Holopainen I.J. (1992) The effects of pH on planktonic communities, Case history of small forest pond in eastern Finland. *Ann. Zool, Fenicci*. 28: 95-103.
- Humphries P. & Baldwin D.S. (2003) Drought and aquatic ecosystems: an introduction. *Freshwater Biology*. 48 (7): 1141-1147.
- Louette G. & De Meester L. (2005) High dispersal capacity of cladoceran zooplankton in newly founded communities. *Ecology* 86 (2): 353-359.
- Louette G., Vander Elst M. & De Meester L. (2006) Establishment success in young cladoceran communities: An experimental test. *Limnology and Oceanography* 51 (2): 1021-1030.

- Lopes P. M., Caliman A., Carneiro L.S., Bini L.M. Esteves F.A. Farjalla F. & Bozelli R.L. (2011) Concordance among assemblages of upland Amazonian lakes and the structuring role of spatial and environmental factors. *Ecological Indicators* 11: 1171-1176.
- Loreau M. (2000) Are communities saturated? On the relationship between α , β and γ diversity. *Ecology Letters*. 3 (2): 73-76.
- Mackereth F. J. H., J. Heron, and J. F. Talling. (1978) Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association Scientific Publication no 36, Ambleside, UK.
- Nascimento M.O. (2009) Relação entre a profundidade com a riqueza da comunidade zooplanctônicas e do banco de ovos de resistência (Serra de Carajás – Pará). Dissertação de mestrado, Unigranrio.
- Nielsen D.L., Brock A.M, 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.
- Rabelo L.A. (2012) Importância da hidroconectividade e do banco de ovos de resistência na recolonização de ambientes costeiros por organismos zooplanctônicos. Dissertação de Mestrado, UFJF.
- Santangelo J.M., Bozelli R.L., Rocha A.M & Esteves F.A. (2008) Effects of slight salinity increases on *Moina micrura* (Cladocera) populations: field and laboratory observations. *Marine & freshwater research*. 59 (9): 808-816.
- Santos-Wisniewski M.J., Rocha O., Güntzel A.M. & Matsumura-Tundisi M. (2002) Cladocera Chydoridae of high altitude water bodies (Serra da Mantiqueira), in Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 62 (4): 681-687.

- Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M-L., Moss B. & Jeppensen E. (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Tree*. 8:8.
- Shurin J.B., Havel J.E., Leibold M.A. & Pinel-Alloul B. (2000) Local and regional zooplankton species richness: A scale-Independent test for saturation. *Ecology* 81 (11): 3062-3073.
- Shurin J.B. & Allen E.G. (2001) Effects of competition, predation, and dispersal on species richness at local and regional. *The American Naturalist* 158 (6): 624-637.
- Steinberg C.E.W., Vicentic L., Rauch R., Suhett A.L. e Menzel R. (2010) Exposure to humic material modulates life history traits of the cladocerans *Moina macrocopa* and *Moina micrura*. *Chemistry and ecology*. 26 (2) 135-143.
- Suhett A.L., Steinberg C.E.W., Santangelo J.M., Bozelli R.L. & Farjalla V.F. (2011) Natural dissolved humic substances increase the lifespan and promote transgenerational resistance to salt stress in the cladoceran *Moina macrocopa*. *Environmental science and pollution research*. 18 (6): 1004-1114.
- Taylor C.M. & Duggan I.C. (2012) Can biotic resistance be utilized to reduce establishment rates of non-indigenous species in constructed waters? *Biol. Invasions* 14:307-322.
- Thompson P.L. & Shurin J.B. (2012) Regional zooplankton biodiversity provides limited buffering of pond ecosystems against climate change. *Journal of animal ecology* 81: 251-259.
- Thomaz S.M. & Cunha E.R. (2010) The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 22 (2): 218-236.

Verreydt D., De Meester L., Decaestecker E., Villena M., Van Der Gucht K., Vanoormelingen P., Vyverman W. & Declerck S.A.J. (2012) Dispersal-mediated trophic interactions can generate apparent patterns of dispersal limitation in aquatic metacommunities. *Ecology Letters* 15: 218-226.

7. ANEXOS

Anexo 1. Resultados encontrados para as variáveis abióticas mensuradas no experimento, expressos em média com desvio padrão, valores máximo e mínimo. A média foi tomada com base nos três tratamentos e quatro tempos de medição para cada lagoa. A coluna “ambiente” refere-se aos resultados encontrados em condições naturais. (Ca: Cabiúnas; Co: Comprida; Car: Carapebus; Be: Bezerra; Pa: Paulista; P1-P5: Poças 1 a 5).

	OD (%)			OD (mg/l)		
	ambiente	média ± DP	máx - mín	ambiente	média ± DP	máx - mín
Ca	93,7	97,3 ± 14,5	113,5 - 74,1	1,06	7,7 ± 1,1	8,9 - 5,9
Co	85,4	99,1 ± 19,7	128,5 - 71,5	6,92	7,9 ± 1,4	9,6 - 5,7
Car	95,3	99,9 ± 9,48	109,7 - 73,5	7,53	8,1 ± 0,9	9,0 - 5,8
Be	88,0	95,8 ± 2,38	98,8 - 92,7	6,96	7,8 ± 0,6	8,8 - 7,1
Pa	78,0	99,7 ± 5,82	106,5 - 89,0	6,06	7,9 ± 0,5	8,6 - 7,3
P1	31,0	96,7 ± 5,62	103,1 - 87,7	2,6	7,8 ± 0,7	8,8 - 6,9
P2	30,1	90,2 ± 4,26	95,9 - 85,0	2,48	7,6 ± 0,6	8,4 - 6,3
P3	16,8	94,0 ± 4,09	99,8 - 86,6	1,38	7,6 ± 0,7	8,7 - 6,8
P4	72,9	91,8 ± 4,54	104,0 - 87,1	5,1	7,5 ± 0,6	8,4 - 6,6
P5	34,0	89,6 ± 5,14	99,6 - 80,0	2,75	7,5 ± 0,7	8,9 - 6,5

	Salinidade			Temperatura (°C)		
	Ambiente	média ± DP	máx – mín	Ambiente	média ± DP	máx – mín
Ca	0,2	0,2 ± 0,02	0,2 - 0,1	27,4	26,1 ± 6,0	36,1 - 17,9
Co	0,1	0,1 ± 0,00	0,1 - 0,1	25,6	24,8 ± 4,9	33,8 - 17,6
Car	1,3	1,2 ± 0,10	1,4 - 1,0	26,1	24,4 ± 4,4	30,4 - 17,8
Be	0,6	0,6 ± 0,10	0,7 - 0,3	26,9	24,7 ± 4,4	31,2 - 18,3
Pa	0,9	0,8 ± 0,10	1,0 - 0,6	27,2	24,7 ± 4,5	30,9 - 18,0
P1	0	0,1 ± 0,03	0,1 - 0,0	27	25,9 ± 5,3	35,4 - 18,0
P2	0,1	0,1 ± 0,00	0,1 - 0,1	27	25,2 ± 5,5	34,6 - 18,2
P3	0	0,0 ± 0,03	0,1 - 0,0	26,2	24,9 ± 4,3	31,1 - 18,3
P4	0,3	0,3 ± 0,04	0,3 - 0,2	21,7	23,7 ± 4,1	30,5 - 19,4
P5	0,2	0,2 ± 0,03	0,2 - 0,1	23,3	23,9 ± 4,3	32,2 - 19,6

	Condutividade (μs)			pH		
	Ambiente	média \pm DP	máx - mín	Ambiente	média \pm DP	máx - mín
Ca	379,6	353,7 \pm 56,9	447,3 - 245,2	6,4	6,3 \pm 1,5	8,2 - 4,1
Co	99,7	108,4 \pm 10,2	132,3 - 96,5	4,2	4,5 \pm 0,4	5,1 - 4,1
Car	2573	2279 \pm 294	2743 - 1884	7,2	6,8 \pm 0,9	8,3 - 5,9
Be	1222	1102 \pm 345	1532 - 118,0	6,1	5,8 \pm 1,1	7,8 - 4,5
Pa	1695	1572 \pm 234	1920 - 1132	6,8	6,5 \pm 0,6	7,8 - 5,8
P1	27,9	106,4 \pm 10,6	131,8 - 95,4	5,3	6,1 \pm 0,8	7,1 - 5,0
P2	25,8	177,6 \pm 22,1	206,7 - 144,5	3,7	3,8 \pm 0,2	4,2 - 3,5
P3	93,1	270,5 \pm 341,2	900,0 - 13,0	3,7	4,1 \pm 0,2	4,5 - 3,9
P4	583,0	454,9 \pm 249,6	698,0 - 52,0	4,3	4,4 \pm 0,4	4,9 - 3,9
P5	414,0	383,3 \pm 64,9	466,7 - 259,3	4,0	3,9 \pm 0,3	4,3 - 3,5

	NT (mg/l)			PT(μmol/L)		
	Ambiente	média ± DP	máx – mín	Ambiente	média ± DP	máx – mín
Ca	0,55	0,44 ± 0,97	0,67 - 0,29	0,02	0,01 ± 0,006	0,02 - 0,005
Co	0,73	0,92 ± 0,08	1,11 - 0,82	0,46	0,02 ± 0,009	0,03 - 0,009
Car	0,89	0,6 ± 0,10	0,78 - 0,40	0,02	0,01 ± 0,004	0,02 - 0,005
Be	1,23	0,97 ± 0,13	1,34 - 0,86	0,03	0,01 ± 0,009	0,03 - 0,003
Pa	0,45	0,55 ± 0,11	0,79 - 0,42	0,02	0,02 ± 0,009	0,04 - 0,007
P1	0,61	0,66 ± 0,04	0,70 - 0,58	0,05	0,02 ± 0,009	0,04 - 0,009
P2	2,59	2,09 ± 0,27	2,45 - 1,46	0,04	0,02 ± 0,011	0,04 - 0,006
P3	1,12	1,28 ± 0,17	1,65 - 1,06	0,03	0,02 ± 0,011	0,04 - 0,004
P4	1,67	1,67 ± 0,18	1,90 - 1,46	0,03	0,02 ± 0,009	0,03 - 0,004
P5	1,33	1,53 ± 0,17	1,76 - 1,23	0,01	0,01 ± 0,009	0,04 - 0,004

Anexo 2. Resultados da ANOVA com medidas repetidas para as variáveis abióticas mensuradas durante o experimento, As análises foram realizadas para as réplicas de lagoas perenes e temporárias separadamente (valores em negritos indicam resultados significativos: $\alpha=5\%$).

Perenes					Temporárias				
OD (%)									
Fator	gl	QM	F	<i>p</i>	Fator	gl	QM	F	<i>p</i>
Tratamento	2	0,00015	0,432	0,664	Tratamento	2	0,00003	0,131	0,879
Bloco	4	0,00073	2,097	0,173	Bloco	4	0,00223	9,671	0,004
Resíduos	8	0,00035			Resíduos	8	0,00023		
Tempo	3	0,03221	17,677	<0,001	Tempo	3	0,0028	6,282	0,002
Tempo*					Tempo*				
Tratamento	6	0,00037	0,204	0,973	Tratamento	6	0,00019	0,428	0,855

OD (mg/l)									
Fator	gl	QM	F	<i>P</i>	Fator	gl	QM	F	<i>p</i>
Tratamento	2	0,00048	1,348	0,313	Tratamento	2	0,00051	1,412	0,298
Bloco	4	0,00169	4,758	0,029	Bloco	4	0,00114	3,135	0,079
Resíduos	8	0,00036			Resíduos	8	0,00036		
Tempo	3	0,03615	21,12	<0,001	Tempo	3	0,02069	129,763	<0,001
Tempo*					Tempo*				
Tratamento	6	0,00052	0,305	0,93	Tratamento	6	0,00006	0,388	0,882

Salinidade									
Fator	gl	QM	F	<i>P</i>	Fator	gl	QM	F	<i>p</i>
Tratamento	2	0,0035	0,604	0,57	Tratamento	2	0,0005	0,255	0,781
Bloco	4	23,229	401,079	<0,001	Bloco	4	0,12933	66,043	<0,001
Resíduos	8	0,0058			Resíduos	8	0,00196		
Tempo	3	0,0579	11,462	<0,001	Tempo	3	0,00194	2,258	0,0983
Tempo*					Tempo*				
Tratamento	6	0,0019	0,385	0,884	Tratamento	6	0,00094	1,097	0,3832

Temperatura (°C)									
Fator	gl	QM	F	<i>P</i>	Fator	gl	QM	F	<i>p</i>
Tratamento	2	0,00053	0,598	0,573	Tratamento	2	0,00043	0,755	0,501
Bloco	4	0,00156	1,761	0,23	Bloco	4	0,00138	2,427	0,133
Resíduos	8	0,00089			Resíduos	8	0,00057		
Tempo	3	0,05839	321,249	<0,001	Tempo	3	0,1124	110,869	<0,001
Tempo*					Tempo*				
Tratamento	6	0,00012	0,677	0,669	Tratamento	6	0,00023	0,223	0,967

Condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}^{-2}$)

Fator	gl	QM	F	P	Fator	gl	QM	F	p
Tratamento	2	0,013	0,714	0,518	Tratamento	2	0,016	0,823	0,473
Bloco	4	3,39	190,313	<0,001	Bloco	4	0,6801	34,934	<0,001
Resíduos	8	0,018			Resíduos	8	0,0195		
Tempo	3	0,06286	1,87	0,152	Tempo	3	0,01679	0,11	0,953
Tempo*					Tempo*				
Tratamento	6	0,01637	0,487	0,814	Tratamento	6	0,00827	0,054	0,999

pH

Fator	gl	QM	F	P	Fator	gl	QM	F	p
Tratamento	2	0,164	2,37	0,155	Tratamento	2	0,076	1,483	0,283
Bloco	4	12,852	185,85	<0,001	Bloco	4	10,641	206,398	<0,001
Resíduos	8	0,069			Resíduos	8	0,052		
Tempo	3	13,162	22,012	<0,001	Tempo	3	17,689	13,654	<0,001
Tempo*					Tempo*				
Tratamento	6	0,092	0,154	0,987	Tratamento	6	0,0442	0,341	0,91

NT (mg/L)

Fator	gl	QM	F	P	Fator	gl	QM	F	p
Tratamento	2	0,0425	4,948	0,04	Tratamento	2	0,036	1,504	0,279
Bloco	4	0,5985	69,629	<0,001	Bloco	4	3,331	139,227	<0,001
Resíduos	8	0,0086			Resíduos	8	0,024		
Tempo	3	0,01203	4,603	0,008	Tempo	3	0,181	7,657	<0,001
Tempo*					Tempo*				
Tratamento	6	0,00444	1,698	0,15	Tratamento	6	0,02	0,867	0,528

PT ($\mu\text{mol}/\text{L}$)

Fator	gl	QM	F	p	Fator	gl	QM	F	p
Tratamento	2	0,00006	0,71	0,52	Tratamento	2	0,00002	0,433	0,663
Bloco	4	0,00008	0,97	0,474	Bloco	4	0,00006	1,43	0,308
Resíduos	8	0,00009			Resíduos	8	0,00004		
Tempo	3	0,0002	3,444	0,0267	Tempo	3	0,0004	4,771	0,007
Tempo*					Tempo*				
Tratamento	6	0,00002	0,299	0,9331	Tratamento	6	0,0001	1,234	0,312

Anexo 3. Resultados da PERMANOVA para a comparação entre os tratamentos R e R+D de lagoas perenes e temporárias, com base no índice de dissimilaridade de Jaccard.

Perenes						Temporárias					
Tempo 1											
Fator	gl	QM	F	R ²	P	Fator	gl	QM	F	R ²	p
Tratamento	1	0,2972	0,9969	0,1425	0,505	Tratamento	1	0,1912	0,6182	0,0934	0,253
Resíduos	6	0,2982	0,8575			Resíduos	6	0,3094	0,9066		
Total	7	1				Total	7	1			
Tempo 2											
Fator	gl	QM	F	R ²	P	Fator	gl	QM	F	R ²	p
Tratamento	1	0,3028	1,0076	0,1438	0,244	Tratamento	1	0,2813	1,0699	0,118	0,07
Resíduos	6	0,3005	0,8562			Resíduos	8	0,2629	0,882		
Total	7	1				Total	9	1			
Tempo 3											
Fator	gl	QM	F	R ²	p	Fator	gl	QM	F	R ²	p
Tratamento	1	0,3456	1,147	0,1605	0,124	Tratamento	1	0,2616	0,9715	0,1083	0,062
Resíduos	6	0,3013	0,8395			Resíduos	8	0,2693	0,8917		
Total	7	1				Total	9	1			
Tempo 4											
Fator	gl	QM	F	R ²	p	Fator	gl	QM	F	R ²	p
Tratamento	1	0,1538	1,2068	0,1311	0,242	Tratamento	1	0,2149	0,8322	0,0942	0,513
Resíduos	8	0,1274	0,8689			Resíduos	8	0,2583	0,9058		
Total	9	1				Total	9	1			

Anexo 4. Resultados da PERMANOVA para a comparação entre os tratamentos R e R+D de lagoas perenes e temporárias, com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis.

Perenes						Temporárias					
---------	--	--	--	--	--	-------------	--	--	--	--	--

Tempo 1

Fator	gl	QM	F	r ²	p	Fator	gl	QM	F	r ²	p
Tratamento	1	0,2139	1,0601	0,1502	0,389	Tratamento	1	0,1232	0,5784	0,0879	0,244
Resíduos	6	0,2018	0,8499			Resíduos	6	0,213	0,9121		
Total	7	1				Total	7	1			

Tempo 2

Fator	gl	QM	F	r ²	p	Fator	gl	QM	F	r ²	p
Tratamento	1	0,216	1,0262	0,1461	0,249	Tratamento	1	0,1905	1,1287	0,1237	0,059
Resíduos	6	0,2105	0,854			Resíduos	8	0,1687	0,8764		
Total	7	1				Total	9	1			

Tempo 3

Fator	gl	QM	F	r ²	p	Fator	gl	QM	F	r ²	p
Tratamento	1	0,2583	1,2091	0,1677	0,127	Tratamento	1	0,1931	1,1215	0,123	0,065
Resíduos	6	0,2136	0,8323			Resíduos	8	0,1722	0,8771		
Total	7	1				Total	9	1			

Tempo 4

Fator	gl	QM	F	r ²	P	Fator	gl	QM	F	r ²	p
Tratamento	1	0,1879	1,351	0,1445	0,253	Tratamento	1	0,1227	0,7553	0,0863	0,574
Resíduos	8	0,1391	0,8555			Resíduos	8	0,1625	0,9137		
Total	9	1				Total	9	1			